

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA
ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN PRODUCCIÓN AGRÍCOLA**



**“SILICATO DE MAGNESIO EN LA CONCENTRACIÓN DE PLOMO
Y CADMIO EN EL MAÍZ (*Zea mays*) EN CONDICIONES DE
INVERNADERO”**

Presentada por:

JUAN CARLOS OSTOLAZA FARRO

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAGISTER SCIENTIAE EN PRODUCCIÓN AGRÍCOLA**

Lima – Perú

2020

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA	5
2.1.	La contaminación ambiental	5
2.2.	Tipos de contaminación ambiental y causas que la producen.....	6
2.2.1.	Contaminación atmosférica.....	6
2.2.2.	Contaminación del agua	9
2.2.3.	Contaminación del suelo	13
2.3.	La actividad minera y su impacto ambiental.....	16
2.4.	Los metales pesados como contaminantes del suelo.....	18
2.4.1.	Reacción del suelo ante la presencia de metales pesados	22
2.5.	La contaminación de las cadenas tróficas	26
2.5.2.	Ingreso, transporte y acumulación del cadmio en plantas.....	32
2.5.3.	El Plomo, rango y contenido medio en vegetales	34
2.5.4.	El cadmio, rango y contenido medio en vegetales.....	36
2.6.	Remediación de suelos contaminados por metales pesados.....	39
2.6.1.	Técnicas de remediación de suelos	40
2.7.	Silicio en la naturaleza	51
2.7.1.	Formación del ácido silícico a partir de minerales silicatados.....	55
2.7.2.	El Silicio en el suelo.....	56
2.7.3.	El Silicio en las plantas	60
2.7.4.	Nutrición con silicio y fuentes de silicio usadas en la fertilización y enmendado de suelos.....	64
2.7.5.	El Silicio en la remediación del suelo	66
2.8.	La explotación aurífera en el Perú.....	70
2.8.1.	La explotación aurífera informal e ilegal en el Perú	72
2.8.2.	La explotación aurífera formal, informal e ilegal en la región Puno	76
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	79
3.1.	Tipo de investigación	79
3.2.	Formulación de la hipótesis.....	79
3.3.	Ubicación.....	79

3.4.	Materiales	79
3.4.1.	Suelo.....	79
3.4.2.	Cultivo indicador.....	80
3.4.3.	Silicato de Magnesio	80
3.4.4.	Otros materiales.....	81
3.5.	Metodología.....	81
3.5.1.	Procedimiento en campo	81
3.5.2.	Procedimiento en laboratorio:	83
3.5.3.	VARIABLES A EVALUAR	83
3.5.4.	Análisis de datos.....	83
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	84
4.1.	Análisis de materia seca en plantas de maíz.....	84
4.2.	Análisis del contenido de plomo en plantas de maíz.....	86
4.3.	Análisis del contenido de cadmio en plantas de maíz	88
V.	CONCLUSIONES	92
VI.	RECOMENDACIONES.....	93
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	94
VIII.	ANEXOS	111

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Contaminación del suelo por actividades industriales	14
Tabla 2: Principales técnicas de recuperación de suelo.....	16
Tabla 3: Sustancias tóxicas y sus efectos en las plantas.....	19
Tabla 4: Metales pesados y otros contaminantes, su procedencia y efectos	21
Tabla 5: Metales pesados y otros contaminantes, su procedencia y efectos	22
Tabla 6: Disponibilidad relativa de los metales retenidos en el suelo por las plantas.....	28
Tabla 7: Rangos y contenido medio de Pb en vegetales de consumo.	36
Tabla 8: Rangos y contenido medio de Cd en vegetales de consumo.	39
Tabla 9: Principales técnicas de recuperación de suelos.	40
Tabla 10: Contenido elemental en la litósfera y en los suelos.....	52
Tabla 11: Minerales de interés para carbonatación mineral	60
Tabla 12: Criterios para diferenciar a las plantas acumuladoras de silicio	63
Tabla 13: Fuentes de Si usadas como fertilizantes	66
Tabla 14: Contenido de Plomo y Cadmio de la muestra de suelo utilizado en la investigación.....	80
Tabla 15: Características físico químicas y generales del silicato de magnesio utilizado como enmienda en la investigación.....	81
Tabla 16: Comparación de medias para materia seca hoja (g)	84
Tabla 17: Comparación de medias para materia seca raíz (g).....	85
Tabla 18: Comparación de medias para materia seca total (hoja + raíz) (g).....	86
Tabla 19: Comparación de medias para plomo (Pb) en hoja (mg).....	87
Tabla 20: Comparación de medias para plomo (Pb) en raíz (mg).....	87
Tabla 21: Comparación de medias para plomo (Pb) total (hoja + raíz) (mg).....	88
Tabla 22: Comparación de medias para cadmio (Cd) en hoja (mg).....	89
Tabla 23: Comparación de medias para cadmio (Cd) en raíz (mg).....	90
Tabla 24: Comparación de medias para cadmio (Cd) total (hoja + raíz) (mg).....	91

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Relación existente entre la contaminación de los tres vectores ambientales: aire, agua y suelo.	6
Figura 2: Emisiones de metano en los 10 principales países de la GMI en la gestión del estiércol. Clasificación de la Global Methane Initiative, año 2010.....	8
Figura 3: Países que más contaminan los océanos	12
Figura 4: Pasivos ambientales de la actividad minera por región en el Perú	17
Figura 5: Principales fuentes de procedencia de metales pesados en suelos.....	20
Figura 6: Dinámica de los metales pesados	23
Figura 7: Esquema del ciclo biogeoquímico de los metales pesados en agro ecosistemas.	27
Figura 8: Esquema del ciclo biogeoquímico de los metales pesados en agro ecosistemas.	27
Figura 9: Movimiento apoplástico y simplástico del cadmio raíz –xilema.....	33
Figura 10: Esquemización de la absorción, acumulación y translocación del cadmio en la planta.....	34
Figura 11: Dinámica ambiental del Plomo	35
Figura 12: Flujo del cadmio en el medio ambiente	37
Figura 13: Vitricación in situ	45
Figura 14: Proceso de extracción de aire	46
Figura 15: Proceso de lavado de suelos.....	48
Figura 16: Tratamiento in situ de flushing	49
Figura 17: Arriba: Tetraedros de Si en diferentes representaciones. Abajo: Octaedros de Al.	53
Figura 18: Estructura laminar de un filosilicato del tipo 1:1. A la izquierda la secuencia vertical de elementos, a la derecha una representación del frente de la lámina.	54
Figura 19: Estructura laminar de un filosilicato del tipo 2:1. A la izquierda la secuencia vertical de elementos, a la derecha una representación del frente de la lámina.	54
Figura 20: Ilustración de la sílica hidratada amorfa	56
Figura 21: Dinámica del silicio en el suelo.	57
Figura 22: Clasificación de los compuestos de silicio en el suelo.....	59
Figura 23: Concentración de Al^{3+} monomérico en solución en función de la concentración de ácido monosilícico (H_4SiO_4)	60

Figura 24: Representación esquemática del sistema de absorción del Si en diferentes especies de plantas.....	61
Figura 25: Absorción de Si por arroz, pepino y tomate en una solución nutritiva con 0.5 M de Si como ácido silícico	62
Figura 26: Representación esquemática de células epidermales de arroz. SC: complejos silicio-celulosa.....	64
Figura 27: Impacto del Magnesil sobre la reducción de tres metales pesados As, Pb y Cd.....	68
Figura 28: Esquema de flujo en el proceso Soliroc.....	70
Figura 29: Participación de la minería en el total de exportaciones (Millones de US\$)	71
Figura 30: Oro: Producción por estratos 1990 – 2014 (Part. %).....	72
Figura 31: Producción de Oro: Informal (según MINEM) vs Ilegal/informal, 2003-2014 (Toneladas).....	73
Figura 32: Conflictos sociales según tipo, Diciembre 2017	75
Figura 33: Conflictos socio ambientales por actividad, Diciembre 2017.....	76
Figura 34: Concesiones Mineras Provincia de Sandía a Noviembre 2016.....	78

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Materia seca de plantas de maíz (gr/planta) cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.....	111
Anexo 2: Extracción y concentración de plomo en hojas, raíz y total (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.	111
Anexo 3: Extracción y concentración de cadmio en hojas, raíz y total (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.	112
Anexo 4: Análisis de variancia para materia seca en hoja (g/planta) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.	112
Anexo 5: Análisis de variancia para materia seca en raíz (g/planta) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.	113
Anexo 6: Análisis de variancia para materia seca total (hojas + raíz) (g/planta) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.	113
Anexo 7: Análisis de variancia para plomo (Pb) en hoja (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.	113
Anexo 8: Análisis de variancia para plomo (Pb) en raíz (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.	114
Anexo 9: Análisis de variancia para plomo (Pb) total (hoja + raíz) (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.....	114

Anexo 10: Análisis de variancia para cadmio (Cd) total en hoja (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.	114
Anexo 11: Análisis de variancia para cadmio (Cd) en raíz (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.	115
Anexo 12: Análisis de variancia para cadmio (Cd) total (hoja + raíz) (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.	115

RESUMEN

Los principales yacimientos de oro en la región Puno se ubican en las provincias de Lampa, Carabaya, San Antonio de Putina y Sandia, en esta última provincia se encuentra el distrito de Cuyocuyo cuyas reservas de oro se estiman en 50 millones de T.M. y donde impera la minería ilegal e informal que contamina los ríos y el suelo, afectando los cultivos, el ganado y la salud humana. De acuerdo con esto, la presente investigación tiene como objetivo determinar el efecto del silicato de magnesio como enmienda orgánica de suelo sobre la concentración de plomo (Pb) y cadmio (Cd) en el tejido del maíz (*Zea mays*) cultivado sobre una muestra de suelo contaminado proveniente del distrito de Cuyocuyo, provincia de Sandia, departamento de Puno. Para ello se procedió a analizar la muestra de suelo en laboratorio antes de la siembra, lo que determinó la presencia de plomo (Pb) y cadmio (Cd) en la muestra de suelo. Dicho suelo contaminado fue sometido a tratamientos crecientes de silicato de magnesio como enmienda de suelo sobre el cual se cultivó maíz y de donde se extrajeron muestras de tejido foliar que fueron analizadas a fin de determinar la concentración de plomo (Pb) y cadmio (Cd); a luz de los resultados, la presente tesis pudo demostrar que las plantas de maíz cultivadas sobre suelos contaminados con plomo (Pb) y cadmio (Cd) pero enmendados con silicato de magnesio concentraron en sus tejidos foliares menores cantidades de dichos metales contaminantes en comparación con el maíz cultivado sobre suelos sin enmendar, lo que indica que el silicato de magnesio incorporado como enmienda en el suelo tiene un efecto adverso a la solubilidad de los metales pesado con lo que se dificulta su absorción por las raíces de las plantas, minimizando así su paso a la cadena trófica.

Palabras clave: Metal pesado, suelo contaminado, tejido foliar, silicato de magnesio.

SUMMARY

The main gold deposits in the Puno region are located in the provinces of Lampa, Carabaya, San Antonio de Putina and Sandia, in the latter province is located in the district of Cuyocuyo, gold reserves are estimated at 50 million T.M. and where illegal and informal mining prevails, contaminating rivers and soil, affecting crops, livestock and human health. According to this, the present investigation aims to determine the effect of magnesium silicate as organic amendment of soil on the concentration of lead (Pb) and cadmium (Cd) in the tissue of corn (*Zea mays*) cultivated on a sample of contaminated soil from the district of Cuyocuyo, province of Sandia, department of Puno. To do this, the soil sample was analyzed in the laboratory before sowing, which determined the presence of lead (Pb) and cadmium (Cd) in the soil sample. This contaminated soil was subjected to increasing treatments of magnesium silicate as amendment of soil on which corn was cultivated and where leaf tissue samples were extracted that were analyzed in order to determine the concentration of lead (Pb) and cadmium (Cd); to the light of the results, this thesis was able to demonstrate that cultivated corn plants on soils contaminated with lead (Pb) and cadmium (Cd) but amended with magnesium silicate concentrated in their leaf tissues lower amounts of said contaminating metals compared to the cultivated corn on the soil without amendment, which indicates that the magnesium silicate integrated as organic amendment in the soil has an adverse effect on the solubility of heavy metals and with which it is difficult its absorption by the roots of the plants, thus minimizing his step to the trophic chain.

Key words: Heavy metal, contaminated soil, leaf tissue, magnesium silicate.

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación afecta directamente la economía global porque destruye los ecosistemas, degradando y haciendo inservibles e improductivas las tierras y las fuentes de agua, dos recursos fundamentales para cualquier actividad económica. Las industrias que son impulsadas por la economía son las principales fuentes generadoras de contaminación, por lo que se podría decir de algún modo que la actividad económica en parte produce contaminación ambiental que a su vez la afecta. Este hecho se agrava ya que además de verse afectadas las economías de los pueblos, ciudades y países enteros, también se ve afectado el medio ambiente y la salud humana, considerando esta última como la condición principal que deben tener los hombres para generar riqueza.

El suelo es uno de los componentes más importantes de la biosfera ya que funciona como un regulador natural del transporte de elementos y componentes químicos a la atmósfera, la hidrósfera y la biota. En consecuencia, el cuidado del suelo y su normal funcionamiento ecológico es tarea y compromiso de todos. Sin embargo, la irresponsabilidad, desconocimiento, desinterés y la generación de riqueza a cualquier costo han alcanzado al suelo y ha ocasionado impactos negativos que favorecen su degradación, generando problemas medio ambientales que llegan a afectar la salud de muchos seres vivos, incluyendo a la humanidad.

La degradación del suelo es un proceso de desgaste que reduce la capacidad productiva del suelo. Entre las causas de degradación del suelo podemos mencionar las siguientes: la erosión, que viene a ser la pérdida del suelo fértil por acción del agua o del aire; la deforestación como consecuencia de técnicas irresponsables de producción de cultivos, sobrepastoreo y explotación minera; el crecimiento urbano sobre suelo fértil y la contaminación generada por la industria, la minería y la aplicación irracional de agroquímicos que terminan finalmente depositando cantidades desmesuradas de residuos tóxicos como metales pesados entre los que predominan el plomo, cadmio, cromo,

mercurio, entre otros metales que pueden ingresar a la cadena alimenticia a través de los cultivos y que por su naturaleza no biodegradable resultan potencialmente peligrosos.

La degradación del suelo disminuye su capacidad productiva y por ende disminuye el área cultivable a lo largo del país. La contaminación del suelo producto de la actividad industrial, el uso irresponsable de agroquímicos y la explotación minera degrada el suelo agrícola debido a la acumulación de metales pesados susceptibles de ingresar a la cadena alimenticia a través de los cultivos ocasionando severas enfermedades difíciles de curar y que pueden conducir a la muerte de las personas y del ganado.

Adicionalmente a los problemas de salud que pueden causar las altas concentraciones de metales pesados absorbidos por los cultivos desde el suelo, se suma el abandono de las áreas agrícolas por parte de los agricultores debido a la baja productividad de los cultivos que se desarrollan sobre suelos degradados por la contaminación, agravando de esta manera el problema económico del sector rural desencadenando un problema social difícil de solucionar por los gobiernos de turno.

La contaminación del suelo agrícola causado por el incremento de la concentración de metales pesados como el plomo y cadmio afecta también a los cultivos agroindustriales y a los cultivos tropicales como el cacao, cultivos que no están exentos de superar los límites máximos de concentraciones de metales pesados en el tejido vegetal exigidos por los países de destino y que en una eventual denuncia internacional por presencia de contaminantes en el producto podría verse afectada la agroexportación con consecuencias catastróficas para la economía nacional.

La economía agraria del país basa su explotación económica en razón de un suelo apto, que produzca excelentes cosechas de cultivos inocuos, libres de residuos contaminantes y dentro del marco del respeto por el medio ambiente, ante tal situación se justifica plenamente la ejecución del presente trabajo de investigación que pretende contribuir con la conservación del suelo y la producción de cultivos inocuos dentro de lo permisible en pro de la economía del productor agrícola y sin arriesgar la salud del consumidor.

La presente tesis consta de ocho capítulos. Luego del resumen y la introducción, el capítulo dos corresponde a la revisión de literatura y contiene ocho secciones las cuales son: La contaminación ambiental; Tipos de contaminación ambiental y causas que la producen; La actividad minera y su impacto ambiental; Los metales pesados como contaminantes del suelo; La contaminación de las cadenas tróficas; Remediación de suelos contaminados por metales pesados; Silicio en la naturaleza y La explotación aurífera en el Perú.

El capítulo tres contiene los materiales y método de investigación utilizados. Este incluye el tipo de investigación; formulación de hipótesis; ubicación donde se desarrolló el experimento; materiales utilizados; metodología en campo; metodología en laboratorio; variables a evaluar y análisis de datos. El capítulo cuatro presenta los resultados y la discusión sobre las implicancias del estudio. El capítulo cinco y seis muestran las conclusiones y recomendaciones respectivamente. El capítulo siete corresponden a las referencias bibliográficas y finalmente el capítulo ocho muestra los anexos y los principales colaboradores para el desarrollo de la presente investigación.

El presente trabajo de investigación se orienta a la revaloración que merece el suelo como uno de los recursos naturales más importantes sobre el que se sostiene la vida en el planeta; el simple hecho de identificar a los agentes contaminantes alojados en el suelo provenientes de la actividad minera no contribuye con la sostenibilidad de éste vital recurso si es que no se optan por tecnologías de bajo impacto ambiental que neutralicen los efectos negativos de tales contaminantes sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y que eviten su degradación, es decir optar por tecnologías sustentables que permitan que el suelo no pierda su poder productivo desde el punto de vista agropecuario sin que esto ocasione un retroceso de la explotación minera si no por el contrario que se encuentren los complementos y sinergias entre la actividad minera y las tecnologías existentes que reduzcan su impacto.

La explotación del oro y otros metales en el departamento Puno activa la economía de la región y favorece el crecimiento y desarrollo de otros sectores productivos, sin embargo, los efectos colaterales como la contaminación del suelo son inminentes, sin duda la presencia de Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) entre otros metales pesados en el suelo son consecuencia de la actividad minera lo que provoca degradación del suelo y un alto riesgo

de que estos contaminantes ingresen a la cadena trófica y lleguen al ser humano desde el suelo pasando por los vegetales que en éste se cultivan, por ello, el hecho de entender la importancia del enmendado de suelos y conocer sobre la existencia de compuestos que actúan sobre la inactivación de metales pesados en el suelo se considera uno de los principales aportes de la presente investigación.

Finalmente, la presente investigación pretende sensibilizar a las personas, sobre todo a aquellas que dependen de la actividad minera para que reconozcan al suelo como uno de los recursos naturales más importantes para la manutención de la vida en el planeta, recurso que es considerado no renovable, frágil y de larga remediación y sobre el cual muchas familias hacen agricultura y ganadería para abastecer el mercado al que acude el resto de la población, por ello, hacer minería de forma irresponsable e informal sólo garantiza aumentar el riesgo de contaminación del suelo atentando así contra la vida de las personas y sus generaciones.

El objetivo principal de esta investigación fue determinar la concentración de Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) en el tejido vegetal (raíz, hoja y planta entera) del cultivo de maíz (*Zea mays*) en un suelo agrícola contaminado por relaves mineros, con el uso de enmiendas a base de silicato de magnesio orgánico.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. La contaminación ambiental

El medio ambiente o hábitat es un conjunto de factores de distinta naturaleza interrelacionados a un alto grado de complejidad y a la vez fragilidad, tales factores pueden ser bióticos o abióticos. Aquel lugar donde interactúan los seres vivos con el suelo, clima o geografía se denomina medio ambiente. Cuando se menciona que dichos factores tienen interrelaciones con un alto grado de complejidad y fragilidad quiere decir que a la más mínima alteración que se produzca en el entorno se pueden alterar también los requisitos indispensables para mantener la vida en el planeta. En los últimos años el incremento de la población mundial y el desarrollo tecnológico ha causado significativos cambios en el medio ambiente. El incremento de las necesidades poblacionales, el alto grado de satisfacción de los deseos y la naturaleza humana que sobrepasa los límites cuando de competir se trata, ha conllevado a una incesante, desmesurada e incontrolable explotación de los recursos naturales, muchos de ellos con poca o nula capacidad de renovarse, peor aun cuando esa explotación implica contaminación y degradación de los activos ambientales como el recurso suelo.

Encinas (2011) conceptualizó a la contaminación como “la presencia de sustancias o formas de energía no deseables en el aire, agua o suelo en concentraciones tales que puedan afectar al confort, salud y bienestar de las personas, así como el disfrute de todo lo que ha sido contaminado; es decir, el aire, agua o suelo estará contaminado si contiene sustancias materiales, energía en forma de ruido o calor que provoque efectos negativos en él; en contra parte, si ese algo no provoca efectos negativos, no se considerará contaminación del medio, en consecuencia ese algo no será nunca un contaminante. La contaminación del aire, agua y suelo están estrechamente relacionadas entre sí y no se pueden desvincular”. La Figura 1, muestra como los contaminantes fluyen con facilidad de un medio a otro, lo que dificulta y acompleja la solución a los problemas de contaminación.

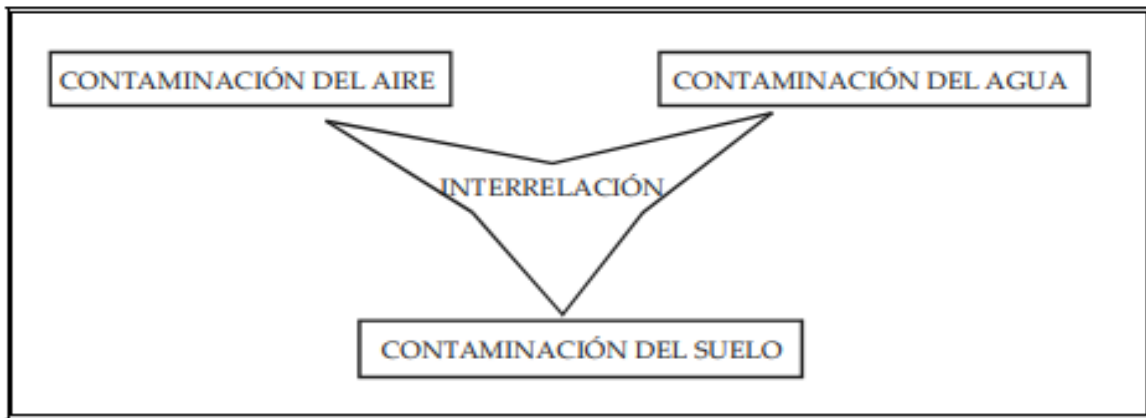


Figura 1: Relación existente entre la contaminación de los tres vectores ambientales: aire, agua y suelo.

FUENTE: Tomado de Encinas (2011).

La contaminación ambiental, y la explotación desmesurada de los recursos, son unas de las principales causas de los pasivos ambientales que en la actualidad cada vez más se acentúan en el planeta. Por ello, será de vital importancia conocer los tipos de contaminación ambiental, así como las causas que la originan, esto con la finalidad de sensibilizar al hombre, la sociedad y la industria para que modere su actividad y que su proceder esté orientado a no recrudecer tales problemas.

2.2. Tipos de contaminación ambiental y causas que la producen

El aumento poblacional y el descontrolado crecimiento industrial ocasionan graves problemas en el entorno natural conocidos como polución. Las causas de la polución o contaminación ambiental son diversas. Gonzales (2012) señaló que “la existencia de diversos elementos físicos, químicos, o biológicos en el medio que causen perturbación e inestabilidad en los ecosistemas son catalogados elementos contaminantes, los mismos que desenlazan distintas formas de contaminación”. Así mismo el autor, indica tres formas de contaminación: contaminación atmosférica, contaminación del agua y contaminación del suelo.

2.2.1. Contaminación atmosférica

Larios (2008) indicó que la presencia de ciertos gases existentes en la atmósfera son responsables del efecto invernadero, sin dicho efecto la vida en la tierra sería imposible; sin embargo, para el autor, “la actividad humana es responsable del aumento en el volumen

y relación de tales gases en la atmósfera”. Una gran parte de dichos gases provienen de la industria de hidrocarburos. Entre los principales gases invernaderos que se mencionan tenemos: anhídrido carbónico (CO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x), metano (CH₄), ozono (O₃) y clorofluorocarburos (artificiales). El autor recalca que “la actividad humana ha desnaturalizado la composición de mezcla de gases que compone la atmósfera, así la presencia de CO₂ ha pasado de 280 partes por millón en volumen (ppmv), en la era preindustrial a los 383 ppmv en la actualidad, creciendo a un ritmo de 1.9 ppmv por año. También han aumentado considerablemente las concentraciones globales en la atmósfera de metano y óxido nítrico como resultado de las actividades humanas desde 1750, y superan, con mucho, los valores preindustriales”.

La National Geographic (2010) precisó que la nube tóxica que se forma sobre las ciudades es la forma más incuestionable y usual de contaminación del aire. No obstante, para esta importante revista de corte científico, existe contaminación visible e invisible, responsables en gran parte del cambio climático. Esta misma investigación señala que la polución del aire se origina por la introducción a la atmósfera de sustancias producidas por el hombre, que a ciertos niveles desencadenan efectos perjudiciales sobre los organismos vivos y el entorno natural.

El gas carbónico es un elemento de impacto invernadero, responsable en gran manera del calentamiento global. Pese a que todos los organismos vivos elaboran anhídrido carbónico al respirar, éste es considerado elemento contaminante cuando se le relaciona con la combustión de motores de automóviles, aeronaves, centrales eléctricas o cualquier tipo de actividad que requiera el uso de combustible fósil como el gas natural, el petróleo o la gasolina. En las últimas quince décadas, estas actividades han lanzado a la atmósfera ingentes cantidades de gas carbónico que han elevado los niveles de éste por encima de donde habían estado durante miles de años (National Geographic, 2010).

El metano es considerado uno de los gases de mayor impacto invernadero y en consecuencia responsable del calentamiento global. Aun cuando en la actualidad el gas carbónico ocasiona el 80% del calentamiento global, el metano acumula 28 veces más calor, es decir tiene mayor forzamiento radiativo. Por suerte su presencia en la atmósfera es más reducida. En tanto el gas carbónico sobrepasó el año pasado las 400 ppm de unidades

de aire, el metano alcanzó las 1.834 pero por cada mil millones (ppmm). Cabe resaltar que de los 558 millones de toneladas de metano expulsadas cada año, el 60.8% es responsabilidad de la actividad humana y el resto se produce de forma natural (humedales, termitas, metano geológico). Finalmente, la tercera parte de las emisiones de metano derivan de la ganadería y, específicamente, del tracto gastrointestinal de las cabezas de ganado vacuno y caprino que alimentan al 50% de la población humana en la tierra. Los arrozales que alimentan también a billones de pobladores en la tierra, son causantes de al menos 9% del metano que año tras año se emite a la atmósfera (Criado, 2016). La Figura 2 muestra a los 10 países que produjeron las emisiones de metano más elevadas del mundo durante el 2010. El total alcanzó los 237 MMTCO₂E.

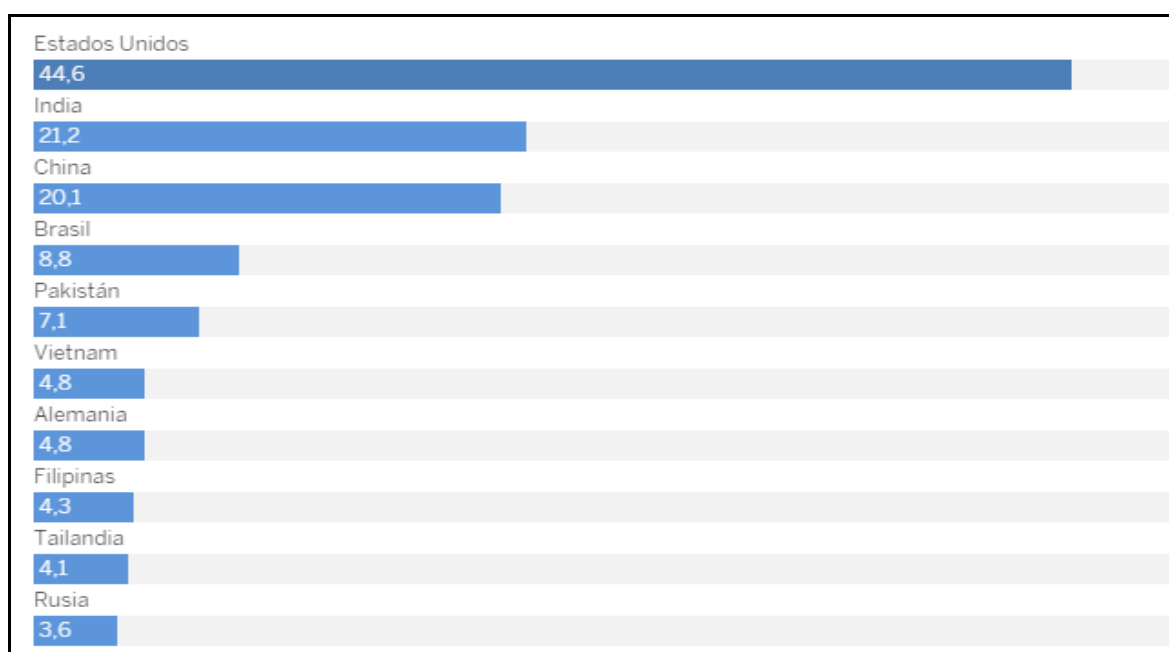


Figura 2: Emisiones de metano en los 10 principales países de la GMI en la gestión del estiércol. Clasificación de la Global Methane Initiative, año 2010

FUENTE: Tomado de Criado (2016)

Casalderrey (2011) manifestó que “en la atmósfera existen tres tipos de óxidos de nitrógeno, que pueden ser de origen natural como el monóxido de dinitrógeno (N₂O) o antropogénico, producidos por la acción del hombre como el monóxido de nitrógeno (NO) y dióxido de nitrógeno (NO₂)”. Según el autor, “el monóxido de dinitrógeno (N₂O) proviene de fuentes naturales y no es tóxico; en tanto, el monóxido de nitrógeno (NO) se produce en un 80% por causas naturales y el 20% es de origen antropogénico y por otro

lado el dióxido de nitrógeno (NO_2) se genera solo de manera antropogénica. Tanto el NO y NO_2 son contaminantes, pero el NO_2 es unas cuatro veces más tóxico que el NO ". Al respecto, Tena y Hernández (2014), indicaron que "los óxidos de nitrógeno son liberados al aire desde el escape de vehículos motorizados, por la combustión del carbón, petróleo o gas natural; no obstante, la agricultura sería la principal fuente de nitrógeno (N) liberado al medio ambiente, debido al uso de fertilizantes nitrogenados que liberan nitrógeno en forma de amoníaco (NH_3) y nitratos (NO_3^-) responsables de agudos problemas medioambientales como la lluvia ácida, eutrofización y el calentamiento global".

Álvarez (2014) resaltó que la prevención de la contaminación atmosférica pretende reducir la producción de contaminantes desde el origen en la medida de lo posible y reciclar los que se emitan. Para el autor, "tal prevención de la contaminación podría consistir en minimizar el volumen de desechos, disminución de la contaminación de la fuente a través de la implementación de técnicas de mantenimiento, modificaciones en el uso de materias primas o innovación tecnológica, reciclaje de los desperdicios tanto como sea posible, tratamiento y administración adecuada de los desechos. El controlar la polución atmosférica, actualmente, es una problemática gubernamental. En los países en vía de desarrollo la situación no tiene ocurrencia en toda su magnitud a diferencia de los países altamente industrializados; sin embargo, si se identifican problemas locales en la región por falta de una adecuada planificación territorial, por la importancia que se les da a tecnologías extremadamente contaminantes o por la inexistencia de leyes que protejan al medio ambiente.

2.2.2. Contaminación del agua

Cumbre Pueblos (2017a) al respecto señaló que el 97% del agua en la tierra es salada y el 3% es agua dulce proveniente de ríos, lagunas y lagos siendo este pequeño porcentaje de agua dulce el responsable de la vida en la tierra. Según Cumbre Pueblos la contaminación del agua puede conceptualizarse de diferentes maneras, la definición más común refiere a la acumulación de una o más sustancias extrañas al agua que se han concentrado de manera tal que ocasionan desequilibrios en la vida de seres vivos. Cumbre Pueblos preciso que los principales surtidores de contaminación del agua son las fábricas, las instalaciones de tratamiento y purificación de aguas residuales; los pozos petroleros, buques de petróleo y todo contaminante proveniente de los ríos, lagos o el subsuelo de difícil control.

Avellaneda *et al.* (2011), respecto a las actividades minera, petrolera, maderera, ganadera y agrícola sostuvieron que “éstas evacúan sus desechos en muchos casos agua contaminada con sustancias químicas tóxicas y metales pesados hacia fuentes de agua natural como mares, lagos y ríos, resultando dañino para cualquier especie de vida que depende del agua. Sin embargo, según los autores, también existirían formas naturales de contaminación originadas de diversas maneras, así por ejemplo, el agua podría presentar altas cantidades de metales pesados como Aluminio y Hierro producto de la meteorización natural del suelo o su erosión por la propia agua”. Según los autores, “la naturaleza del compuesto, metal pesado o agente contaminante, las aguas pueden cambiar su densidad y color, no obstante, para el caso de los metales pesados, muchos de ellos son invisibles y complejos de detectar, solo a través de costosos análisis de laboratorio se podría identificar el tipo de metal presente en el agua. Entre los compuestos y metales pesados con alta ocurrencia en el agua se pueden mencionar combustibles, aceite de motor, plaguicida, fertilizante, mercurio, aluminio, manganeso y hierro”.

Bermúdez (2010) indicó que “existen contaminantes químicos y físicos que alteran la composición del agua, condición que puede dañar la vida en el ecosistema, en tanto los contaminantes biológicos estarían conformados por organismos o microorganismos dañinos para los ecosistemas”. Entre los principales contaminantes señalados por el autor se mencionan compuestos orgánicos biodegradables, sustancias peligrosas, contaminación térmica, agentes tensioactivos, partículas sólidas en suspensión, nutrientes en exceso (eutrofización), gérmenes patógenos y sustancias radioactivas entre otros. Para Bermúdez, “la contaminación química del agua ocasionada por la actividad humana es supremamente superior a la ocasionada por causas naturales”, explicó por ejemplo que “el mercurio llega al océano a un ritmo dos veces y media superior al que sería debido a factores naturales; el manganeso multiplica por cuatro dicho ritmo natural; el cobre, el plomo y el cinc por doce; el antimonio por treinta y el fósforo por ochenta”. Algunos de los metales pesados, como el mercurio y el plomo, junto con el cadmio y el arsénico, son contaminantes graves, pues llegan en las cadenas tróficas marinas, y a través de ellas, al hombre.

Bigordá (2017) expuso que “la contaminación del agua es consecuencia de diferentes compuestos contaminantes vertidas de manera directa o indirecta en los ríos, lagos y mares y frente a ello la naturaleza reacciona autopurificándose aun cuando reciba una mínima

concentración de contaminantes, y así, conservar su equilibrio; el problema radicaría cuando los contaminantes superan la capacidad de absorción del ecosistema”. Según el autor, existen dos tipos de contaminación del agua, “la contaminación natural que se origina en base a su ciclo natural, durante el que puede entrar en contacto directo con sustancias minerales y orgánicas solubles existentes en el perfil del suelo, aire y la misma agua; la otra forma de contaminación del agua es la contaminación debido a la actividad del hombre, entre las que se pueden precisar los siguientes agentes contaminantes: los vertidos de sustancias tóxicas de procesos industriales y urbanos arrojados a ríos, mares y lagos, pesticidas y fertilizantes de uso agrícola que se filtran hacia acuíferos subterráneos, la basura arrojada en las costas, los combustibles contaminantes de embarcaciones, que van a parar al mar como consecuencia de accidentes y minerales inorgánicos y compuestos químicos utilizados en la actividad minera”.

Elementos químicos, patógenos y cambios físicos pueden ser considerados agentes contaminantes del agua; generalmente las sustancias químicas son tóxicas, los patógenos pueden originar patologías transmitidas por el agua en humanos animales; en tanto a la fisicoquímica del agua se mencionan a la temperatura, conductividad eléctrica, la acidez y la eutrofización. Así pues, los contaminantes pueden estar conformados por sustancias orgánicas e inorgánicas. Entre los contaminantes orgánicos del agua, se distinguen: (a) detergentes, empleados en procedimientos de purificación y potabilización del agua; (b) insecticidas y herbicidas, utilizados en agricultura; (c) hidrocarburos de petróleo, incluidos los combustibles, lubricantes y subproductos de su combustión; (d) compuestos químicos utilizados en la higiene personal y cosméticos y (e) contaminación con drogas, medicamentos y metabolitos. Entre los contaminantes inorgánicos del agua, se distinguen: (a) la acidez, causada por descargas industriales tales como el óxido de azufre y amoníaco proveniente de la industrialización de alimentos; (b) fertilizantes a base de nutrientes (nitratos y fosfatos) existentes en la escorrentía de aguas pluviales que se utilizan en agricultura; (c) metales pesados, originarios de la explotación minera; (d) limo, como sedimento en la escorrentía de la erosión del suelo como secuela de la deforestación y quema de bosques y (e) contaminantes flotantes como el papel, plástico o desperdicios de alimentos (EMAGEN 2017). La Figura 3 muestra los países que más contaminan los océanos con plástico en toneladas métricas durante el 2010.

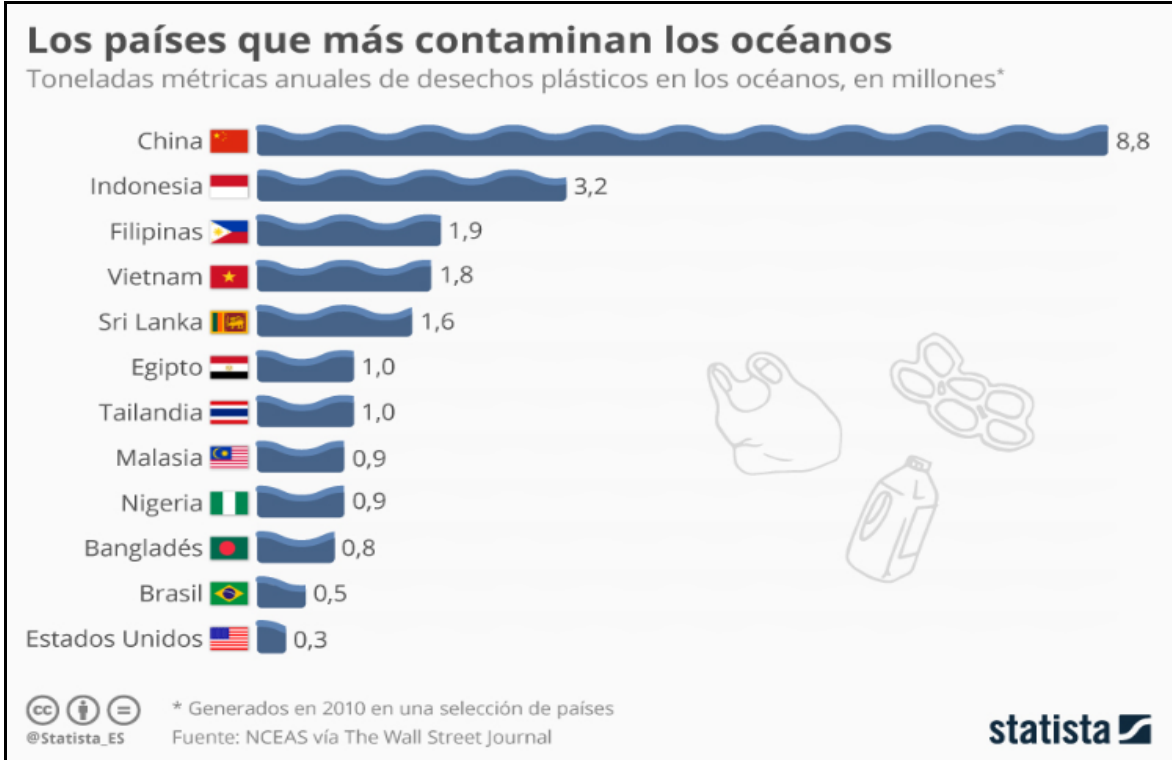


Figura 3: Países que más contaminan los océanos

FUENTE: Tomado de Moreno (2018).

Cumbre Pueblos (2017b) a través de su página web señaló que “la industria ha tenido mucha responsabilidad en cuanto a la polución del agua y se esperaría de ella una reivindicación industrial que apunte a la restauración y defensa del planeta; por ende, los estados deberían crear leyes que fueren a las industrias a limpiar los desechos que dejan su actividad en el ambiente, en especial en el agua; de tal manera que se logre reducir los contaminantes que invaden el ciclo vital del agua”. Entre otras alternativas que enfrentan a la polución del agua, Cumbre Pueblos resalta la contribución de la aparición de automóviles eléctricos que no producen gases que afecten la atmósfera por ende no habrán nubes contaminadas que desencadenen lluvias ácidas, principales formas de contaminar el líquido vital; así mismo, señaló como opción de remediación a la polución del agua, el hecho de regular el consumo de fertilizantes y pesticidas, ya que estos compuestos a la larga se agregan en fuentes de agua; como recomendación final Cumbre Pueblos recomienda una adecuada gestión de residuos desechados y evitar su escurrimiento, para Cumbre Pueblos “hay varias soluciones que ayudan a prevenir la contaminación del agua y en gran medida todas se basan en filtrar el agua; de manera tal que ésta siga su curso sin contaminantes que se integren a su composición y llegue a contaminar todo el espacio con

el paso del tiempo”.

2.2.3. Contaminación del suelo

Castillo (2017) explicó que “la contaminación del suelo se origina debido a su degradación química y su consecuente pérdida de productividad como consecuencia de la concentración de compuestos tóxicos en niveles que superan su capacidad de mitigación natural modificando perjudicialmente sus propiedades. Esta concentración de compuestos tóxicos se origina de manera exógena como resultado de la industrialización y la acción del hombre, no obstante, puede originarse también de manera natural o endógena cuando las fases de meteorización expulsan elementos químicos incluidos en las rocas y los aloja en el suelo superando niveles tóxicos”. Según el autor, “la capacidad natural de desintoxicación del suelo de los elementos contaminantes se da gracias a reacciones de adsorción y desorción, complejación, disolución, precipitación, reacciones ácido-base, óxido reducción y reacciones de funciones metabólicas”; las reacciones mencionadas están controlados por las propiedades físico, químicas y biológicas del suelo. De cualquier forma, el poder de descontaminación natural del suelo tienen límites, quiere decir que bajo ciertas circunstancias deja de ser efectivo incluso llega a revertirse el proceso y a transformarse en un surtidor de contaminación para las diferentes formas de vida que alberga y para los ecosistemas en los cuales forma parte.

El accionar del hombre impacta directamente en el suelo; diversas actividades como la ampliación de la frontera urbana, la industrialización, el transporte, la eliminación y vertido de compuestos extraños y el uso de fertilizantes, etc., modifican el status del suelo, produciendo alteraciones casi imposibles de cuantificar y sobre las que difícilmente se pueden prevenir efectos adversos de impacto negativo en los ecosistemas. Es muy importante entender que el suelo es una conexión entre la atmósfera y la hidrósfera, en consecuencia, la alteración del suelo debido a la polución del aire o debido a vertidos tóxicos, terminará impactando negativamente en el agua. Las refinerías de petróleo arrojan hidrocarburos al ambiente durante sus procesos y traslados de materias primas, las plantas siderúrgicas y de fundición de metales movilizan ingentes cantidades de chatarra con pérdidas que van al suelo, la actividad minera o extractiva desechan restos minerales y concentrados ricos en metales pesados contenidos en relaves que son arrojados al suelo, el desarrollo agrícola y la ampliación de sus fronteras y en contraparte el limitado recurso

agua hace que las grandes áreas de terreno cultivado sean regadas con agua de subsuelo con alto contenido de sales, etc.; esto provoca alteraciones y agresiones al suelo (Seoáñez 1998). La Tabla 1 muestra el origen de la contaminación del suelo proveniente de la atmósfera, de el agua y a partir de diversos sólidos, perturbación y efectos.

Tabla 1: Contaminación del suelo por actividades industriales

Origen	Perturbación	Efectos
Atmosférico	Acidificación del suelo por depósitos ácidos. Aporte de productos tóxicos (productos minerales y productos orgánicos).	Cambios en la actividad del suelo por inmisiones de SO _x y de NO _x . Acidificación del agua. Alteración de los procesos biológicos.
Aguas	Vertidos de origen industrial. Vertidos accidentales. Uso inadecuado de aguas residuales.	Intoxicación o degradación de áreas determinadas. Aportes de metales pesados. Intoxicación puntual. Degradación de áreas forestales o de cultivos. Colmatación de poros. Alteración de la biota del suelo. Aporte de metales pesados. Reacciones de intercambio iónico negativas. Alteración de las transformaciones de los elementos presentes.
Sólidos	Ocupación de suelos. Impermeabilización del suelo. Lixiviado en depósitos de materias primas y de residuos.	Impacto visual. Orientación inadecuada de la escorrentía. Contaminación del suelo. Contaminación de acuíferos. Olores. Intoxicación del suelo en ciertos casos.

FUENTE: Adaptado de Seoáñez (1998).

Reddy *et al.* (1999) indicaron que “actualmente se cuenta con diferentes formas de tecnologías para la restauración de suelos contaminados, aunque algunas aun en etapa experimental, tales tecnologías están diseñadas para aislar o destruir a los agentes contaminantes modificando su naturaleza y estructura química en base a procesos de reacción química, térmicos o biológicos. La elección de tales tecnologías dependerá de las propiedades del suelo y del elemento contaminante, de la eficacia que se espera de cada tratamiento, de su factibilidad económica y del tiempo estimado para su desarrollo”. En su opinión, Ortiz *et al.* (2007) precisaron “que según como sean aplicadas los métodos de remediación de suelos existirán técnicas in situ, que impactan sobre los contaminantes en el sitio donde están alojados, y técnicas ex situ, que requieren la excavación previa del suelo para luego tratarlo de manera on-site que quiere decir en el mismo lugar o en instalaciones externas requiriendo el transporte y traslado del suelo contaminado llamado también off-site; los tratamientos in situ no exigen tanto manejo, pero generalmente son más lentos dado que es más difícil que los agentes descontaminantes entren en contacto con toda el suelo contaminado; por otro lado, los tratamientos ex situ suelen ser más costosos pero a la vez más rápidos, normalmente se consigue una restauración más completa del volumen de suelo contaminado”.

Kaifer *et al.* (2004) indicaron que “en razón a los objetivos que se requieren conseguir al momento de remediar un suelo contaminado se distinguen las siguientes técnicas: (a) Técnicas de contención, ésta técnica se emplea para prever o aminorar al máximo la migración de los elementos contaminantes inorgánicos u orgánicos en suelos y hacia aguas de subsuelo, esta técnica no exige excavación del suelo y es relativamente económica; (b) Técnicas de confinamiento, ésta técnica llamadas también de solidificación, disminuye la movilidad de los agentes de polución gracias a procesos físico químicos, transformándolos en formas poco solubles y menos tóxicas (estabilización) o encapsulando el suelo contaminado en una estructura sólida de gran solvencia estructural (solidificación) y (c) Técnicas de descontaminación, dirigidas a aminorar la concentración de los contaminantes en el suelo”. La Tabla 2 muestra las principales técnicas de recuperación de suelo y su modo de aplicación.

Tabla 2: Principales técnicas de recuperación de suelo

Tipo de Tratamiento		Tratamiento	Aplicación
Descontaminación	Físico-Químico	Extracción	In situ
		Lavado	Ex situ
		Flushing	In situ
		Electrocinética	In situ
		Adición de enmiendas	In situ
		Barreras permeables activas	In situ
		Inyección de aire comprimido	In situ
		Pozos de recirculación	In situ
		Oxidación ultravioleta	Ex situ
	Biológico	Biodegradación asistida	In situ
		Biotransformación de metales	In situ
		Fitorrecuperación	In situ
		Bioventing	In situ
		Landfarming	Ex situ
		Biopilas	Ex situ
		Compostaje	Ex situ
		Lodos biológicos	Ex situ
	Térmico	Incineración	Ex situ
		Desorción térmica	Ex situ
Mixto	Extracción multifase	In situ	
	Atenuación natural	In situ	
Contención		Barreras verticales	In situ
		Barreras horizontales	In situ
		Barreras de suelo seco	In situ
		Sellado profundo	In situ
		Barreras hidráulicas	In situ
Confinamiento		Estabilización físico-química	Ex situ
		Inyección de solidificantes	In situ
		Vitrificación	Ex situ-In situ

FUENTE: tomado de Ortiz *et al.* (2007).

2.3. La actividad minera y su impacto ambiental

La minería produce todo tipo de compuestos residuales, residuos estériles, entre otros que pueden llegar a los suelos representando un grave problema para el crecimiento y desarrollo de la cobertura vegetal, entre los impactos negativos observables en suelos desestabilizados por la explotación minera se distinguen las siguientes: desequilibrios de la clase textural, carencia de una adecuada estructura edáfica, anomalía de las características químicas, antagonismos y problemas de asimilación de los nutrimentos esenciales, ruptura de los ciclos biogeoquímicos, limitada profundidad efectiva, dificultad para el desarrollo radicular, baja capacidad intercambio catiónico, problemas de infiltración del agua y presencia de compuestos tóxicos (García y Dorronsoro 2002).

La actividad minera de por sí afecta muchas cuencas del país, si bien la consecuencia negativa de tal polución geográficamente hablando es pequeña, el efecto contraproducente de tal contaminación puede ocasionar desequilibrios medioambientales muy desfavorables incluso poniendo en riesgo la salud de las poblaciones aledañas y de la región en su totalidad; una de las formas más frecuentes de polución del suelo agrícola se da vía la deposición de relaves cargados de metales pesados por efecto de los drenajes de la explotación minera. Según la naturaleza de la roca utilizada como insumo en la minería, los desechos producto de la explotación contendrán diferentes tipos de metales pesados, así como diferentes concentraciones. A fin de mitigar este pasivo ambiental, el tratamiento de suelos a partir de la reacción mineralógica de los desechos mineros con el silicio, se logrará la sujeción de metales pesados en el relave y gracias a esta encapsulación natural se mitiga la polución de las cuencas de los ríos (Romero *et al.* 2008). La Figura 4 muestra un incremento considerable en el inventario de pasivos ambientales mineros en el 2015 respecto al 2006 por región del país.

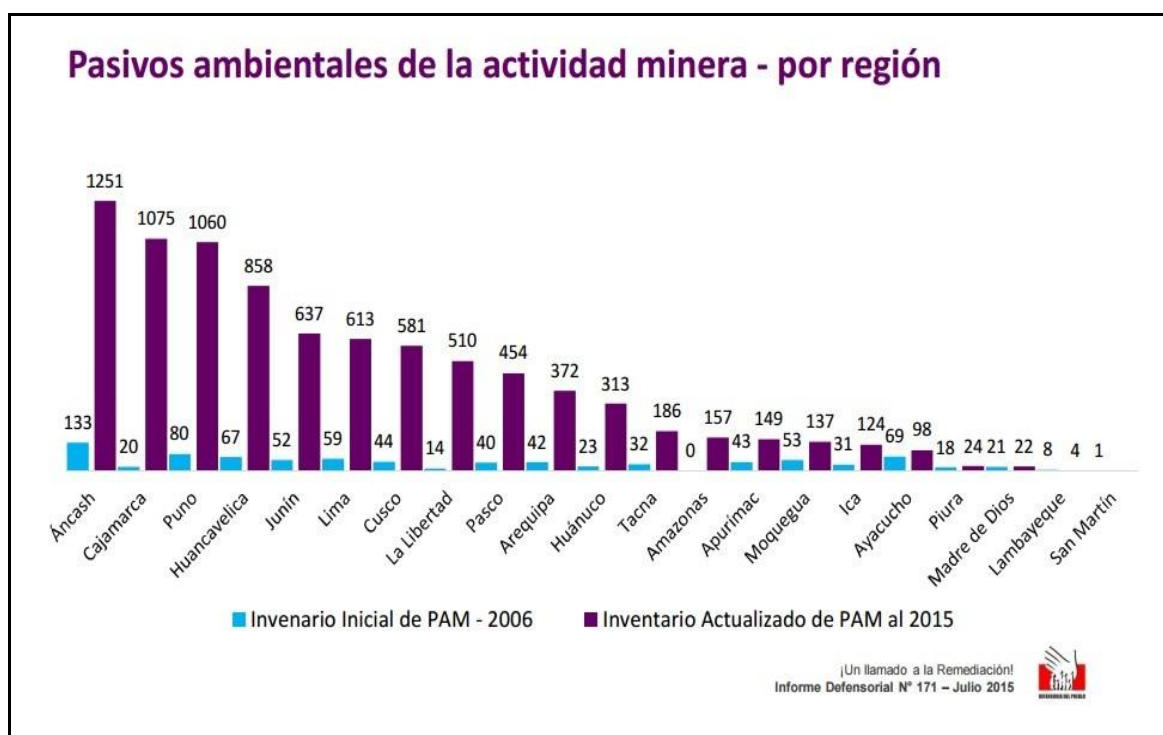


Figura 4: Pasivos ambientales de la actividad minera por región en el Perú

FUENTE: Tomado de Defensoría del Pueblo (2018).

2.4. Los metales pesados como contaminantes del suelo

Duffus (2002a) indicó que “desde hace más de dos décadas, se ha asociado a los metales pesados con la contaminación y la toxicidad, en este grupo recaen elementos metales y metaloides. Los metales pesados se expresan como elementos de densidad atómica superior a 6 g/cm^3 o polémicamente conceptualizados como elementos con propiedades metálicas y un número atómico superior a 20. Empero, no existe una definición que conglomere las particularidades, constituyentes y características tóxicas de los elementos que conforman arbitrariamente al grupo de metales pesados; es decir, no tienen base toxicológica”. Por esa razón, es indispensable una clasificación y categorización de los metales y los compuestos que forman con base en sus propiedades químicas que ayuden a proveer su nivel de toxicidad. De igual manera, es imperante determinar que clase o grupo de iones o compuestos metálicos poseen alta probabilidad de ser más tóxicos. El entendimiento de la biodisponibilidad de los metales pesados o sus compuestos ayudará a comprender el potencial toxicológico que puedan poseer. Paralelamente, la biodisponibilidad está supeditado a los parámetros biológicos del ecosistema y de las propiedades químicas y físicas de los elementos metálicos (Duffus 2002b). La indeterminación del concepto metales pesados, aplica para elementos que en pequeñas concentraciones son potencialmente tóxicos como Al, Pb, Cu, Zn, Hg, As y Cd.

Los metales pesados por su elevada densidad se relacionan a menudo con la contaminación o toxicidad. Sin embargo, esto no es del todo cierto, algunos metales pesados son esenciales en la nutrición vegetal como el Cu, Fe, Mn y Zn entre otros, para animales como el Co, Cr o Ni y para el hombre como Fe, Mn, Ni, Zn, Cu, V, Co y Cr. Adicionalmente, la presencia de otros metales pesados como el Cd o el Pb, no esenciales, podría perjudicar el desarrollo vegetal o ser tóxicos además para los animales y el hombre. La fitotoxicidad ocasionada por la elevada concentración de metales pesados, que afecta la fisiología de las plantas, se debe tanto a la toxicidad propia de los metales, como a su capacidad acumulativa en el tejido vegetal. Los efectos perjudiciales de los elementos pesados en las plantas son múltiples y se pueden mencionar los siguientes: perturbación de las relaciones planta-agua; aumento de la permeabilidad de las raíces, haciéndolas menos selectivas para la absorción y permeabilidad de elementos a partir de la solución suelo; inhibición de la fotosíntesis y respiración; y la alteración de la perturbación de los sistemas enzimática (Peris 2006). La Tabla 3 muestra distintos metales pesados y sus efectos en las plantas.

Tabla 3: Sustancias tóxicas y sus efectos en las plantas

Sustancia tóxica	Efectos
Cadmio	Disminuye la germinación de semillas, contenido de lípidos, y el crecimiento de la planta; induce la producción de fitoquelatinas.
Plomo	Reduce la producción de clorofila y el crecimiento de la planta; incrementa el superóxido dismutasa.
Níquel	Reduce la germinación de semillas, acumulación de masa seca, producción de proteínas, clorofila y enzimas; incrementa aminoácidos libres.
Mercurio	Disminuye la actividad fotosintética, absorción de agua y enzimas antioxidantes; acumula fenol y prolina.
Cinc	Reduce la toxicidad del níquel y la germinación de semillas; incrementa en crecimiento de la planta y el ratio de ATP/clorofila.
Cromo	Disminuye la actividad enzimática y el crecimiento de la planta; produce daño a la membrana, clorosis y daño a la raíz.
Cobre	Inhibe la fotosíntesis, el crecimiento de la planta y el proceso reproductivo; disminuye la superficie de área de la tilacoide.

FUENTE: Tomado de Akport y Muchie (2010).

Seoáñez (1999) indicó que “los contenidos de metales pesados en el suelo aumentan con la explotación industrial y el desarrollo urbano que vierten sobre su superficie una variedad de desechos procedentes de los procesos de depuración y refinamiento. Este tipo de contaminación, permite que metales pesados como el Pb o el Cd lleguen al perfil del suelo hasta profundidades que van entre los 35 a 40 cm”. Las formas asimilables de muchos metales pesados conocidos, incluyendo los dos ya mencionados, pueden permanecer de forma inalterable por mucho tiempo, adquiriendo características tóxicas, lo que puede llevar a peligrosos trastornos fisiológicos, tanto a las plantas como a los animales que los consuman.

Ortiz *et al.* (2007) indicaron que “los metales pesados se originan en el substrato litológico, apareciendo como elementos nativos o formando estructuras junto a los silicatos, sulfuros, carbonatos, hidróxidos y óxidos. Los grandes aportes se dan por deposición atmosférica y afectan en buena cuantía a los primeros centímetros de suelo; las deposiciones más relevantes de metales pesados en suelos se distinguen las cenizas y escorias de los procesos de combustión de hidrocarburos y derivados del petróleo”; como se muestra en la Figura 5, el aporte directo de actividades agrícolas y su acumulación proveniente de residuos urbanos, mineros e industriales (metalurgia, fabricación de pinturas, barnices,

disolventes, baterías, textiles, curtidos, etc.). La Tabla 4, muestra también el tipo de contaminante, su procedencia, capacidad de dispersión y efectos.

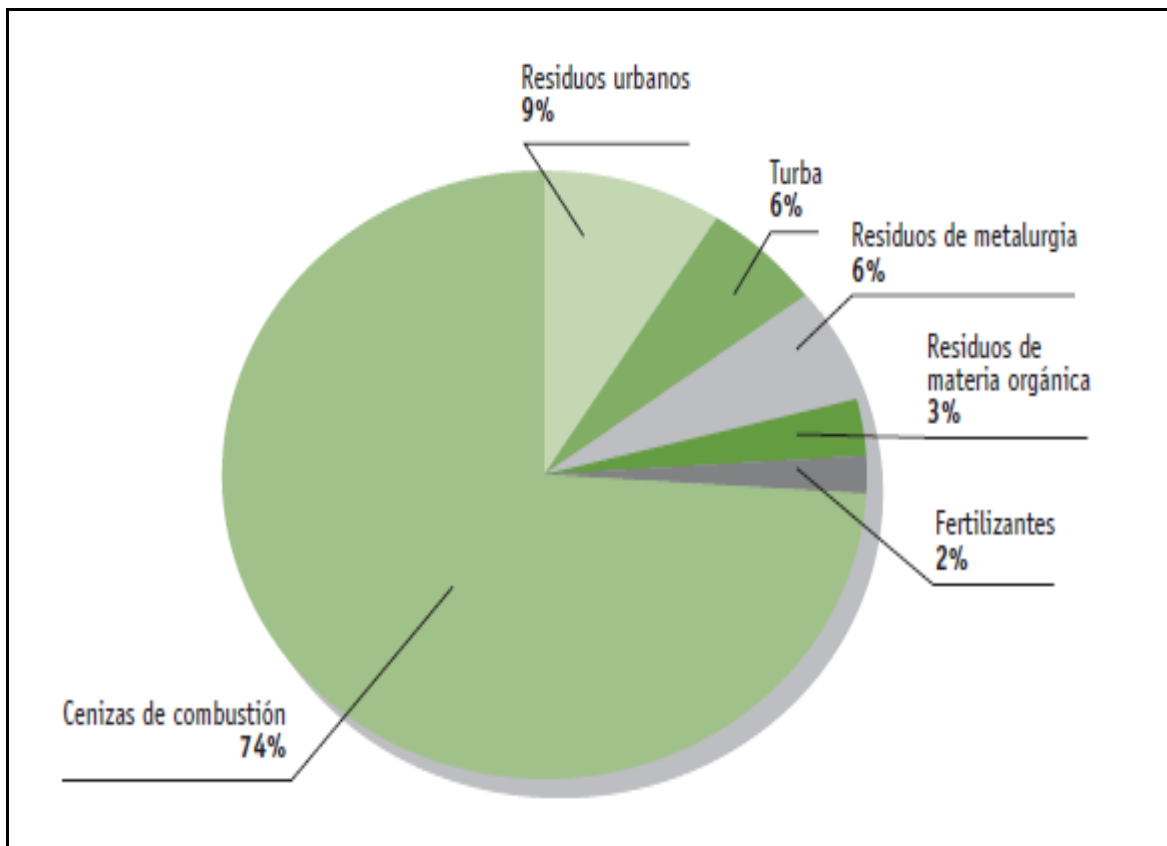


Figura 5: Principales fuentes de procedencia de metales pesados en suelos.

FUENTE: Tomado de Mas y Azcúe (1993).

Tabla 4: Metales pesados y otros contaminantes, su procedencia y efectos

<i>Tipo de compuestos</i>	<i>Procedencia</i>	<i>Capacidad de dispersión</i>	<i>Efectos tóxicos</i>
Metales pesados (Cd,Pb,Cr,Hg). Cianuros, Ácidos, Hidrocarburos	Industrias manufactureras. Granjas. Fumigación. Minería	Generalmente baja a moderada	Enfermedades del sistema nervioso. Cáncer
Hidrocarburos, Ácidos, Alcalis	Estaciones de servicio. Refinerías	De baja a moderada	Cáncer
Sales, Residuos plásticos, Alcalis, Residuos biológicos	Vertederos urbanos	De moderada a alta	Daños del sistema nervioso. Cáncer
Hidrocarburos, Plásticos, Metales, Cianuros, Aminas	Industrias automovilísticas	De moderada a alta	Daños en el sistema nervioso. Cáncer
Hidrocarburos aromáticos, Fenoles	Industrias metalúrgicas	De baja a moderada	Cáncer
Hidrocarburos simples, aromáticos, Semiconductores (As, Zn, Cd)	Transformadores eléctricos	Baja a moderada	Cáncer
Dioxinas, Metales pesados	Combustión de gasolinas	Baja	Formación de tumores

FUENTE: López (1995).

García *et al.* (2002) indicaron que “la reacción de los metales pesados en el suelo y su nivel de peligrosidad como contaminante, además de su concentración, dependerá de las propiedades del suelo, tales como pH, contenido de carbonatos, materia orgánica, etc. y de la naturaleza del metal. En función de ello, podrán ocurrir mecanismos de adsorción, desorción o de complejación; estos mecanismos definirán el nivel de biodisponibilidad de dicho metal. Tal biodisponibilidad es la que determinará el grado de polución metálica en el suelo, la misma que puede producirse de forma directa, es decir, efecto del o los metales pesados sobre la dinámica microbiana del suelo; de forma indirecta, cuando el metal es absorbido por las plantas inhibiendo su desarrollo o no, pasando éste a la cadena trófica”. No se puede descartar un efecto problemático colateral de la contaminación metálica, como es el lavaje natural de algún metal, pudiendo entonces provocar polución incluso a niveles freáticos. Respecto al lavaje natural, la Tabla 5, muestra el grado de movilidad de distintos metales pesados en relación a la reacción del suelo.

Tabla 5: Metales pesados y otros contaminantes, su procedencia y efectos

Asociaciones geoquímicas en suelos	Prácticamente inmóviles	Moderadamente móviles	Fácilmente móviles
Ácido (pH < 5,5)	Mo	Pb ²⁺ , Cr ³⁻⁶⁺ , Ni ²⁻³⁺ V ⁵⁺ , As ³⁺ , Co ²⁻³⁺	Sr, Ba, Cu, Zn, Cd, Hg
Neutro o débilmente ácido (pH 5,5-7,5)	Pb	Sr, Ba, Cu, Cd, Cr ³⁻⁶⁺ , Co ²⁻³⁺ , Mo ⁴⁺	Zn, V ⁵⁺ , As ⁵⁺
Alcalino o fuertemente alcalino (pH 7,5-9,5)	Pb, Ba, Co	Zn, Ag, Sr, Cu, Cd	Mo ⁶⁺ , V ⁵⁺ , As ⁵⁺

FUENTE: Tomado de Felipó (1992).

El Perú, es un país minero desde tiempos ancestrales por ende no escapa a la polución de los suelos por metales pesados. Se conoce que mucho antes del año 1990, año en que se decreta el código del medio ambiente en Perú, las leyes que tenían que ver con temas ambientales y ecológicos eran exiguas; lo que traía como secuela problemas de polución del suelo, agua y aire, afectando así la sanidad de la población, sobre todo a aquellos que vivían aledaños a los centros de explotación minera y de fundición. Un caso representativo e impecedero de contaminación de suelos en el Perú es la Oroya. En la Oroya, capital de la provincia de Yauli en la región Junín desde 1922 se desarrolla la industria de la metalurgia y siderurgia, las cuales se apoyan en 3 circuitos metalúrgicos: plomo, zinc y cobre, zinc y plomo; como subproductos de esta actividad se identifican al plomo, cadmio, arsénico y antimonio, entre otros elementos que son liberados al aire durante el proceso fundición, y por ser metales pesados una vez que contaminan el aire, pasan al suelo donde se concentran e ingresan a la cadena alimenticia magnificando su efecto contaminante con impacto negativo en la salud de los seres vivos (Cederstav y Barandiarán 2002). La Figura 6, muestra la dinámica de los metales pesados, flujos y llegada a la cadena trófica.

2.4.1. Reacción del suelo ante la presencia de metales pesados

La presencia de los metales pesados como agentes contaminantes en el suelo se relaciona esencialmente con diversas actividades económica ejecutadas por el hombre como lo es la minería. En el momento que los metales pesados se alojan en el suelo, éstos eventualmente pueden quedar fijados en el mismo o solubilizarse en la solución suelo gracias a diversos mecanismos químicos o biológicos (Pagnanelli *et al.* 2004). “Los metales pesados integrados en los suelos se re disponen y distribuyen paulatinamente entre los componentes

En tanto la materia orgánica, influye directamente sobre la sorción y la formación de complejos órganos minerales gracias a su acción quelatante. Los compuestos húmicos derivados de la materia orgánica otorgan mucha estabilidad a los metales pesados al punto de llegar a inmovilizarlos; no obstante, también existen compuestos orgánicos en el suelo de bajo peso molecular que mejoran la solubilidad de los metales pesados en el suelo y que provienen de fitosideróforos radiculares o de la actividad microbial del suelo. De los compuestos orgánicos capaces de ceder electrones y formar enlaces iónicos o covalentes con los metales, se pueden indicar los siguientes: carboxilos, alcóxidos, fosfatos y enolatos (Seoáñez 1998).

b. Acción de los organismos del suelo sobre los metales

Los metales pesados nativos o introducidos en el suelo son susceptibles al ataque de los microorganismos del suelo, los mismos que forman compuestos capaces de acomplejar a los metales; no obstante, ciertas especies de microbios actúan sobre ellos a través de reacciones químicas; por ejemplo, el manganeso bajo las forma de Mn^{2+} o Mn^{1+} , es atacado por los microbios en función al pH del suelo, es decir, si el pH es alcalino, ocurrirá una oxidación a MnO_2 (Mn^{4+}) realizada por bacterias del género *Aerobacter*, *Flavobacterium*, *Bacillus*, bacterias ferruginosas como *Clonothrix*, *Pseudomonas* y *Leptothrix*; por el contrario, en condiciones anaeróbicas el manganeso se reduce por acción de bacterias anaeróbicas. Acerca del Fe, éste puede sufrir reacciones de oxidación con el paso de Fe^{2+} a Fe^{3+} o reductivas de Fe^{3+} a Fe^{2+} ; el Fe puede ocurrir en el suelo en forma de quelatos gracias a la descomposición de la materia orgánica, los microorganismos responsables de las transformaciones del Fe generalmente se pueden agrupar en bacterias autótrofas como *Thiobacillus ferro-oxidans* y *Ferrobacillus ferrooxidans*; en tanto, entre las bacterias reductoras del Fe tenemos a las *Pseudomonas*, *Clostridium*, *Bacillus* y ciertas especies de enterobacterias. En cuanto a la metilación del arsénico en el suelo llevado a cabo por hongos como *Fusarium*, *Mucor*, *Aspergillus*, *Candida* y del mercurio gracias a la acción bacteriana, estas reacciones de metilación se muestran como sistemas de descargas de las formas más tóxicas del metal y mecanismos de desintoxicación de la materia viva (Seoáñez 1998).

c. Mecanismos de sorción, precipitación y disolución de metales por el suelo

Seoáñez (1998) indicó que “los mecanismos de sorción, precipitación y disolución de los metales pesados en el suelo dependerán fundamentalmente de algunas condiciones como las características del suelo o el volumen de los vertidos, etc., lo que los hace complicados y de difícil control. Muchas veces se observa con mayor frecuencia mecanismos de precipitación sobre mecanismos de sorción y esto debido al pH, a la presencia de pares iónicos o a la cantidad del metal en el suelo. Las precipitaciones del metal tendrán lugar cuando ocurra una disolución y una sorción superficial debido a una disminución metálica de la solución suelo por efecto del lavaje o por la absorción radicular”. El autor indicó además que “la biodisponibilidad de los metales está regulada en buena medida por el intercambio de iones; por otro lado, ciertas sustancias orgánicas solubles complejan bien el Mn, Zn y Cu incorporándolos a la solución suelo; en tanto, los hidróxidos metálicos tendrán cierta relevancia sobre los procesos de sorción de los metales pesados en el suelo”. Seoáñez (1998) señaló además que “la biodisponibilidad de los metales disminuye o incrementa la sorción cuando sube el pH del suelo, esto puede ocurrir debido a precipitaciones de óxidos de Mn o de hidróxidos de metales pesados, concentraciones de carbonatos y fosfatos en la solución del suelo, a la disolución y precipitación de óxidos de Fe y Mn y por último al grado de sorción de los metales por la materia orgánica y por los hidróxidos”.

d. Formación de complejos metálicos en el suelo

Los metales pesados en el suelo se exponen a reacciones inorgánicas o están a la orden de quelaciones producto de la actividad biológica del suelo, en ambas situaciones formando complejos. Muchos componentes orgánicos tienen el poder de ceder electrones en la formación de complejos metálicos; los carboxilatos, enolatos, fosfatos y los alcóxidos, etc., entre otros compuestos orgánicos poseen estas características. Entre los principios que otorgan estabilidad a los complejos se pueden mencionar la carga y dimensión del ión metálico, el carácter electronegativo de los agentes complejantes, las repulsiones electrostáticas existentes entre los grupos de que ceden electrones ligandos y los factores medioambientales. El mecanismo por el cual los átomos del metal en disolución son atrapados por moléculas en forma de anillo, se denomina quelación, responsable de formar

complejos muy estables en función al número y tamaño de anillos, por ejemplo, a mayor número y menor tamaño, más estabilidad. Finalmente, el incremento de la temperatura y de la fuerza iónica, así como el aumento de la constante dieléctrica del solvente pueden desestabilizar al quelato (Seoánez 1998).

2.5. La contaminación de las cadenas tróficas

Galán y Romero (2008) precisaron que “los metales pesados por lo general se encuentran presentes en los suelos y en las plantas en pequeñas concentraciones ($< \text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$). Los niveles nocivos de acumulación de los metales pesados en los suelos es consecuencia de la contaminación siendo considerada una forma especial de degradación. La ocurrencia de metales pesados en el suelo podría tener un origen geogénico, es decir, procedentes de la roca madre, actividad volcánica, o del lavaje de meteorizaciones; en tanto los metales pesados antropogénicos provienen por lo general de residuos provocados por la actividad industrial, minería e industria agrícola. La contaminación del suelo hasta hoy es uno de las temáticas más discutidas en el contexto medioambiental, social y administrativo, siendo la remediación de un suelo degradado o contaminado el principal reto ambiental que se tiene que abordar en el corto plazo. El agravante de los contaminantes en el suelo además de su concentración, es su biodisponibilidad, es decir su paso a la cadena trófica a través de los vegetales y otros seres vivos, lo que pone en riesgo la salud y bienestar de todos los que participan en la cadena alimenticia, incluido el hombre, siendo esto una cuestión prioritaria por resolver”.

La Figura 7 muestra los probables surtidores contaminantes que proveen de metales pesados tanto al suelo como a los cultivos. También se aprecia el flujo de los metales pesados desde el sistema suelo-planta a los seres humanos. En consecuencia, la contaminación por metales pesados de los suelos puede afectar de manera directa a la salud humana (Nriagu 1988). Los metales pesados pueden llegar al hombre desde el suelo debido a la ingesta directa o a través de la alimentación a base de vegetales y/o animales, y también a través del aire y las aguas superficiales (Oliver 1997). La Figura 8 esquematiza el ciclo biogeoquímico de los metales pesados en agro ecosistemas.

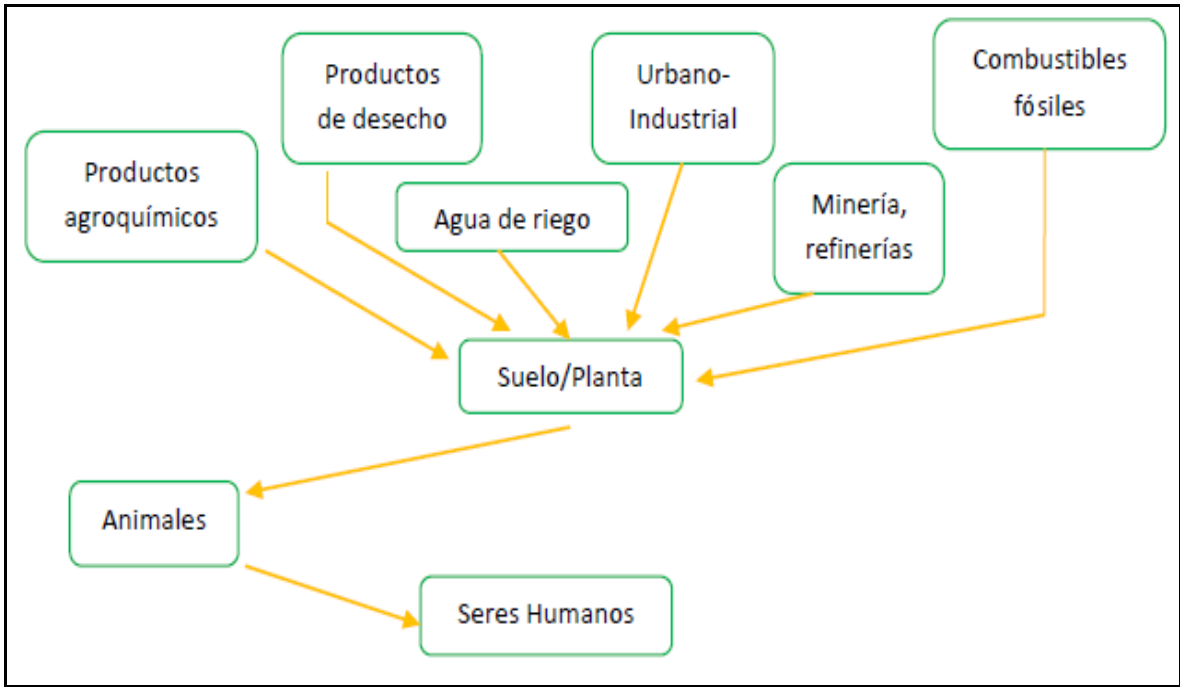


Figura 7: Esquema del ciclo biogeoquímico de los metales pesados en agroecosistemas.

FUENTE: Tomado de Weber y Karczewska (2004).

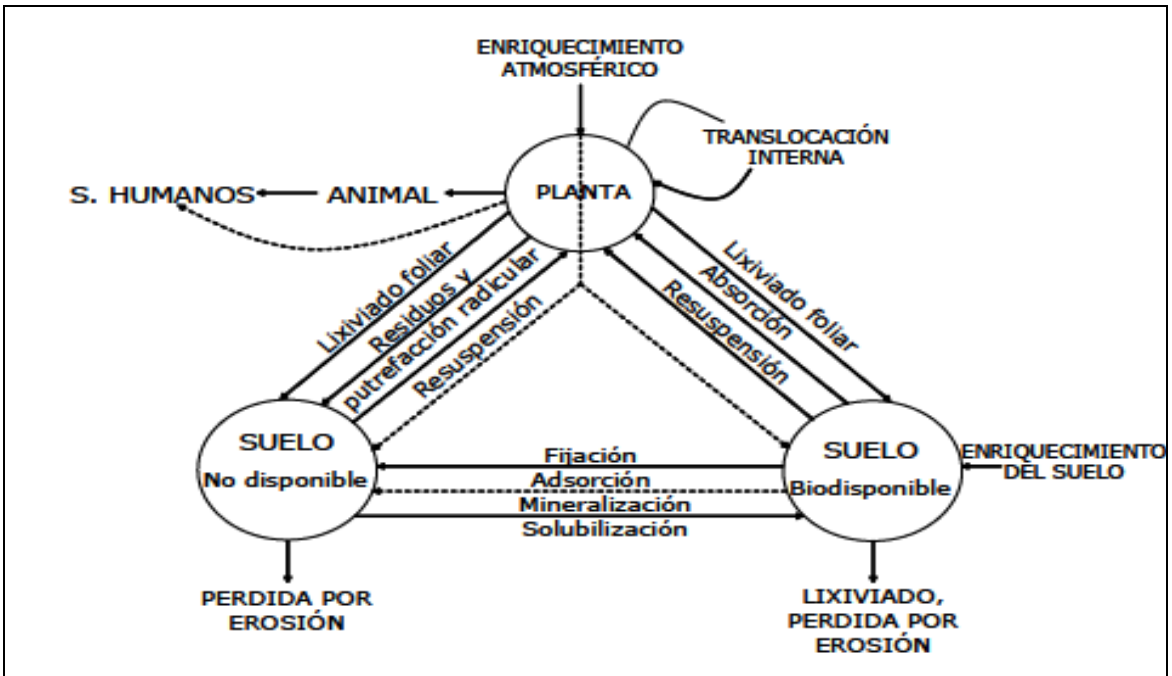


Figura 8: Esquema del ciclo biogeoquímico de los metales pesados en agroecosistemas.

FUENTE: Tomado de Adriano (2001).

Tabla 6: Disponibilidad relativa de los metales retenidos en el suelo por las plantas

<i>Forma del metal en el suelo</i>	<i>Movilidad-Disponibilidad relativa</i>
Iones simples o complejos en solución	Fácil
Cationes de cambio	Media
Metales quelatados por compuestos orgánicos	Menos disponibles
Metales adsorbidos sobre partículas del suelo	Menos disponibles
Compuestos metálicos precipitados sobre partículas del suelo	Disponibles cuando se disuelve el compuesto
Metales asociados o incorporados a una matriz biológica	Disponibles cuando se descompone
Metal asociado o formando parte de la estructura de un mineral	Disponibles cuando se meteoriza /destruye el mineral

FUENTE: Tomado de Galán y Romero (2008).

Prieto *et al.* (2009) indicaron que “todas las plantas absorben metales pesados sin excepción, dependiendo esta absorción de la especie vegetal y de las formas y concentraciones del metal en el suelo. Por otro lado, la resistencia de la planta al metal pesado, depende al mismo tiempo de al menos dos estrategias, la de la exclusión del metal, en la que se limita su translocación a la parte aérea y la estrategia de acumulación en la parte aérea en formas no dañinas para el vegetal”. Los autores también precisaron que “ciertas plantas conocidas como hiperacumuladoras tienen la capacidad de reservar cantidades desmesuradas de metales pesados; estas plantas tienen una reducida biomasa dado a que una buena cantidad de la energía que producen, la utilizan para habituarse a la alta concentración del metal en sus tejidos”. Finalmente señalaron que “una de las hipótesis de mayor relevancia del porque las plantas hiperacumuladoras se adecuan a elevadas concentraciones de metales pesados, tiene que ver con la resistencia de la planta al ataque de plagas y herbívoros, es decir el metal contenido en el tejido vegetal de la planta hiperacumuladora, actúa como tóxico para la plaga o herbívoro, impidiéndose así la infección del patógeno y el ataque del herbívoro a la planta”.

2.5.1. Biodisponibilidad del metal pesado

Muchas especies vegetales tienen el atributo de crecer y desarrollar rápidamente su biomasa, así como tolerar y acumular metales potencialmente tóxicos en sus partes comestibles, esta condición define a una considerable diversidad de plantas como eficientes en la absorción de contaminantes del suelo (Meyer y Verbruggen 2012).

Meers (2004-2005) explicó que “la biodisponibilidad del metal pesado es de pronto el principio más significativo y determinante en cuanto a su grado de toxicidad; tales metales pesados tienen una ocurrencia distinta y pueden presentarse de diversas formas en el suelo: como iones libres o formando compuestos solubles, bajo la forma de iones intercambiables adsorbidos a la superficie coloidal orgánica o inorgánica del suelo, formando partículas y complejos precipitados e insolubles o formando parte de rígidas estructuras cristalinas en las arcillas”.

La absorción de metales pesados potencialmente tóxicos por las raíces desde el suelo dependerá de los requerimientos de la planta y de la cantidad del metal en la solución suelo; así pues, la absorbencia de los metales pesados en la superficie de la raíz, se puede describir gracias al modelo cinético de la reacción de Michaelis Menten (Van Leeuwen 1999; Seuntjens *et al.* 2004)

Kabata y Pendias (2000) indicaron que “la absorbencia de metales pesados por las raíces es posible gracias a procesos pasivos y activos. En la absorción pasiva los iones ingresan en formas solubles juntos con el agua a través de la raíz hasta la endodermis dado un gradiente de concentración sin costo energético. El proceso activo exige un consumo de energía metabólica para que puedan ingresar los iones contra un gradiente químico”.

Las plantas activan mecanismos de mucha especificidad que les permiten absorber, movilizar y reservar nutrientes (Lasat 2000); no obstante, ciertos metales y metaloides no esenciales también son absorbidos por las plantas, movilizándose y acumulándose en distintas partes del tejido vegetal dado que tienen un comportamiento electroquímico bastante parecido a los nutrimentos esenciales requeridos por las plantas. Así pues, los metales pesados siguen algunas rutas para ingresar y acumularse en la planta, entre las que se distinguen las siguientes:

a. Movilización y absorción del metal

La raíz mediante la liberación de iones H^+ acidifica el medio que la circunda aumentando de esta manera la disponibilidad de los metales, pudiendo ser absorbidos y acumulado por la planta a través de procesos pasivos y/o activos (Chin

2007).

b. Quelación en raíces

El metal potencialmente tóxico tras haber ingresado al interior de la raíz se quelata en el citosol y se almacena en las vacuolas, para su posterior translocación a distintas zonas aéreas de la planta (Rascio y Navari-Izzo 2011). Importante precisar que en ciertos casos solo hay inmovilización y acumulación en las estructuras radiculares, mas no translocación, lo que resulta en una elevada acumulación del metal en la raíz comparado con la parte aérea de la planta (Dahmani-Muller *et al.* 2000).

c. Translocación raíz – tallo

La translocación de los metales pesados se realiza desde la raíz a través de la xilema en los haces vasculares de la planta hasta alcanzar el tallo y luego las hojas. El movimiento de los metales pesados hacia órganos más especializados del vegetal se realiza gracias a la presencia de ácidos carboxílicos que facilitan su transporte (Rascio y Navari-Izzo 2011).

d. Secuestro y detoxificación del metal

Muchos estudios revelan que, en los tejidos de las hojas, se forma carbonato de plomo u plomo orgánico como el acetato de plomo, y demás compuestos como sulfatos de plomo que quedan secuestrados en las vacuolas de las células en las hojas (Schreck *et al.* 2012). Por otra parte, muchas especies se detoxifican del metal por medio de las hojas a nivel celular a través de su sistema antioxidante (Rascio y Navari-Izzo 2011). Otras especies vegetales segregan compuestos que reducen la asimilación del metal, aminorando su entrada (Maqueda 2003).

El metal pesado disponible, biodisponible o absorbible es absorbido por los vegetales desde la solución suelo, y su afluencia está firmemente vinculado a las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Chin 2007). Los factores fisicoquímicos y biológicos del suelo que intervienen en la absorbencia de los metales pesados por las plantas se explican a continuación:

a. Factores físicos

La proporcionalidad entre los distintos tamaños de partículas o textura de suelo afectan ampliamente la biodisponibilidad del metal pesado; por ejemplo, las arcillas tienen la propiedad de enlazar y mantener en su estructura al metal. La gran mayoría de tipos de arcillas poseen cargas eléctricas en su superficie, cargas negativas principalmente, siendo responsables principales de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo, la CIC regula de alguna forma el paso de los cationes metálicos a la solución del suelo, así los metales se mantienen más tiempo en la fase sólida del suelo evitando ser absorbidos (Kabata-Pendias 2000). Los distintos tipos de arcilla afectaran la CIC y en consecuencia el grado de adsorción de los cationes metálicos en el suelo; así pues, las arcillas tipo montmorrilloníticas tienen más capacidad de adsorción para Cu y Cd y las de tipo kandíticas tienen menor capacidad de adsorción (González 1995).

b. Factores biológicos

Las comunidades microbianas vinculadas a la rizosfera intervienen cuantiosamente sobre la biodisponibilidad del metal. Diversos estudios concluyen que el almacenamiento de metales pesados en el tejido vegetal se acentúa notablemente cuando se vincula a micorrizas o bacterias fotosintéticas (Tseng 2008). Las plantas son usadas en procedimientos directos o indirectos de descontaminación. En sistemas directos, las plantas modifican al metal pesado vía la absorción, secuestro y acumulación. En sistemas indirectos, una gran variedad de microorganismos existentes en la rizosfera asociados a las raíces de las plantas como bacterias, hongos, actinomicetos y cianobacterias, actúan sobre los elementos contaminantes, es decir sobre los metales pesados (Stomp *et al.* 1994). Muchas especies vegetales son utilizadas para recuperar suelos contaminados por metales potencialmente tóxicos, entre las especies que se pueden mencionar tenemos: *Agrostis canina*, *Anthoxanthum odoratum*, *A. stolonifera*, *A. capillaris*, *Deschampsia cespitosa*, *D. flexuosa*, *Festuca rubra*, *F. ovina*, *Holcus lanatus* y *Silene vulgaris* (Baker y Brooks 1989).

Ciertos microorganismos poseen la habilidad de prosperar en entornos ultra contaminados, aun así, son capaces de modificar la característica química, la forma

y distribución de los metales potencialmente tóxicos del suelo (Skladany y Metting 1993). A pesar que los microorganismos representan no más del 3% del carbono orgánico y ocupan al menos el 0.001% del volumen en el suelo (Jenkinson y Ladd 1981), ellos son los responsables bioquímicos de la conversión, retención y acaparamiento de los metales potencialmente tóxicos en el suelo (Turco y Sadowsky 1995). Los hongos y bacterias predominantemente son responsables de varios de los procesos químicos del suelo, así como la degradación de compuestos orgánicos y la conversión de metales pesados (Bollag *et al.* 1994).

c. Factores químicos

Entre las características químicas que impactan en la disponibilidad de los metales pesados se mencionan al pH y la existencia de agentes quelatantes en el suelo (Chin 2007). El pH es tal vez el factor más relevante e influyente respecto a la estabilidad, accesibilidad y solubilidad de los metales en el suelo. La teoría general indica que la solubilidad y accesibilidad de los metales se intensifica cuando el pH del suelo disminuye o tiende a la acidez (Meers 2004-2005). En lo concerniente a la ocurrencia de agentes quelatantes en el suelo, estos pueden encontrarse de manera natural bajo diversos tipos de ácidos orgánicos de bajo peso molecular y sustancias húmicas incorporados como el EDTA buscando la quelación del metal e incrementar su absorbencia en el suelo (Shahid *et al.* 2012).

2.5.2. Ingreso, transporte y acumulación del cadmio en plantas

En las plantas, el cadmio se almacena preferentemente en la raíz, atrapado en la vacuola de la célula, y solo una mínima parte se moviliza a partes aéreas del vegetal acumulándose en orden decreciente desde la base de la planta hasta las hojas, frutos, semillas y brotes (Chan y Hale 2004). Los transportadores de cationes CAX, involucrados en el acarreo del calcio a la vacuola, suelen transportar otros metales como el cadmio (Park *et al.* 2005). El cadmio dentro de la raíz puede alojarse en la xilema vía apoplasto y/o vía simplasto formando complejos Clemens (2006). La Figura 9 presenta un esquema sobre el acceso del cadmio a través de las células de la raíz, hasta llegar a la xilema.

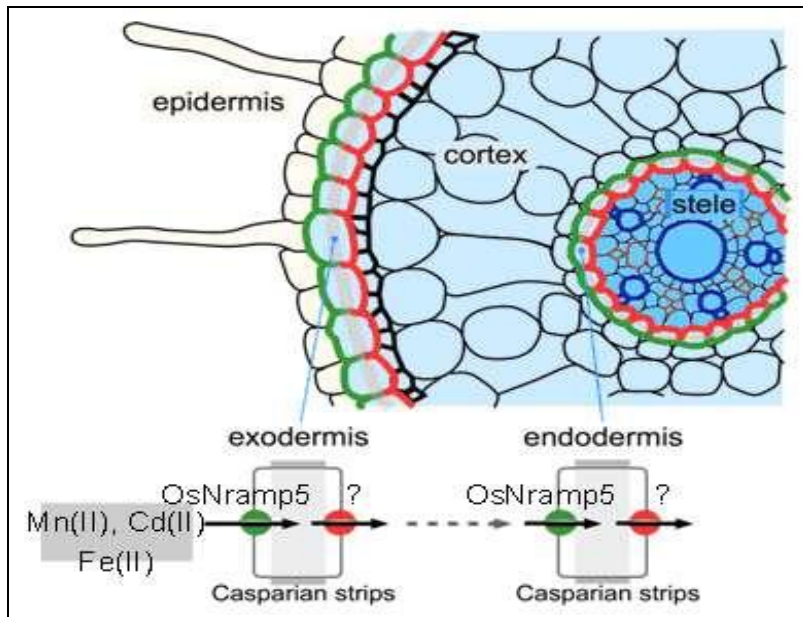


Figura 9: Movimiento apoplástico y simplástico del cadmio raíz-xilema.

FUENTE: Tomado de Okayama University (2012).

Se postula la no existencia de mecanismos específicos de entrada para el cadmio por ser un metal no esencial en la nutrición vegetal; no obstante, Clemens (2006) destacó al transportador típico de calcio LCT1 como la proteína responsable de darle pase al cadmio a la parte interna de la célula; por su lado Guerinot (2000) resaltó la importancia de la proteína IRT1, perteneciente a la familia de transportadores de Zn y Fe como facilitador del transporte del cadmio. Existen otras familias de transportadores implicados como el Nramp, transportador ubicado en el tonoplasto de la vacuola (Thomine *et al.* 2000). El cadmio una vez que llega al interior de la célula puede quelatizarse con ligandos de azufre como el glutatión (GSH) o las fitoquelatinas (PCs) además de ácidos carboxílicos como el citrato (Clemens 2006). Otras probables moléculas involucradas en la quelación del cadmio tenemos a algunas proteínas ricas en cisteína llamadas metalotioneínas (MTs). Así, los complejos Cd-ligando llegan a acumularse dentro de la vacuola o transportarse a otras células (Shah y Nongkynrh 2007). La Figura 10 muestra el ingreso del cadmio y otros metales pesados, en la figura se aprecia como el cadmio se moviliza a través de proteínas de canal ubicadas en la membrana plasmática y como este elemento se liga a fitoquelatinas para depositarse en la vacuola a través del tonoplasto, finalmente llega al xilema para así transportarse a toda la planta.

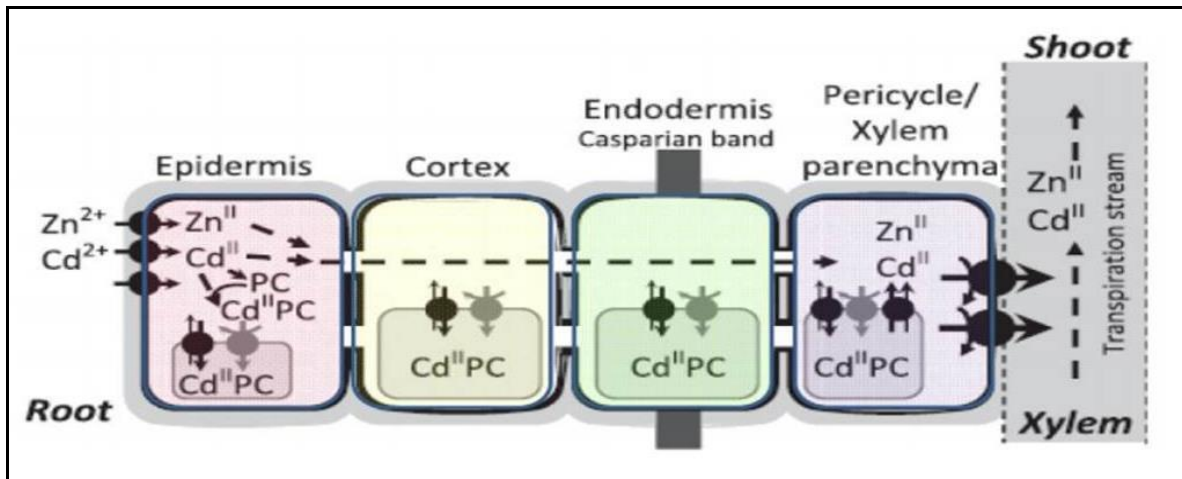


Figura 10: Esquemática de la absorción, acumulación y translocación del cadmio en la planta.

FUENTE: Tomado de Wong y Cobbett (2009).

2.5.3. El Plomo, rango y contenido medio en vegetales

La concentración del plomo fluctúa en las capas más superficiales del perfil del suelo entre 3 a 189 $mg\ kg^{-1}$, en tanto los valores promedios se sitúan entre 10 a 67 $mg\ kg^{-1}$ con una media de 32 $mg\ kg^{-1}$. Existen reportes en cuanto a altas concentraciones de plomo en el perfil del suelo mayores a 100 $mg\ kg^{-1}$ en Gran Bretaña, Japón, Dinamarca e Irlanda, que por cierto reflejan notablemente la huella de la contaminación por plomo. Davies (1977) precisó que “el umbral superior para la concentración de Pb en un suelo normal sería de 70 $mg\ kg^{-1}$ ”. La Figura 11 diagrama la dinámica del plomo en el ambiente, se observa que la mayor concentración de este metal se moviliza por el aire, de ahí llega al agua y al suelo.

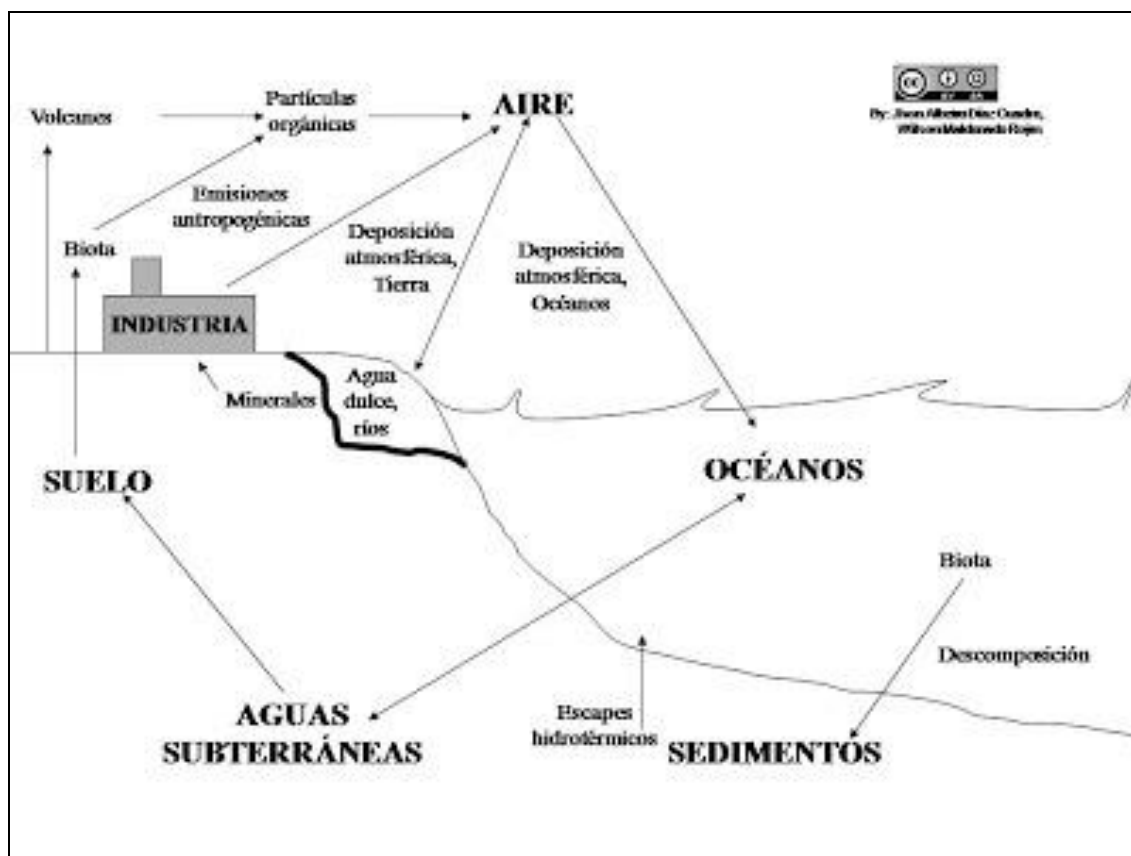


Figura 11: Dinámica ambiental del Plomo

FUENTE: Tomado de Díaz y Maldonado (2018).

El plomo en suelos alcalinos precipita como carbonato, fosfato o hidróxido, fosfato; así mismo, tras la práctica del encalado se puede encontrar complejos orgánicos de alta estabilidad de plomo, reduciéndose así su solubilidad. En tanto a pH bajos del suelo la solubilidad del plomo aumenta, pero su movilización por lo general es más lenta que su acumulación en suelos ricos en materia orgánica. Las concentraciones de plomo en las capas superficiales del suelo, se relaciona primordialmente con la acumulación superficial de materia orgánica.

La contaminación de plomo en los suelos se asocia comúnmente con el Zn y Cd (Hettiarachchi y Pierzynski 2002). Distintas reacciones de inmovilización química en el suelo podrían evitar que el plomo sea absorbido por la raíz y pase a la cadena alimenticia (Laperche *et al.* 1997). La absorbencia y transporte del plomo por deposición atmosférica sobre la cobertura vegetal puede alcanzar niveles de hasta 73 a 95% del contenido total de plomo en hortalizas de hoja y cereales (Kabata –Pendias 2000).

En suelos contaminados se puede conseguir la estabilización del plomo gracias a la adición de fósforo y óxido de manganeso. No obstante, estas prácticas impactan sobre la absorbencia de otros metales como el Cadmio y el Zinc (Cd y Zn) (Hettiarachchi y Pierzynski 2002). En los vegetales el plomo se acumula esencialmente en las raíces, y en estructuras reproductivas su concentración es mínima.

Tabla 7: Rangos y contenido medio de Pb en vegetales de consumo

Planta	Órgano	Rango (mg kg ⁻¹ , peso seco)
Trigo	Granos	0,1 – 1,0
Cebada	Granos	0,1 – 1,50
Avena	Granos	0,05 – 2,0
Centeno	Granos	0,06 – 1,3
Arroz	Granos	<0,002 – 0,07
Maíz	Granos	<0,3 – 3,0
Poroto	Vainas	<1,5 – 2,0
Repollo	Hojas	1,7 – 2,3
Lechuga	Hojas	0,7 – 3,6
Zanahoria	Raíz	0,5 – 3,0
Betarraga	Raíz	0,7 – 2
Cebolla	Bulbo	1,1 – 2
Papa	Tubérculo	0,5 – 3,0
Tomate	Fruto	1,0 – 3,0
Manzano	Fruto	0,05 – 0,2
Pastos	Hojas	0,01 – 35
Trébol	Hojas	1,0 – 18,8

FUENTE: Tomado de Kabata-Pendias (2000).

2.5.4. El cadmio, rango y contenido medio en vegetales

El cadmio es químicamente muy similar al Zn, ambos elementos conforman el Grupo II de la Tabla Periódica de los elementos químicos. El Cd comúnmente está como impureza en los minerales de Zn, por esta razón siempre aparece como un subproducto de las fundiciones de Zn y otros metales. El Cd suele suceder al Ca en la apatita y la calcita, también se presenta como impureza en la roca fosfórica por ende en los fertilizantes fosfatados. Dado que el Cd es un metal pesado tóxico parecido químicamente al Zn que es un nutrimento esencial para las plantas, esta similitud ayuda a prevenir la fitotoxicidad del Cd gracias a incorporaciones preventivas de Zn (Das *et al.* 1998). La Figura 12 muestra el flujo del cadmio en el medio ambiente y su paso a la

cadena trófica vía alimentación o simple exposición al ambiente.

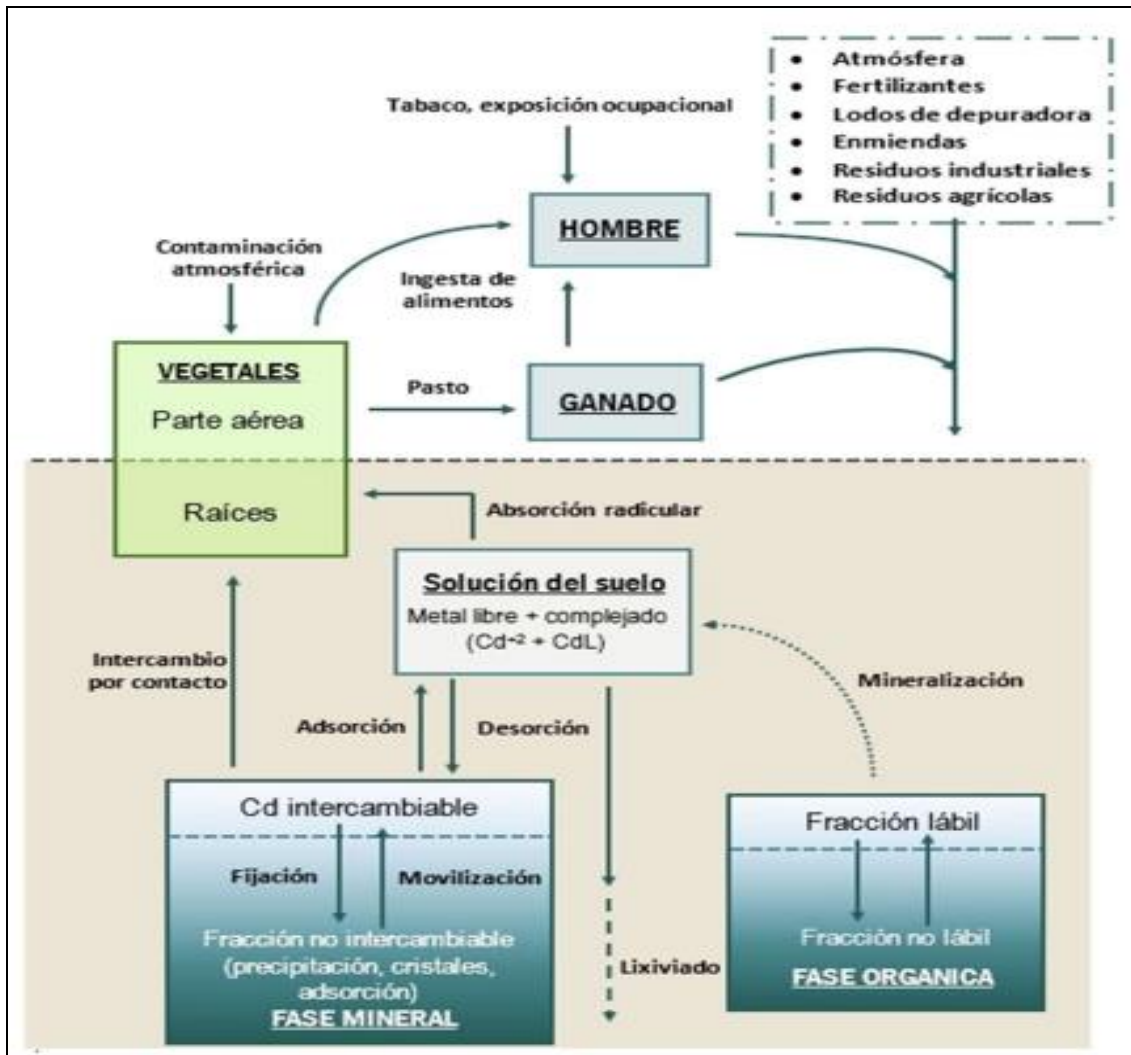


Figura 12: Flujo del cadmio en el medio ambiente

FUENTE: Tomado de Sánchez (2016).

El Cd está en la lista de los elementos con mayor absorbencia en el suelo dentro del grupo de los metales pesados, por ende, altamente móvil y peligroso ya que a concentraciones mínimas tiene efectos dañinos para las plantas (Jansson 2002). La solubilidad del Cd aumenta en razón a su nivel de oxidación; en tanto a medida que se reduce se torna más insoluble y precipita como sulfuro de cadmio, es así por ejemplo que en el cultivo de arroz la concentración de Cd aumenta si el cultivo se instala en suelos no anegados.

Jorhem y Sundström (1993) indicaron que “la concentración de Cd difiere en distintas especies vegetales; en patatas, verduras y cereales no es alta la concentración de Cd cuando se compara con semillas de linaza u otros productos alimenticios como hígado y riñones de mamíferos y la hepatopáncreas de los mariscos”. No obstante, pese a que el consumo de verduras, papas y cereales es alto, el consumo total de Cd desde esos alimentos también lo será. Se ha reportado que las lechugas movilizan mucho más Cd a tallos y hojas comparado con otros cultivos (Jarvis *et al.* 1976). Las hojas tiernas de espinaca y lechuga concentran mayor cantidad de Cd que las hojas maduras (McKenna *et al.* 1993). En tomate, el Cd se moviliza con mucha facilidad a los órganos aéreos, sin embargo, en frutos se concentra a niveles no detectables (Moral *et al.* 1994).

Das *et al.* (1998) indicaron que los síntomas más comunes de toxicidad por Cd en plantas son clorosis y atrofas. La clorosis puede mostrarse por consecuencia de una interacción directa o indirecta con el Mn, P, Zn o Fe. Altos niveles de Cd en la solución del suelo inhiben la absorción de Fe por las raíces. Pese a que los efectos del Cd varían entre las distintas especies, incluso entre variedades, por lo general el Cd irrumpe la absorción y translocación de muchos elementos (K, P, Ca y Mg) y del agua.

Tabla 8: Rangos y contenido medio de Cd en vegetales de consumo

País	Cultivo	Concentración (mg kg ⁻¹ , peso seco)		
		Media	Mínima	Máxima
Suecia	Zanahoria	0,24	0,06	0,82
Dinamarca	Zanahoria	0,20	0,06	1,73
Holanda	Zanahoria	0,27	0,045	1,45
Estados Unidos	Zanahoria	0,15	0,018	1,18
Suecia	Papas: Tubérculo	0,041	0,004	0,142
Australia	Papas: Tubérculo	0,150	0,02	1,05
Reino Unido	Papas: Tubérculo	0,150	-	-
Noruega	Papas: Tubérculo	0,060	<0,010	0,225
Polonia	Papas: Tubérculo	0,11	-	-
Suecia	Cebada: Granos	0,019	0,002	0,076
Reino Unido	Cebada: Granos	0,019	-	-
Suecia	Avena: Granos	0,036	0,002	0,505
Polonia	Centeno	0,03	-	-
Suecia	Trigo primaveral: Granos	0,056	0,014	0,163
Suecia	Trigo invernal:	0,044	0,007	0,229
	Granos			
Holanda	Trigo invernal:	0,06	0,07	0,35
	Granos			
Polonia	Trigo: Granos	0,07	-	-
Reino Unido	Trigo: Granos	0,053	-	-

FUENTE: Tomado de Kabata-Pendias (2000).

2.6. Remediación de suelos contaminados por metales pesados

Hoy en día se cuenta con una diversidad de tecnologías orientadas a la recuperación de suelos contaminados, varias de ellas de uso común y otras en cambio aun en estado de experimentación, tales tecnologías han sido diseñadas para aislar o destruir a los agentes contaminantes modificando su estructura química a través de procesos por lo general biológicos, térmicos o químicos. El tipo de tecnología y su implementación se definen en razón a las propiedades del suelo y del agente contaminante, de la eficacia esperada con cada tratamiento, de su factibilidad económica y del tiempo proyectado para su desarrollo y revalidación (Reddy *et al.* 1999).

Tabla 9: Principales técnicas de recuperación de suelos

<i>Tipo de Tratamiento</i>	<i>Tratamiento</i>	<i>Aplicación</i>	
Descontaminación	Físico-Químico	Extracción	In situ
		Lavado	Ex situ
		Flushing	In situ
		Electrocinética	In situ
		Adición de enmiendas	In situ
		Barreras permeables activas	In situ
		Inyección de aire comprimido	In situ
		Pozos de recirculación	In situ
		Oxidación ultravioleta	Ex situ
	Biológico	Biodegradación asistida	In situ
		Biotransformación de metales	In situ
		Fitorrecuperación	In situ
		Bioventing	In situ
		Landfarming	Ex situ
		Biopilas	Ex situ
		Compostaje	Ex situ
		Lodos biológicos	Ex situ
	Térmico	Incineración	Ex situ
		Desorción térmica	Ex situ
	Mixto	Extracción multifase	In situ
		Atenuación natural	In situ
	Contención	Barreras verticales	In situ
		Barreras horizontales	In situ
Barreras de suelo seco		In situ	
Sellado profundo		In situ	
Barreras hidráulicas		In situ	
Confinamiento	Estabilización físico-química	Ex situ	
	Inyección de solidificantes	In situ	
	Vitrificación	Ex situ-In situ	

FUENTE: Tomado de Ortiz, Sanz, Dorado y Villar (2007).

Ortiz *et al.* (2007) señalaron que “los métodos de recuperación de suelos se implementan a través de tratamientos in situ, cuando se impacta sobre los agentes contaminantes de manera directa en el sitio donde se encuentran, y las metodologías ex situ, que involucran remoción del suelo para luego tratarlo en el mismo lugar (tratamiento on-site) o en otro lugar debidamente acondicionado a donde se requiera transportar el suelo contaminado (tratamiento off-site)”.

2.6.1. Técnicas de remediación de suelos

Kaifer *et al.* (2004) indicó que los objetivos que se pretenden alcanzar al momento de recuperar un suelo contaminado, se pueden distinguir en las siguientes técnicas de remediación:

a. Técnicas de contención

Ortiz *et al.* (2007) indicaron que “los métodos de contención se emplean para prever o aminorar en buena medida la migración de los agentes contaminantes orgánicos e inorgánicos en los suelos y aguas freáticas, aislando el contaminante en el suelo sin impactar sobre él, normalmente a través de la implementación de barreras físicas en el suelo”. Entre las técnicas de contención más utilizadas se destacan las siguientes:

- **Barreras verticales**

Técnica utilizada in situ con el propósito de aminorar el movimiento lateral de agentes tóxicos debido a lixiviados o percolaciones hacia la napa freática. Esta técnica consiste en la instalación de muros pantalla que exigen la excavación del suelo en zanjas que pueden ir hasta los 100 m de profundidad para luego ser rellenadas con componentes aislantes como mezclas de hormigón, bentonita y cemento, pudiéndose mejorar las características de tales muros subterráneos con geo-membranas de polietileno de alta densidad como material de revestimiento (Thomas and Koerner 1996). Las técnicas de contención vertical se adecuan muy bien en suelos no muy compactados y de textura gruesa, que faciliten la excavación y por ende la instalación de los muros.

- **Barreras horizontales**

Técnica in situ que se implementa a través de zanjas horizontales rellenadas con compuestos sellantes; no obstante, esta técnica está en proceso de desarrollo, se cree que podrían ser extremadamente útiles para evitar el flujo vertical de metales pesados sin tener que realizar excavaciones en el terreno (Mulligan *et al.* 2001).

- **Barreras de suelo seco**

Ortiz *et al.* (2007) indicaron que esta técnica basada en la eliminación de la humedad del suelo para evitar la lixiviación de agentes contaminantes en solución e impedir que los tóxicos lleguen a niveles freáticos. Consiste en hacer llegar aire seco vía conductos hasta la zona contaminada. El aire seco

elimina la humedad del suelo y transporta el vapor de agua hacia pozos de extracción. Así mismo el aire seco volatiliza ciertos tóxicos y los conduce hacia la superficie para que sean tratados. Este tratamiento en áreas contaminadas con hidrocarburos aún está en desarrollo (Aminian and Ameri 2000).

- **Sellado superficial**

Esta técnica in situ se utiliza para sellar el suelo y reducir su permeabilidad, exige la utilización de materiales como bentonita, hormigón, aglomerados asfálticos y láminas sintéticas confeccionadas con elementos termoplásticos. Esta técnica tiene como finalidad evitar el contacto directo del suelo con los contaminantes, reducir la infiltración de lluvia y con ello la lixiviación de metales pesados, así como evitar la volatilización de ciertos contaminantes al aire. Para evitar riesgos de diseminación lateral del contaminante, se recomienda combinar la técnica con un sistema de contención lateral y de secuestro de contaminantes volátiles (Ortiz *et al.* 2007).

- **Sellado profundo**

Técnica in situ que consiste en modificar la estructura del suelo contaminado para reducir su permeabilidad utilizando materiales plastificantes o a base de resinas orgánicas mezcladas con cemento, bentonita o silicato de sodio a fin de limitar el avance de los agentes contaminantes con dirección a las profundidades del perfil de suelo. Tales sellados se hacen hasta profundidades de 30 m gracias a perforaciones verticales distanciadas entre sí por donde se inyectan materiales plastificantes, se recomienda no llegar a niveles freáticos para evitar la migración de los contaminantes. Esta técnica se recomienda en suelos de textura gruesa, y muy permeables (Ortiz *et al.* 2007).

- **Barreras hidráulicas**

Kaifer *et al.* (2004) al respecto indicaron que esta técnica se basa en extraer aguas subterráneas colindantes a la zona contaminada o aguas a mayor altitud para evitar que la contaminación migre hacia aguas de menor altitud.

La extracción del agua subterránea se realiza gracias a pozos o drenes que rebajan de esta forma el nivel freático, eventualmente el agua extraída se trata para descontaminarla y así reinyectarla y devolverla de nuevo al suelo.

b. Técnicas de confinamiento

Ortiz *et al.* (2007) indicaron que estas técnicas tienen como propósito reducir el movimiento de los agentes tóxicos en el suelo y evitar así su migración, tales técnicas actúan sobre las condiciones fisicoquímicas del contaminante. Suthersan (1997) al respecto precisó que estos métodos de confinamiento, o conocidos también como técnicas de solidificación/estabilización, aminoran el movimiento de los agentes contaminantes gracias a reacciones químicas o físicas que los convierten en formas poco solubles reduciendo su toxicidad (estabilización) o encapsulándolos en una estructura sólida de gran estabilidad estructural (solidificación). Muchas de estas técnicas son bastantes eficientes en la solidificación con asfalto y vitrificación de pesticidas o sustancias orgánicas (FRTR 1999a).

- **Estabilización físico-química**

Ortiz *et al.* (2007) indicaron que la estabilización físico-química es una técnica *ex situ* que aplicada en suelos contaminados reduce la movilidad de componentes contaminantes como metales pesados gracias a reacciones químicas que favorecen la insolubilidad del metal contaminante y evitan su lixiviado. Los suelos contaminados generalmente se tamizan para separar la grava y posteriormente se mezclan en contenedores con soluciones a base de sustancias estabilizantes y otros componentes como cementos, fosfatos o álcalis, que elevan el pH y favorecen la fijación, precipitación, e inmovilización de los metales pesados (Smith *et al.* 1995).

- **Inyección de solidificantes**

Técnica bastante similar a la anterior, no obstante, los elementos estabilizantes como el cemento, el polietileno, las parafinas o los compuestos bituminosos, son inyectados *in situ* en el suelo contaminado vía pozos muy parecidos a los empleados en el sellado profundo (Mulligan *et al.* 2001) o

mezclados con el suelo, separando físicamente a los elementos tóxicos en una matriz impermeable al agua y de alta estabilidad (Khan *et al.* 2004). Este método es bastante recomendado en suelos contaminados con agentes inorgánicos, sin embargo, muy limitado para pesticidas o compuestos orgánicos semivolátiles (Ortiz *et al.* 2007).

- **Vitrificación**

Ortiz *et al.* (2007) tal como lo muestra la Figura 13, precisó que esta técnica de estabilización térmica se basa en el calentamiento del suelo contaminado a elevadas temperatura para lograr su fusión y transformación en un material vítreo de alta estabilidad. Esta técnica disminuye el movimiento de los agentes contaminantes inorgánicos como metales pesados y ocasiona también la destrucción de los contaminantes orgánicos gracias a reacciones de pirolisis u oxidación (FRTR 1999b). La efectividad de este tratamiento depende de una alta concentración de sílice en el suelo que favorezca la formación de una masa vítrea de alta estabilidad. Wait y Thomas (2003) indicaron que cuando esta técnica se aplica *ex situ*, previamente se debe excluir la grava del suelo que se va a tratar y se calienta a 1100-1400 °C en hornos eléctricos muy parecidos a los utilizados en la fabricación de vidrio. Por otro lado, cuando este tratamiento se aplica *in situ*, se pueden conseguir temperaturas de hasta 1600-2000 °C gracias a la inserción en el suelo de electrodos de grafito que solidifican el volumen de suelo contaminado luego de enfriarse (Acar and Alshawabkeh 1993). Pese a ser una técnica muy eficaz, tiene un elevado coste debido al alto consumo energético y tras alterar el suelo en su totalidad también se limita su reutilización (Mulligan *et al.* 2001).

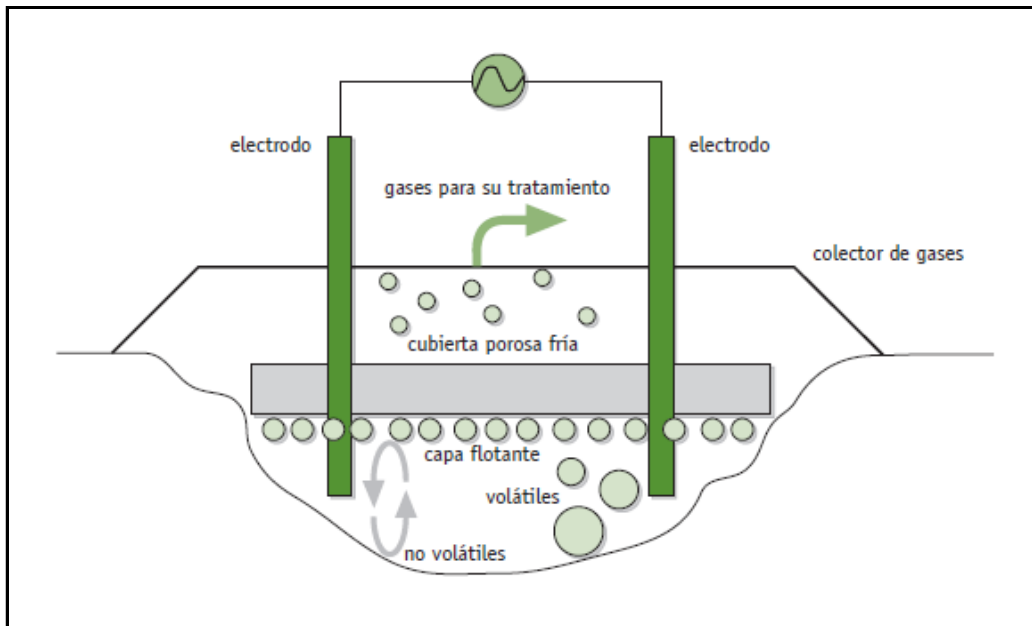


Figura 13: Vitrificación in situ.

FUENTE: Tomado de Ortiz *et al.* (2007).

c. Técnicas de descontaminación

Técnicas dirigidas a disminuir la concentración de los contaminantes en el suelo.

- **Extracción**

Ortiz *et al.* (2007) explicaron que son típicas técnicas in situ muy sencillas adaptables a suelos permeables y a agentes contaminantes de alta movilidad que no estén adsorbidas en el suelo ya que consisten en aislar los contaminantes del suelo para luego someterlos a tratamientos de depuración, En base a los elementos con los que se realice la extracción, se habla de:

- **Extracción de aire**

Se emplea para contaminantes volátiles y semivolátiles como hidrocarburos ligeros derivados del petróleo, algunos disolventes no clorados, hidrocarburos aromáticos policíclicos ligeros y compuestos organoclorados volátiles adsorbidos a la fase sólida del suelo, para ello se utilizan pozos de extracción verticales y/u horizontales por donde se inyecta aire caliente y se recircula junto con el contaminante volatilizado a la superficie donde son tratados en plantas especializadas (usualmente adsorbidos a carbono) o ser

degradados de forma natural en la atmósfera. La labranza del suelo favorece la volatilización de ciertos compuestos y los riegos contribuyen a la solubilidad y desorción de contaminantes arrastrados a la superficie por evaporación (Ortiz *et al.* 2007).

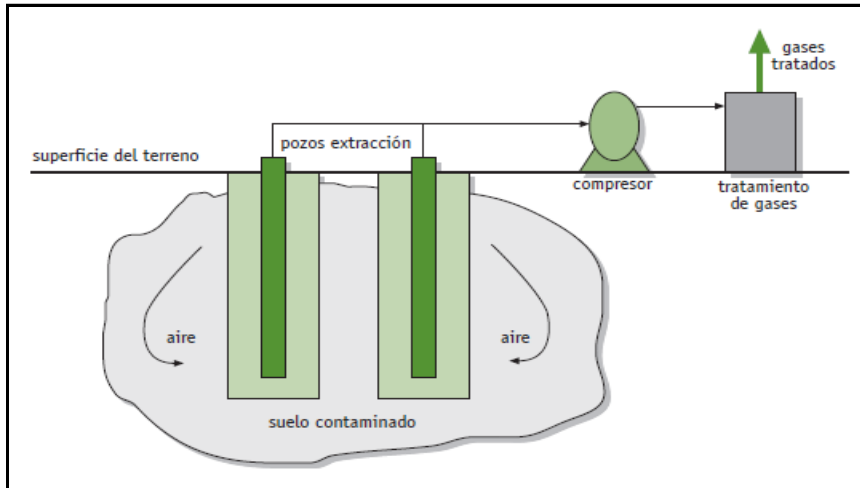


Figura 14: Proceso de extracción de aire.

FUENTE: Tomado de Ortiz *et al.* (2007).

– **Extracción de agua**

Técnica muy usada en la descontaminación de acuíferos que se fundamenta en la extracción del agua contaminada del suelo y subsuelo; en suelos saturados se bombea el agua a la superficie para luego ser tratada; en tanto en suelos no saturados, por lo habitual se realiza una inyección de agua a presión o por gravedad, para que arrastre a los contaminantes hacia zonas saturadas donde posteriormente serán bombeados a la superficie. El agua inyectada puede ser a la vez tratada con compuestos tensoactivos que faciliten la disolución o desorción de los agentes contaminantes en el suelo, como por ejemplo el uso de hidróxido sódico para disolver la materia orgánica del suelo; uso de cationes no tóxicos que sustituyan a cationes tóxicos; sustancias complejantes como el EDTA; ácidos y bases, que desorben metales o agentes oxidantes y reductores que favorezcan la solubilidad de los contaminantes (Ortiz *et al.* 2007). Así, todas las características fisicoquímicas del suelo se comportarán como parámetros que determinen la eficacia de la desorción y por ende de la técnica (Mulligan *et*

al. 2001). El agua extraída y tratada puede ser re infiltrada en el suelo para evadir los impactos negativos de la extracción sobre aguas subterráneas y su consecuente daño a los ecosistemas dependientes. Este tratamiento pese a ser muy común no necesariamente es el más eficiente ya que no aplica a suelos de textura pesada o arcillosos, el agua tratada no es recomendable para consumo humano, tiene alto coste y tiempo de implementación (Illangasekare & Reible 2001).

– **Extracción con disolventes y ácidos**

Tratamiento de aplicación *ex situ* basado en la extracción de agentes tóxicos al mezclar suelo con disolventes orgánicos como éter dimetílico, trietilamina, metanol, hexano y acetona. Los disolventes orgánicos arrastran los tóxicos y los aíslan del suelo por evaporación, posteriormente la incorporación de otros compuestos disolventes o procesos de destilación hacen que los agentes contaminantes sean eliminados y así el disolvente orgánico se pueda reutilizar nuevamente. Esta técnica es ideal para diversos derivados del petróleo y compuestos organometálicos. El ácido clorhídrico es el más utilizado para remover metales pesados en suelos contaminados (Ortiz *et al.* 2007). La solución extractante es reutilizada para hacerla reaccionar con compuestos precipitantes de metales como el hidróxido sódico o cal. Luego del tratamiento, es necesario neutralizar cualquier residuo de ácido que haya quedado en el suelo con la incorporación de cal o fertilizantes (USEPA 1990).

• **Lavado**

Van Benschoten *et al.* (1997) indicó que este tratamiento habitualmente es *ex situ* y que consiste en excavar y separar el suelo contaminado para luego separarlo físicamente mediante un cernidor, a fin de eliminar la grava, para luego lavar con extractantes las partículas más finas y con esto desorber y solubilizar a los agentes contaminantes. Posteriormente el suelo tratado es nuevamente lavado con agua para excluir los contaminantes y agentes extractantes residuales antes de devolverlo a su lugar de origen (Peters 1999). Los compuestos extractantes más utilizados son de naturaleza ácida,

bases, surfactantes agentes, alcoholes quelantes y sales (Griffiths 1995). La técnica de lavado que se muestra en la Figura 15 es muy utilizada en suelos contaminados con compuestos orgánicos semivolátiles, derivados del petróleo y compuestos inorgánicos como metales pesados y cianuros (Avogadro & Ragaini 1994).

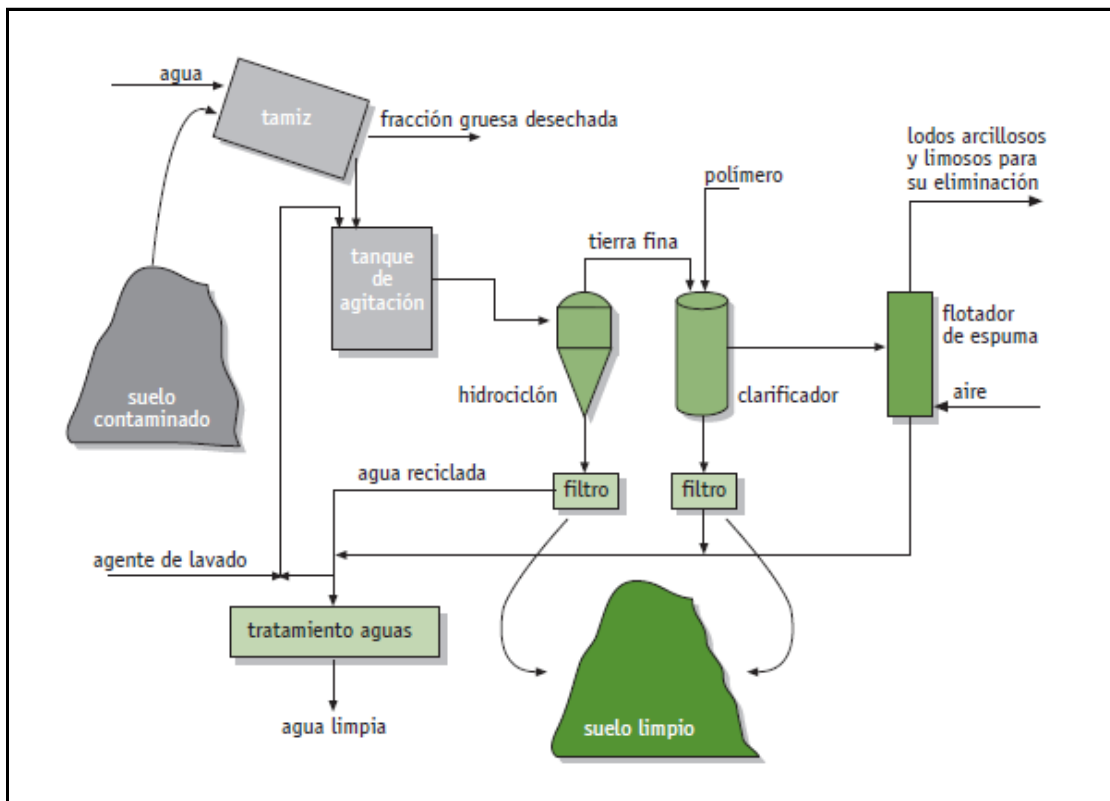


Figura 15: Proceso de lavado de suelos.

FUENTE: Tomado de Ortiz *et al.* (2007).

- **Flushing**

Ortiz *et al.* (2007) indicaron que el flushing es un método in situ para tratar suelos contaminados los mismos que son anegados con una solución extractante que moviliza a los agentes contaminantes a una zona definida donde serán eliminados. De esta manera, los contaminantes son infiltrados juntamente con soluciones acuosas hasta niveles freáticos donde son capturados y bombeados a la superficie a pozos de extracción, donde serán tratados y ocasionalmente reciclados (FRTR 1999c). La Figura 16 muestra el tratamiento in situ de flushing, técnica que se adapta muy bien a suelos con buena permeabilidad y que exige una constante vigilancia para evitar que los

agentes contaminantes se movilizan en dirección no deseada (Johnston *et al.* 2002).

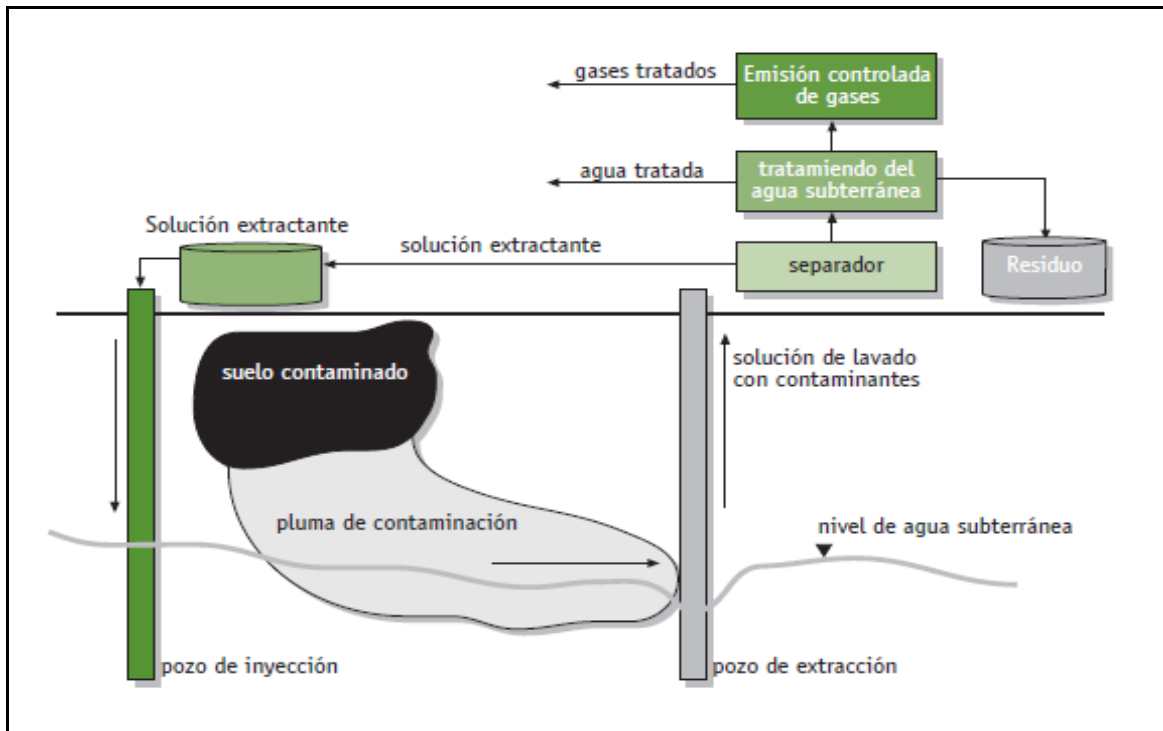


Figura 16: Tratamiento in situ de flushing.

FUENTE: Tomado de Ortiz *et al.* (2007).

- **Adición de enmiendas**

La contaminación de los suelos por metales pesados o sales se pueden tratar in situ gracias a la incorporación de sustancias de origen orgánico o inorgánico que al mezclarse con el suelo pueden transformar a los contaminantes (Ortiz *et al.* 2007). Entre las opciones estratégicas para tratar suelos con problemas de salinidad sódica se puede recurrir a compuestos químicos ricos en Calcio para que sustituya al Sodio o se puede recurrir también al uso de residuos orgánicos (Tejada *et al.* 2006). Ha quedado evidenciado que la incorporación de componentes orgánicos en suelos salinos aminora el porcentaje de sodio intercambiable, contribuye con el lavado del Sodio, reduce la conductividad eléctrica, mejora notablemente la retención e infiltración de agua y modifica su capacidad estructural (El-Shakweer *et al.* 1998), incrementa la biomasa del suelo y activa una gran variedad de reacciones enzimáticas (Tejada y González 2005).

Seaman *et al.* (2001) concluyeron que la incorporación de zeolitas, fosfatos carbonatos, minerales de hierro, hidróxidos de calcio, bentonitas y compost pueden inmovilizar y aminorar la biodisponibilidad de elementos tóxicos como el Cd, Cu, Sr, Ni, Zn, As, U y Pb; no obstante, los mecanismos de captura de metales pesados en el suelo luego de la incorporación de enmiendas que se indican no se conocerían de forma completa (Hamon *et al.* 2002). Si bien los tratamientos del suelo con tales enmiendas a nivel de campo experimental advierten que los tratamientos de inmovilización *in situ* son eficaces, no se conoce del todo si estos tratamientos de restauración del suelo son perpetuos o reversibles en el tiempo; por ejemplo, si el tratamiento *in situ* apunta a una variación de pH, originando una adsorción o precipitación, entonces una reacidificación del suelo aumentaría la solubilidad y con ello la biodisponibilidad nuevamente de los metales pesados (Hamon *et al.* 2002). Finalmente, la inmovilización de los metales podría ser más duradera, gracias a la incorporación de enmiendas siempre que éstas favorezcan el atrapamiento de metales bajo formas no lábiles en el suelo, al atraparlos en las estructuras de las arcillas o acomplejándolos gracias a enlaces covalentes (Adriano *et al.* 2004).

- **Biorrecuperación**

Ortiz *et al.* (2007) definieron a esta técnica como toda aquella que descontamina al suelo degradando contaminantes orgánicos e inorgánicos como metales pesados gracias a la actividad biológica natural, debido principalmente a la acción de microorganismos, a través de reacciones propias de su metabolismo. Estos tratamientos son posibles gracias al uso de hongos, bacterias y plantas capaces de absorber a los agentes contaminantes detoxificando así el suelo y reduciendo el riesgo de intoxicación en humanos, animales, plantas y el medio ambiente. Estos tratamientos serán efectivos siempre que se asegure un adecuado nivel poblacional de microorganismos con capacidad de transformar metales pesados, teniendo en cuenta el tipo de suelo, su temperatura y pH entre otros factores.

- **Fitorrecuperación**

Esta técnica se fundamenta en la capacidad de algunas especies vegetales que pueden sobrevivir en ambientes contaminados por metales pesados, extrayéndolos, acumulándolos, inmovilizándolos y transformándolos; estos tipos de plantas que se utilizan en fitorrecuperación poseen mecanismos adaptados que toleran y acumulan altas concentraciones de metales en las células de sus tejidos (Ortiz *et al.* 2007). Para que este tratamiento sea exitoso se debe contar con un aparente sistema de selección de especies vegetales en razón del suelo donde van a ser instaladas, así como, modificar las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo con el uso de enmiendas que contribuyan con el crecimiento y supervivencia de las plantas seleccionadas (Clemente *et al.* 2005).

La fitorrecuperación es una técnica muy utilizada en la remediación de suelos contaminados por metales pesados, las primeras especies acumuladoras de metales pesados registradas pertenecen al género *Thlaspi* (*T. caerulescens*, *T. rotundifolium* y *T. praecox*) (Wenzel & Jockwer 1999); no obstante, actualmente se emplean un gran número de especies capaces de absorber Cu, Cd, As, Pb y Zn, etc. (*Elsholtzia splendens*, *Brassica juncea*, *Phragmites australis*, *Hemidesmus indicus*, etc.) (Ali *et al.* 2004). La fitorrecuperación es una técnica que no altera en buena medida el suelo o el paisaje, es económica y de fácil implementación; sin embargo, tiene el inconveniente de ser un proceso lento y limitado a suelos poco profundos, muchas veces los elevados niveles de contaminantes del suelo pueden ser tóxicos para las plantas existiendo un alto riesgo de que el contaminante ingrese a la cadena trófica (Ortiz *et al.* 2007).

2.7. Silicio en la naturaleza

El silicio en la naturaleza proviene de la meteorización de las rocas ígneas; en ellas se encuentra como sílice (SiO_2), principal constituyente de una gran variedad de silicatos y minerales arcillosos; el silicio luego del oxígeno, es el segundo elemento de mayor abundancia en la corteza terrestre, se representa como sílice (SiO_2), su concentración y ocurrencia en los primeros 30 cm de suelo oscila entre el 60 y 90% (Navarro y Navarro

2003). Adicionalmente, además del silicio inerte contenido en el cuarzo, arcillas o vidrio, entre otros; existen otras sustancias que contienen silicio biogeoquímicamente activo muy ocurrentes en la naturaleza como el ácido silícico o monosilícico y ácidos polisilícicos, formas distintivas y significativas en los mecanismos de formación del suelo, con impacto directo en la fertilidad del suelo y la nutrición vegetal (Matichenkov 2008). El silicio es el segundo elemento de mayor abundancia en la litósfera y por ende en los suelos como lo muestra la Tabla 10.

Tabla 10: Contenido elemental en la litósfera y en los suelos

Elemento	Litosfera (mg kg ⁻¹)	Suelos (mg kg ⁻¹)	Promedio en suelos (mg kg ⁻¹)	
Al	81000	10000 - 300000	71000	3ro más concentrado en el suelo.
B	10	2 - 100	10	
C	950	-	20000	
Ca	36000	7000 - 500000	13700	
Cd	0.2	0.01 - 0.7	0.06	
Cl	500	20 - 900	100	
Co	40	1 - 40	8	
Cr	200	1 - 1000	100	
Cu	70	2 - 100	30	
F	625	10 - 4000	200	
Fe	51000	7000 - 550000	38000	
Hg	0.1	0.01 - 0.3	0.03	
K	26000	400 - 30000	8300	
Li	65	5 - 200	20	
Mg	21000	600 - 6000	5000	
Mn	900	20 - 3000	600	
Mo	2.3	0.2 - 5	2	
N	-	200 - 4000	1400	
Na	28000	750 - 7500	6300	
Ni	100	5 - 500	40	
O	465000	-	490000	1ro más concentrado en el suelo.
P	1200	200 - 5000	600	
Pb	16	2 - 200	10	
S	600	30 - 10000	700	
Se	0.09	0.1 - 2	0.3	
Si	276000	230000 - 350000	320000	2do más concentrado en el suelo.
I	6000	1000 - 10000	4000	
Zn	80	10 - 300	50	

FUENTE: Adaptado de Lindsay (2001). Tomado de: Álvarez y Osorio (2014).

Álvarez y Osorio (2014) indicaron que los minerales ricos en silicio se forman luego del enfriamiento del magma, en éste se pueden concentrar diversos elementos mezclados entre sí, dichos minerales son ricos en oxígeno, silicio y aluminio, los tres elementos más abundantes de la corteza terrestre, llegando a alcanzar hasta el 90% de concentración de la corteza terrestre; los autores señalaron que el tipo y forma del mineral producido estará definido por su composición elemental y por los enlaces que los unen, tales minerales primarios están constituidos además por nutrientes minerales

para los vegetales, no obstante su elevada estabilidad química los hacen muy insolubles y poco aprovechables por las plantas. Adicionalmente Álvarez y Osorio (2014) señalaron además que se pueden formar distintos tipos de aluminosilicatos, algunos de ellos minerales muy abundantes en el suelo como las micas y los feldespatos, otros que se desintegran con mayor facilidad como los olivinos en suelos menos evolucionados, en tanto otros minerales ricos en silicio como el cuarzo de mucha resistencia a la meteorización se puede hallar en suelos más evolucionados.

Las Figuras 17, 18 y 19 muestran estructuras sílicas cristalinas y asociadas también al aluminio en la formación de aluminosilicatos, componentes fundamentales de las arcillas.

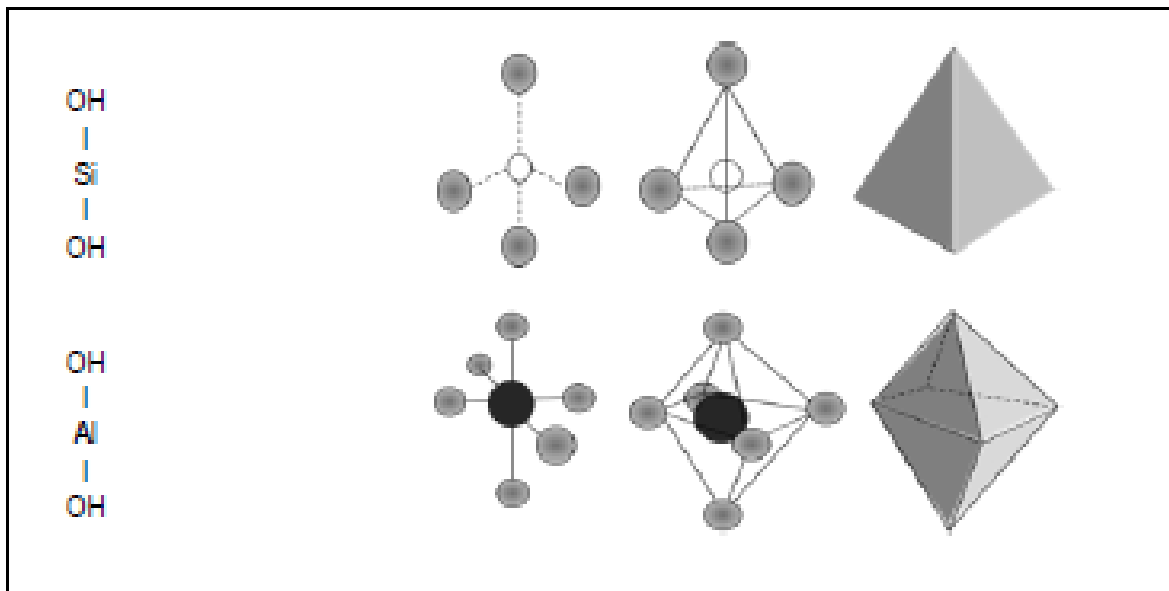


Figura 17: Arriba: Tetraedros de Si en diferentes representaciones. Abajo: Octaedros de Al.

FUENTE: Tomado de Álvarez y Osorio (2014).

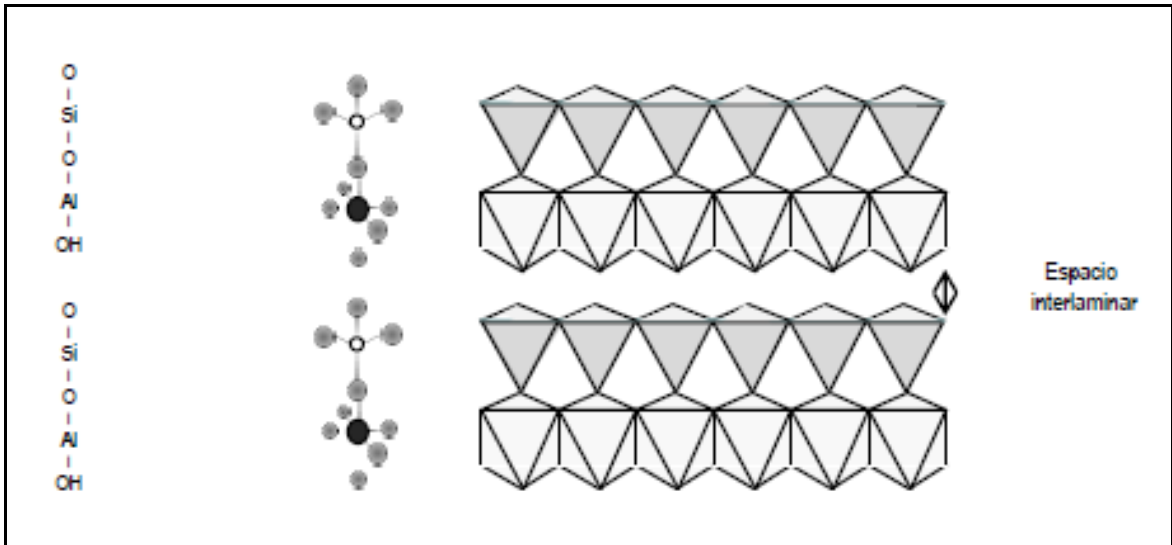


Figura 18: Estructura laminar de un filosilicato del tipo 1:1. A la izquierda la secuencia vertical de elementos, a la derecha una representación del frente de la lámina.

FUENTE: Tomado de Álvarez y Osorio (2014).

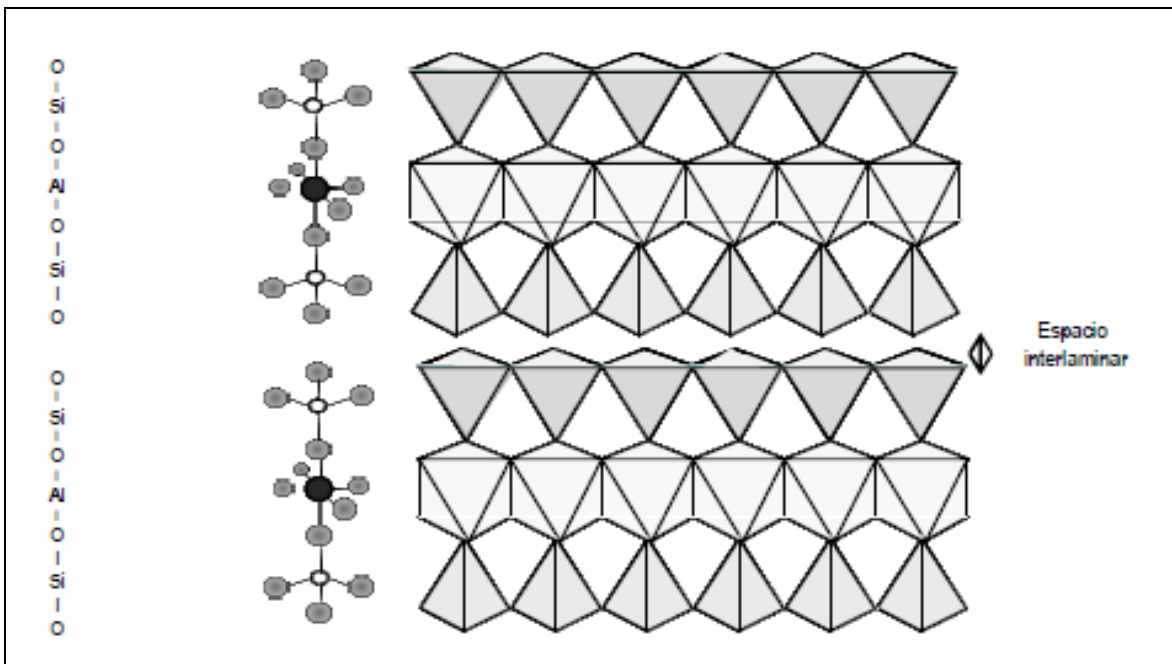


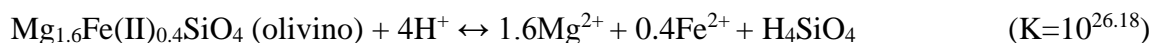
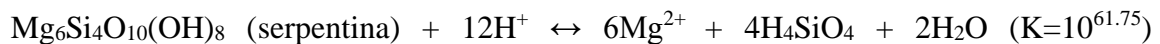
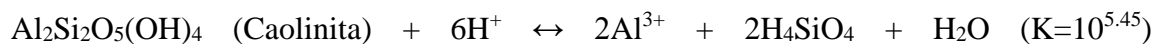
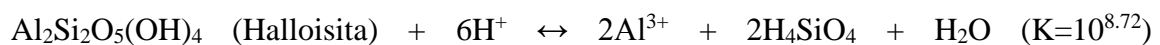
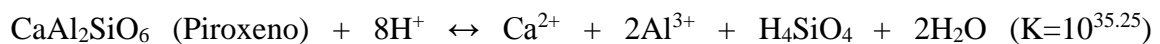
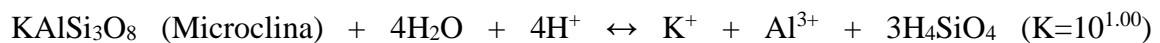
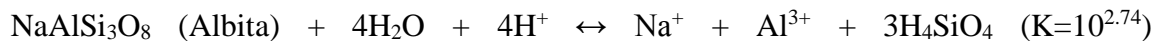
Figura 19: Estructura laminar de un filosilicato del tipo 2:1. A la izquierda la secuencia vertical de elementos, a la derecha una representación del frente de la lámina.

FUENTE: Tomado de Álvarez y Osorio (2014).

2.7.1. Formación del ácido silícico a partir de minerales silicatados

Álvarez y Osorio (2014) señalaron que los minerales silicatados pueden disolverse por acción del medio ambiente, particularmente por acción del agua y la temperatura; de esta reacción se produce el ácido silícico (H_4SiO_4). Los autores indicaron que los minerales primarios se disuelven con lentitud en la mayoría de los suelos, no obstante la disolución se hace más violenta en suelos ácidos, por lo dicho anteriormente, de estas disoluciones se producirá H_4SiO_4 , forma de silicio predominante en la solución suelo altamente lixiviable y a la vez absorbible por las plantas (Lewin & Reimann 1969).

A continuación, se detallan las diferentes disoluciones ácidas de los aluminosilicatos contenidos en diferentes minerales primarios según Álvarez y Osorio (2014):



Álvarez y Osorio (2014) indicaron que el ácido silícico a altas concentraciones se polimeriza como se muestra en la Figura 20 en la solución suelo formando sílica hidratada amorfa insoluble pero más reactiva frente a la sílica cristalina del cuarzo; ocurrentemente puede disolverse lentamente para balancear el contenido del ácido monosilícico en el suelo. Según los autores, la concentración de ácido ortosilícico o llamado también monosilícico en la planta, particularmente en las hojas también puede formar sílica amorfa que regresará al suelo a través de la hojarasca y residuos de cosecha. Finalmente, los autores concluyeron que “en condiciones de equilibrio la concentración de ácido monosilícico en la solución suelo sería de 1.8 mM”, no obstante, debido a la baja tasa de disolución de los minerales primarios, absorción por las raíces, adsorción por los minerales del suelo para formar hidroxialuminosilicatos, la concentración de ácido monosilícico por lo general fluctuará entre 0.1 – 0.6 mM.

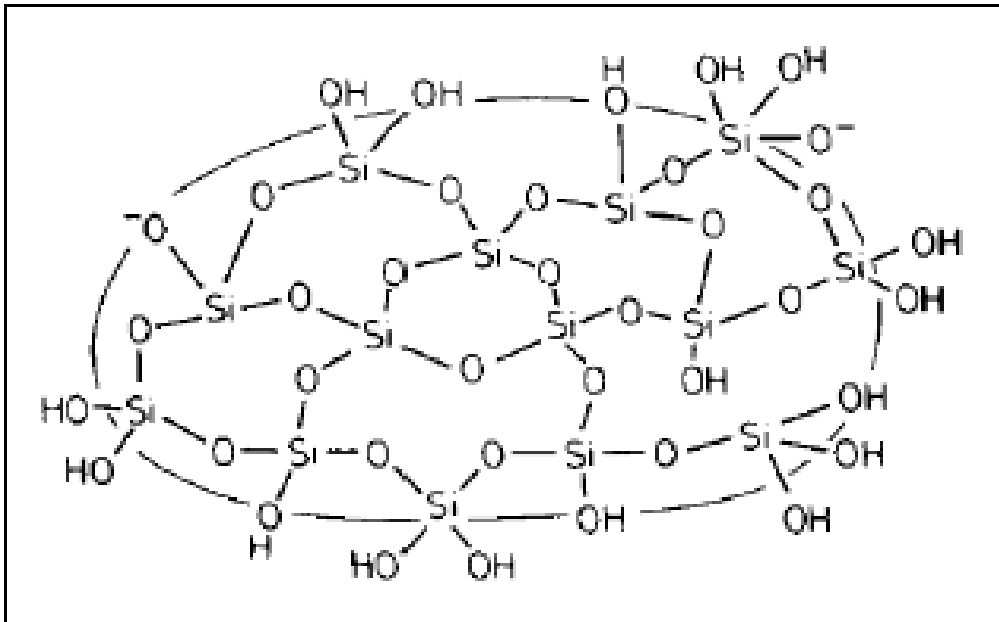


Figura 20: Ilustración de la sílica hidratada amorfa.

FUENTE: Williams (1986). Tomado de: Álvarez y Osorio (2014).

2.7.2. El Silicio en el suelo

Matichenkov & Bocharnikova (2001) indicaron que el silicio (Si) es uno de los elementos de mayor abundancia de la corteza terrestre, comúnmente se halla vinculado al oxígeno formando dióxido de silicio (SiO₂) y como parte de minerales primarios como el cuarzo y partículas de suelo como la arena y demás tipos de rocas y arcillas insolubles no absorbibles por las raíces de los vegetales desde la solución del suelo. En tanto Mitani and Ma (2005) precisaron que la forma asimilable de silicio por las plantas es únicamente bajo la forma de ácido monosilícico u ortosilícico (H₄SiO₄). La ocurrencia de este elemento habitualmente se vincula con el oxígeno (O₂) y en otras ocasiones se le encuentra acompañando al aluminio (Al), hierro (Fe), manganeso (Mn), y otros minerales (Gasho 2001). La Figura 21 muestra la dinámica del silicio en el suelo, se observan en esta figura al silicio en sus diferentes formas desde las formas fijas, estructurales e insolubles hasta su forma activa como el ácido silícico pudiendo ser absorbido por las plantas.

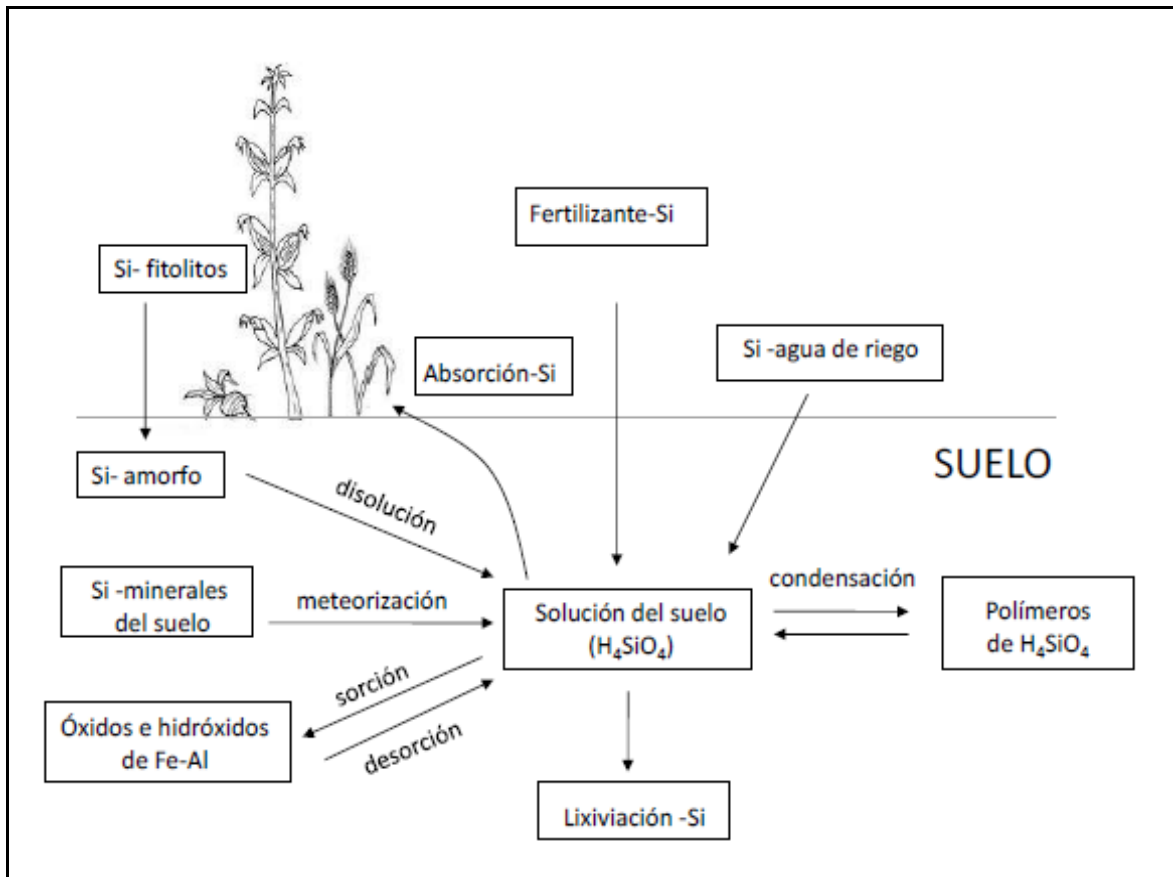


Figura 21: Dinámica del silicio en el suelo.

FUENTE: Tomado de Álvarez y Osorio (2014).

El silicio de los suelos está contenido en la arena, y muchos minerales del tipo silicato, también se encuentra en el ácido monosilícico ($Si(OH)_4$) forma asimilable por la planta, bastante activo, reactivo o bio-activo, de alta solubilidad, el ácido monosilícico tiene una ocurrencia natural en el suelo aproximadamente de 30 a 40 $mg \cdot kg^{-1}$ de suelo (Ma *et al.* 2006). En los suelos, el ácido silícico se libera con mucha lentitud y en cantidades pequeñas gracias a la acidificación de los silicatos gracias a la acción del ácido carbónico que se produce por la respiración de los microorganismos del suelo, los silicatos también se acidifican con las enzimas y los ácidos orgánicos débiles expulsados por el pelo radicular de las plantas. El ácido monosilícico también es requerido por la microbiota del suelo y contribuye en gran medida con la fertilidad del mismo (Epstein 1999).

Los últimos estudios relacionados con la esencialidad de los elementos minerales en la nutrición vegetal han clasificado al silicio como un elemento benéfico o “cuasi

esencial” para la producción de cultivos (Epstein 1999), dado que pese a no ser un constituyente de un metabolito o molécula en la planta, además de haberse constatado que su carencia total en el vegetal no ocasiona la muerte de la misma, sí ha quedado evidenciado que cuando el silicio es considerado dentro de los paquetes tecnológicos nutricionales de los cultivos aporta a éstos ingentes beneficios en la productividad (Gonzales 2018); no obstante la elevada extracción del silicio asimilable desde la solución suelo por las plantas y sus pérdidas por lavado y escorrentía, permiten que las formas disponibles de este importante elemento se agoten fácilmente (Datnoff *et al.* 1997), lo que exige incorporarlo en el suelo a través de fertilizantes o abonos ricos en este mineral.

Entre las principales problemas del suelo que repercuten en la productividad de los cultivos tenemos a las deficiencias de elementos nutricionales entre las que destaca y es más ocurrente la deficiencia de fósforo (P) por a la existencia de metales pesados en el suelo tales como el aluminio (Al^{3+}) y otros metales como el hierro (Fe^{2+}) y el manganeso (Mn^{2+}) que fijan al fósforo (P) en formas no lábiles, disminuyendo así su accesibilidad en la solución del suelo, limitando su absorción por las raíces (Vassileva *et al.* 1998); sin embargo, el ácido ortosilícico (H_4SiO_4) en la solución suelo tiene la capacidad de reaccionar con los complejos insolubles no lábiles que tienen secuestrado al fósforo (P) y tomar el lugar del ion fosfato (PO_4^{3-}) liberando al fósforo (P) bajo la forma de ácido ortofosfórico de alta solubilidad en el suelo (Datnoff *et al.* 2007). La Figura 22 muestra los distintos compuestos de silicio existentes en el suelo, desde los que forman compuestos sólidos y amorfos hasta aquellos que se encuentran en solución capaces de reaccionar por su condición activa y con posibilidad de absorberse por las plantas.

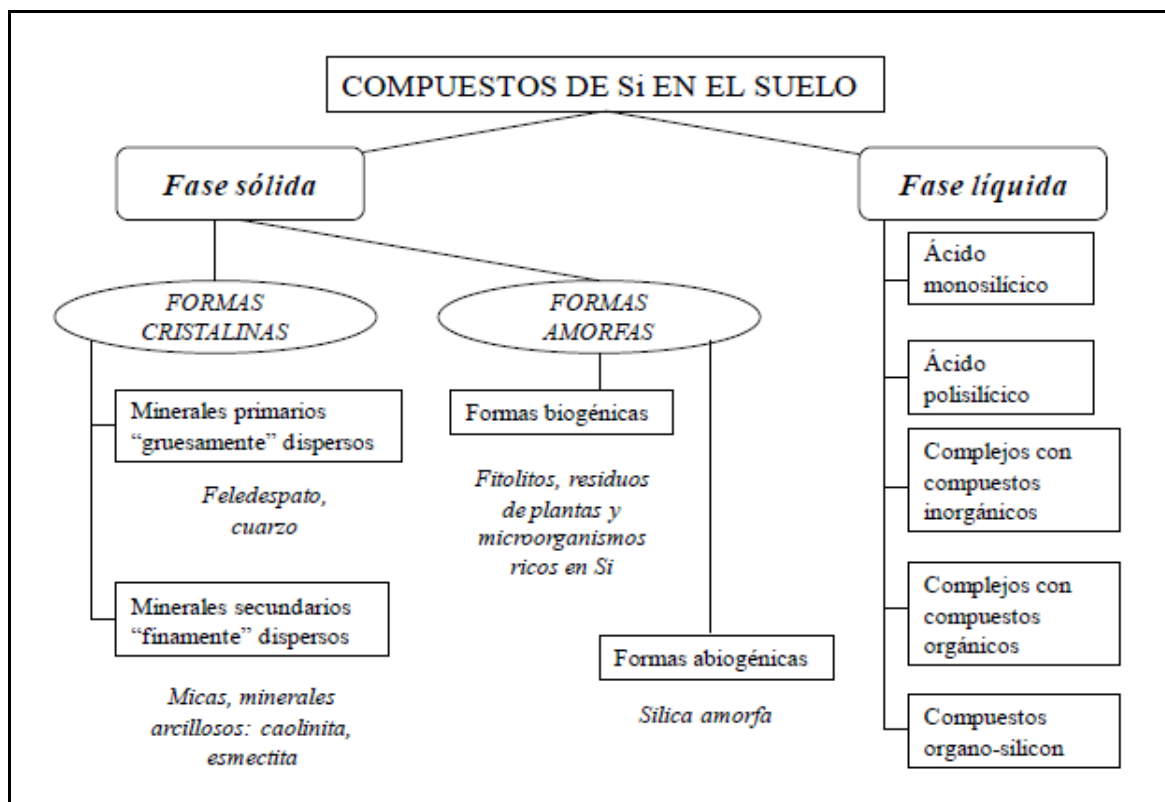


Figura 22: Clasificación de los compuestos de silicio en el suelo.

FUENTE: Matichenkov y Bocharnikova (2001). Tomado de: Álvarez y Osorio (2014).

Thomé *et al.* (2011) indicaron que los suelos sometidos a altas precipitaciones como en regiones del trópico, la alta concentración de aluminio se torna en un problema que habitualmente se soluciona con el enmendado de suelo a base de dolomita $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, enmiendas que utilizadas en demasía, contribuyen con el calentamiento global debido a la producción de gases con efecto invernadero; por cada tonelada incorporada de carbonato de calcio (CaCO_3) se expulsan a la atmósfera 440 kg de anhídrido carbónico (CO_2). Para Bernier (2005) la elección de minerales a base de silicatos de calcio (Ca) y/o magnesio (Mg) constituyen opciones no contaminantes para el medio ambiente, adicionalmente tales enmiendas tienen elevada capacidad de secuestro de dióxido de carbono (CO_2) cuando son utilizados como enmiendas para neutralizar la acidez de los suelos. La Tabla 11 muestra distintos minerales primarios ricos en silicio capaces de reaccionar con el anhídrido carbónico del aire y que se pueden comportar como alternativas eficientes en la fijación del carbono (Álvarez y Osorio, 2014), así mismo se muestran los kilos de mineral primario para fijar un kilo de anhídrido carbónico.

Tabla 11: Minerales de interés para carbonatación mineral

Mineral	Formula	Productos de reacción con CO ₂	Requerimiento mineral (kg/kgCO ₂)
Mg Olivino	Mg ₂ SiO ₄	SiO ₂ + 2MgCO ₃	1.6
Mg serpentina	Mg ₃ Si ₂ O ₅ (OH) ₄	2SiO ₂ + 3MgCO ₃ + 2H ₂ O	2.1
Wollastonita	CaSiO ₃	CaCO ₃ + SiO ₂	2.6
Basalto	Variable	MgCO ₃ , CaCO ₃ , FeCO ₃	4.9
Magnetita	Fe ₃ O ₄	Fe ₂ O ₃ + FeCO ₃	5.3

FUENTE: ANLEC (2011). Tomado de Álvarez y Osorio (2014).

Exley & Birchall (1992) indicaron además que los minerales a base de silicatos de calcio (Ca) y/o magnesio (Mg) reaccionan con el aluminio (Al³⁺) del suelo, formando diversos tipos de hidroxialuminosilicatos precipitados muy complejos e insolubles dejando así de ser tóxicos para los vegetales. Ma & Takahashi (2002) descubrieron que dosis crecientes de ácido ortosilícico (H₄SiO₄) agregadas a una solución rica en iones Al³⁺, éstos disminuían notablemente, tal como se muestra en la Figura 23.

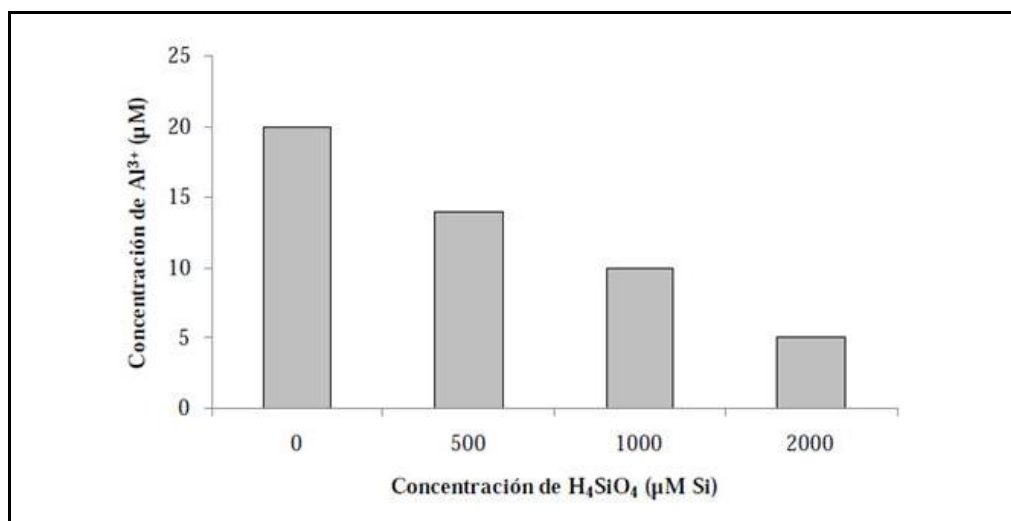


Figura 23: Concentración de Al³⁺ monomérico en solución en función de la concentración de ácido monosilícico (H₄SiO₄).

FUENTE: Tomado de Ma y Takahashi (2002).

2.7.3. El Silicio en las plantas

El silicio bajo la forma de ácido monosilícico (H₄SiO₄), se absorbe rápidamente por el pelo radicular y se transporta por el apoplasto donde se concentra en cantidades importantes como uno de los constituyentes principales de la materia seca (Mitani & Ma 2005). Las

concentraciones de los elementos nutricionales se determinan en razón del peso seco de las plantas y se representan en porcentaje para los nutrientes mayores y en mg/kg para los oligoelementos. En las plantas superiores, el silicio se presenta en concentraciones del tipo de los macronutrientes y cuantitativamente, es el principal componente inorgánico de las plantas superiores (Álvarez y Osorio 2014).

Álvarez y Osorio (2014) explicaron que el movimiento del ácido silícico desde la solución suelo a las células corticales se da gracias a la difusión pasiva y un transportador específico cuya densidad depende de la especie y genética vegetal, tal como se muestra en la Figura 24, siendo bastante mayor en muchas gramíneas y en menor escala en especies como las solanáceas y leguminosas.

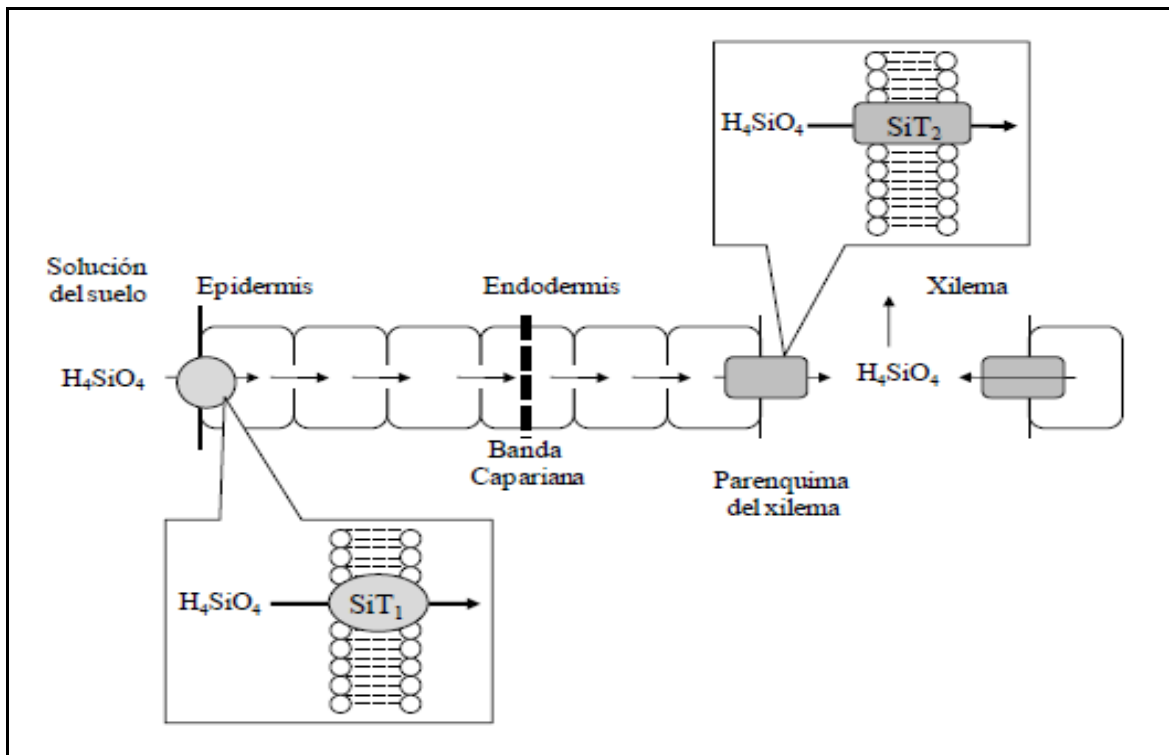


Figura 24: Representación esquemática del sistema de absorción del Si en diferentes especies de plantas.

FUENTE: Mitani y Ma (2005). Tomado de Álvarez y Osorio (2014).

En un experimento realizado por los autores pudieron demostrar que el arroz absorbió mayor cantidad de silicio en comparación con el pepino y éste mucho más que el tomate (Figura 22). Sin embargo, la descarga del Si al interior de la xilema se da a través de un

transportador específico para el arroz mientras que en tomate y pepino dicho movimiento del Si se da principalmente por difusión. La Figura 25 explica la alta acumulación del Si en los tejidos de cultivos como el arroz donde la elevada densidad de transportadores de Si se convierte en un factor preponderante comparado con otras especies vegetales con baja densidad de estos (Ma *et al.* 2004). Aun cuando pueda haber abundante silicio disponible, muchas plantas como las dicotiledóneas, no son eficientes en la absorción de silicio por la raíz y por ende no acumulan mucho silicio en sus estructuras foliares debido a su baja densidad de transportadores por ello no se beneficiarían del silicio (Álvarez y Osorio 2014).

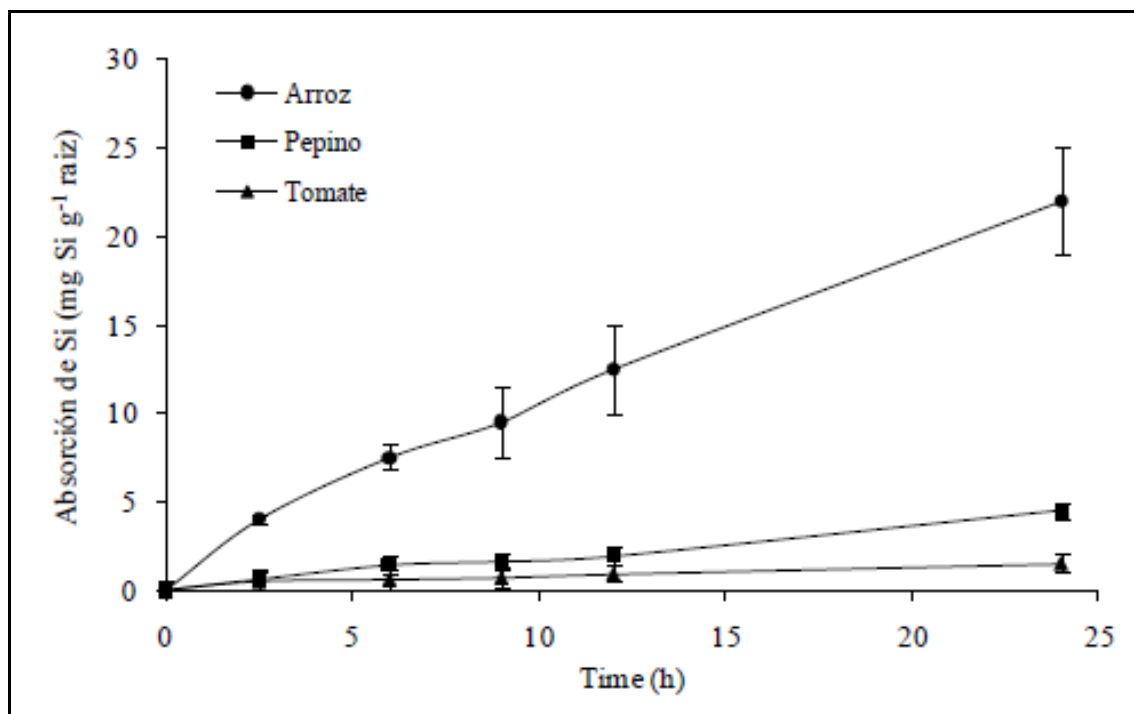


Figura 25: Absorción de Si por arroz, pepino y tomate en una solución nutritiva con 0.5 M de Si como ácido silícico.

FUENTE: Mitani y Ma (2005). Tomado de: Álvarez y Osorio (2014).

Ma *et al.* (2004) identificaron un gen en el cromosoma 2 de arroz y postularon el hecho de que este gen controlaría la descarga del silicio al interior de la xilema. Álvarez y Osorio (2014) precisaron que clonar este gen contribuiría con la modificación genética en pro de maximizar la absorción del silicio en muchas especies vegetales, lo que mejoraría notablemente su capacidad de resistencia frente a múltiples tipos de estrés.

La concentración de silicio en las plantas superiores es variable y depende principalmente de la especie, variando entre 0.1 y 10 % del peso seco, comparado con el calcio que va a una concentración entre 0.1 a 0.6 % y el azufre que va entre 0.1 a 1.5 %, el silicio conforma el grupo de elementos de más alta concentración en los vegetales (Epstein 1999). La Tabla 12 muestra los principales criterios para diferenciar a las plantas acumuladoras de silicio, desde la óptica de la concentración de silicio y en razón a la relación silicio – calcio.

Tabla 12: Criterios para diferenciar a las plantas acumuladoras de silicio

	Tipo de planta		
	Acumuladora de Si	Intermedia	Excluida de Si
Contenido de Si (%)	>1	1-0.5	< 0.5
Relación Si/Ca	>1	1-0.5	< 0.5
Grado de acumulación de Si	+	±	-

FUENTE: Tomado de Álvarez y Osorio (2014).

Álvarez y Osorio (2014) indicaron que el ácido monosilícico depositado al interior y en la periferia de las células del tejido epidermal y en las paredes celulares se polimeriza y forma partículas minerales conocidas como fitolitos, de esta forma el silicio no puede ser transportado a otras partes de la planta como si lo hacen otros nutrientes dado que los fitolitos son formas insolubles hasta el momento en que regresan al suelo con los rastrojos de cosecha para descomponerse nuevamente. La Figura 26 muestra como el ácido monosilícico se polimeriza en el tejido epidermal a partir de la pérdida de agua, formando así una membrana asociada de silicio, celulosa pectina e iones de calcio. Snyder *et al.* (2007) indicaron que, de esta forma, se construye una doble capa cuticular que confiere protección mecánica a las plantas.

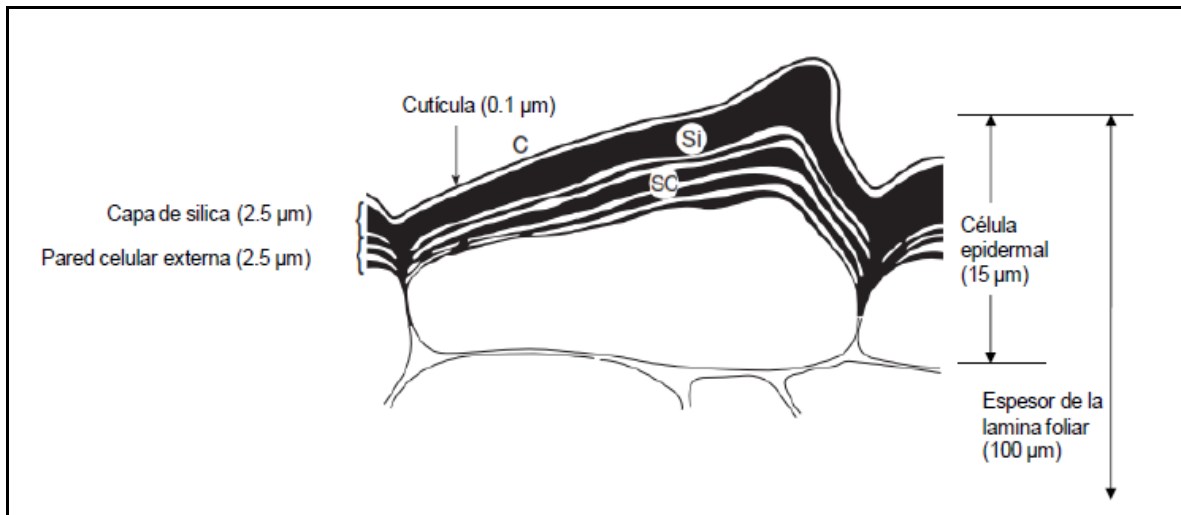


Figura 26: Representación esquemática de células epidermales de arroz. SC: complejos silicio-celulosa.

FUENTE: Yoshida (1975). Tomado de Álvarez y Osorio (2014).

El silicio acciona el metabolismo secundario al activar genes implicados en la síntesis de sustancias polifenólicas y enzimas vinculadas con los sistemas de defensa de las plantas; adicionalmente la barrera física formada por la polimerización del silicio debido a su acumulación en la epidermis de las hojas le confiere resistencia a la planta frente al ataque de numerosos tipos de patógenos fúngicos debido a la barrera mecánica propiamente dicha y a la fabricación adicional de toxinas que actuarían como sustancias inhibidoras del patógeno (Epstein 1999).

2.7.4. Nutrición con silicio y fuentes de silicio usadas en la fertilización y enmendado de suelos

Okamoto *et al.* (1956) concluyeron que el silicio probablemente no sea un elemento esencial en la nutrición del arroz ya que aun cuando falte el silicio el arroz puede llegar a madurar; sin embargo, concluyeron que tal deficiencia ocasionaría una baja significativa en la producción y que este principio puede alcanzar a otras especies cultivables consideradas altos o medianos acumuladoras de silicio.

Álvarez y Osorio (2014) indicaron que distintos cultivos extraen de los suelos entre 210 y 224 millones de toneladas de silicio por año, esto adicional a las pérdidas por lavaje y escorrentía, constituyendo pérdidas de cantidades importantes de silicio absorbible para las

plantas, así mismo estas pérdidas ocasionan variaciones en la dinámica natural de muchos otros nutrientes en el suelo como el fósforo, oligoelementos y metales pesados. Según los autores, este fenómeno de pérdida de silicio absorbible en el suelo puede ocasionar deficiencias en los cultivos, sobre todo en aquellos que exigen en demasía este elemento, entre ellos: arroz, maíz, cebada, caña de azúcar y palma aceitera. Para Matichenkov y Bocharnikova (2001) la fertilización y enmendado con silicio es indispensable para todo tipo de suelo, con excepción de aquellos suelos jóvenes con presencia de altas concentraciones de Si absorbible. Según Álvarez y Osorio (2014) los abonos con base en silicio tienen la capacidad de elevar la concentración disponible de ácido ortosilícico en el suelo. Para Snyder *et al.* (2007), las propiedades destacables de los fertilizantes o abonos silicatados son:

- Tener una concentración relativamente alta de Silicio.
- Suministrar suficiente Si-soluble para cubrir la demanda de las plantas.
- Su incorporación debe ser costo-efectiva (generar beneficios económicos superiores al costo de su incorporación).
- No contener elementos tóxicos que contaminen el suelo.

Álvarez y Osorio (2014) indicaron que “las arcillas, feldespatos, micas y cuarzo, son minerales ricos en silicio lamentablemente son casi nada solubles y no funcionan como fertilizantes o abonos silicatados, para ello existen otras fuentes más efectivas que pueden utilizarse como fertilizantes silicatados tales como los silicatos de magnesio (serpentina, olivino), silicatos de calcio (wollastonita), silicatos de sodio, escorias obtenidas de las industrias del acero y la producción de fósforo”. Los autores señalaron además que “los fertilizantes a base de silicatos de potasio son bastante solubles, pero de coste elevado, y usualmente se utilizan en soluciones hidropónicas”. Entre otras fuentes se pueden mencionar al silicato de calcio hidratado, sílica amorfa, sílica gel, zeolitas y termofosfatos. La efectividad de cualquier fuente de silicio puede mejorar cuando previamente son sometidos a una alta presión de molienda fina y cuando se acidulan parcialmente con ácido sulfúrico dado que así aumentan su solubilidad.

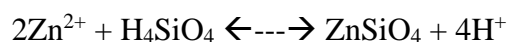
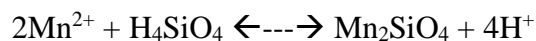
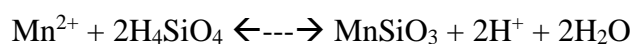
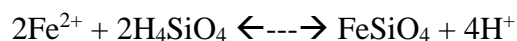
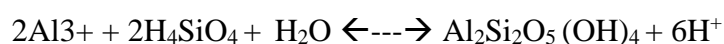
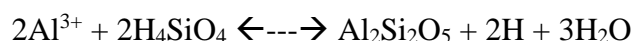
Tabla 13: Fuentes de Si usadas como fertilizantes

Fuente	Formula	Contenido (%)
Wollastonita	CaSiO ₃	SiO ₂ 51.7%, CaO 48.3%
Serpentina	Mg ₃ Si ₂ O ₅ (OH) ₄	SiO ₂ 43.5%, MgO 43.4%
Olivino	(Mg,Fe) ₂ SiO ₄	SiO ₂ 43.0%, MgO 57.0%
Escorias	-	SiO ₂ 28-38%, CaO 30-50%, Al ₂ O ₃ 8-24%, MgO 1-18%
Silicato de sodio	Na ₂ SiO ₃	SiO ₂ 48.8%, Na 38.0%
Silicato de potasio	K ₂ SiO ₃	SiO ₂ 39.0%, K ₂ O 60.0%
Roca fosfórica	Ca ₅ (PO ₄) ₃ (OH, F)	SiO ₂ 2.5-8%, P ₂ O ₅ 30-35, CaO 45-42

FUENTE: Tomado de Álvarez y Osorio (2014).

2.7.5. El Silicio en la remediación del suelo

Exley y Birchall (1992) indicaron que la fitotoxicidad originada por aluminio (Al) es la causa principal que perjudica el crecimiento y la productividad de las especies cultivadas en suelos ácidos, específicamente en suelos sometidos a altas precipitaciones o ubicados en zonas tropicales y que frente a ello el Silicio (Si) reduciría el efecto adverso del aluminio (Al) en el vegetal, luego de formar especies de hidroxialuminosilicatos (HAS) insolubles que posteriormente se precipitan en el suelo. Otros metales como el zinc (Zn), manganeso (Mn) y Hierro (Fe) de mucha ocurrencia en suelos ácidos y que en altas concentraciones pueden ocasionar fitotoxicidad, pueden reducir su movilidad por efecto del H₄SiO₄, esta situación se muestra como una alternativa para la reducción de la fitotoxicidad originada por Mn y Fe en arroz con lámina de agua en pro del aumento del rendimiento (Ma and Takahashi 2002).



La formación de HAS se puede también dar al interior de la planta cuando absorbe H₄SiO₄ y Al³⁺ bajo la forma de fitolitos que se depositan en los espacios entre células, este fenómeno se observa mucho en especies como el maíz, soya, cebada, entre otra gran variedad de plantas (Hodson & Evans 1995).

Gonzales (2018) indicó que la asociación de silicatos y metales en los suelos no solo se puede observar con el Al^{3+} , sino además ocurre también con otros iones como el Fe^{2+} y el Mn^{2+} , y otros metales pesados tóxicos y contaminantes de origen nativo que se ubican en el suelo o llegan a éste a través de la fertilización vía fertilizantes que contienen ingentes cantidades de cadmio (Cd), plomo (Pb), mercurio (Hg) y arsénico (As). Gonzales (2018) manifestó que un equipo técnico de la empresa colombiana Agrosilicium Mejisulfatos S.A.S en el año 2014 concluyó luego de un trabajo de laboratorio que, a dosis crecientes de una enmienda fertilizante a base de silicato de magnesio se logró disminuir notablemente la concentración de tres metales pesados: Pb, Cd, y As, luego de una hora de ser aplicado el producto, liberando de manera progresiva ácido monosilícico.

Schindler *et al.* (1976) indicaron que el uso de enmiendas o fertilizantes ricos en silicio (Si) dan lugar a complejos insolubles, comportándose como una opción eficiente al momento de enmendar los biosólidos que se incorporan como abono, dado que estos por lo general no se tratan de forma adecuada ya que no se completa su fermentación, representando así un inminente riesgo ambiental. La constitución de estos complejos insolubles mejora las características del suelo ya que lo acondicionan físicamente y aumentan su capacidad de intercambio catiónico al formar coloides de gran superficie que mejoran además la estructura del suelo, lo que permite un buen desarrollo radicular (Hodson & Evans 1995). La Figura 27 muestra el efecto de un fertilizante enmienda llamado Magnesil sobre la reducción de tres metales pesados As, Pb y Cd expresados en ppm.

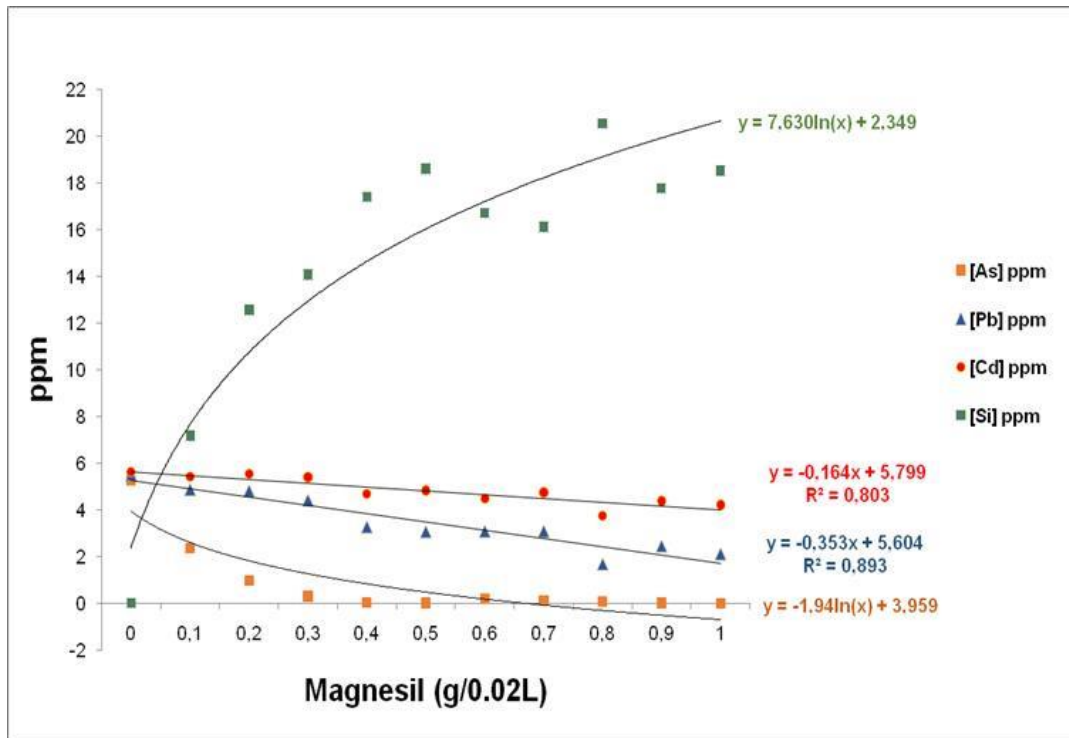


Figura 27: Impacto del Magnesil sobre la reducción de tres metales pesados As, Pb y Cd.

FUENTE: Tomado de Gonzales (2018).

Matichenkov *et al.* (2001) indicaron que luego de combinarse diferentes dosis de ácido monosilícico con distintos metales pesados como Pb, Cd, Hg, Zn, entre otros en estado soluble en un suelo arenoso se podía formar compuestos muy complejos de diferente grado de solubilidad, tornándose menos solubles a medida que aumentaban la concentración de ácido monosilícico en el suelo, llegaron a la conclusión que las incorporaciones de formas activas de silicio (Si) ofrecerían la posibilidad de manipular la movilidad de metales pesados. Los autores postularon las siguientes ecuaciones de reacción entre el ácido monosilícico y el metal:



Las algas diatomeas son organismos microscópicos de cobertura sílica. Al morir el alga, su contenido orgánico se descompone y su esqueleto externo compuesto de silicio se deposita en el fondo marino, que luego de un tiempo, pasan a formar grandes reservas de

tierras ricas en sílice, conocidas como tierra diatomeas, material inerte no tóxico. Este material cuando es sometido a temperaturas de 200 °C por una hora y posterior molienda a malla 200, se obtiene una enmienda diatomácea a base de silicio activado. Muchos trabajos con este material han mostrado que al igual que el silicato de calcio, puede aminorar la disponibilidad de algunos metales pesados tóxicos para la planta (Datnoff *et al.* 2001; Accioly *et al.* 2009).

Llamas (2000) respecto al tratamiento de aguas y lodos tóxicos con contenidos de metales pesados indicó que para hacer que los metales precipiten se debe recurrir a tres métodos: precipitación de hidróxidos, precipitación de sulfuros y precipitación de silicatos; respecto a la precipitación de silicatos el autor señaló que tales reacciones químicas se dan en presencia de sílice para conseguir una reacción cementante en la que los metales pesados quedan físicamente contenidos en una matriz gracias a la capacidad de intercambio iónico de los reactivos, el sílice empleado va desde cemento hasta cenizas volantes para hormigón. El autor concluye en que los silicatos metálicos son insolubles en una amplia banda de pH, carecen de capacidad para generar lixiviados y no se oxidan cuando entran en contacto con el aire.

Orozco (2016) respecto al procedimiento soliroc indicó que “éste se basa en una reacción a nivel molecular del ácido monosilícico con metales pesados a través de enlaces covalentes de hidrógeno y como resultado de ello se obtienen un producto solidificado, estable, de gran resistencia mecánica, baja permeabilidad y en la mayoría de los casos inerte, técnica ideal para tratar residuos líquidos contaminados o lodos con presencia de metales pesados”. Llamas (2000) indicó que “el procedimiento soliroc completo consta de cuatro pasos: a) primer paso, hacer reaccionar compuestos de sílice con ácido para formar ácido monosilícico; b) segundo paso, verter el ácido monosilícico sobre los lodos o sólidos que se quieren tratar y como resultado de ello la producción de silicatos metálicos inertes; c) tercer paso, añadir el álcali como la cal hidratada para elevar el valor del pH y lograr que los silicatos metálicos se polimericen y precipiten; y d) cuarto paso, se elimina el agua del lodo tratado gracias a un sistema de filtrado y el lodo resultante se puede trasladar a su lugar de origen dado que los silicatos metálicos polimerizados están en estado inerte y estable”. La Figura 28 muestra el esquema de flujo en el proceso soliroc, técnica basada en el uso de ácido monosilícico como reactivo

en la fijación de metales pesados en sólidos y lodos contaminados.



Figura 28: Esquema de flujo en el proceso Soliroc.

FUENTE: Tomado de Llamas (2000).

2.8. La explotación aurífera en el Perú

Giraldo (2017) indicó que la industria minera es una de las actividades económicas de mayor importancia para el Perú, basado en una publicación hecha por “El Mercurio Peruano”, primer periódico del país, allá por 1791 en el que se publica lo siguiente: “...el principal objeto de este papel periódico ... es hacer conocido al país que habitamos....La minería es el principal, y tal vez, el único manantial de riqueza del Perú”; Según Giraldo (2017) “la minería fue desde la época colonial la base de la economía, primordialmente por la extracción de oro y plata proveniente de la región andina, hasta la etapa republicana en que se desarrollan las grandes empresas mineras de extracción polimetálicas activas hasta la actualidad”. Según el autor “en los últimos 50 años hasta la actualidad la minería ha seguido siendo la actividad exportadora más importante del país (Glave & Kuramoto 2000), contribuyendo así en la balanza comercial con al menos el 55% (US\$ 18,832 millones) de las exportaciones totales (Ministerio de Energía y Minas 2016)”, tal como se muestra en la Figura 29; sin embargo, su reducido eslabonamiento productivo e intensidad

de mano de obra representa solo entre 4 a 6% del PBI, el impacto sobre la reducida contratación de mano de obra se debe básicamente a la actividad de la mediana y gran minería que es altamente mecanizada (Ministerio del Trabajo y Promoción del Empleo 2015).

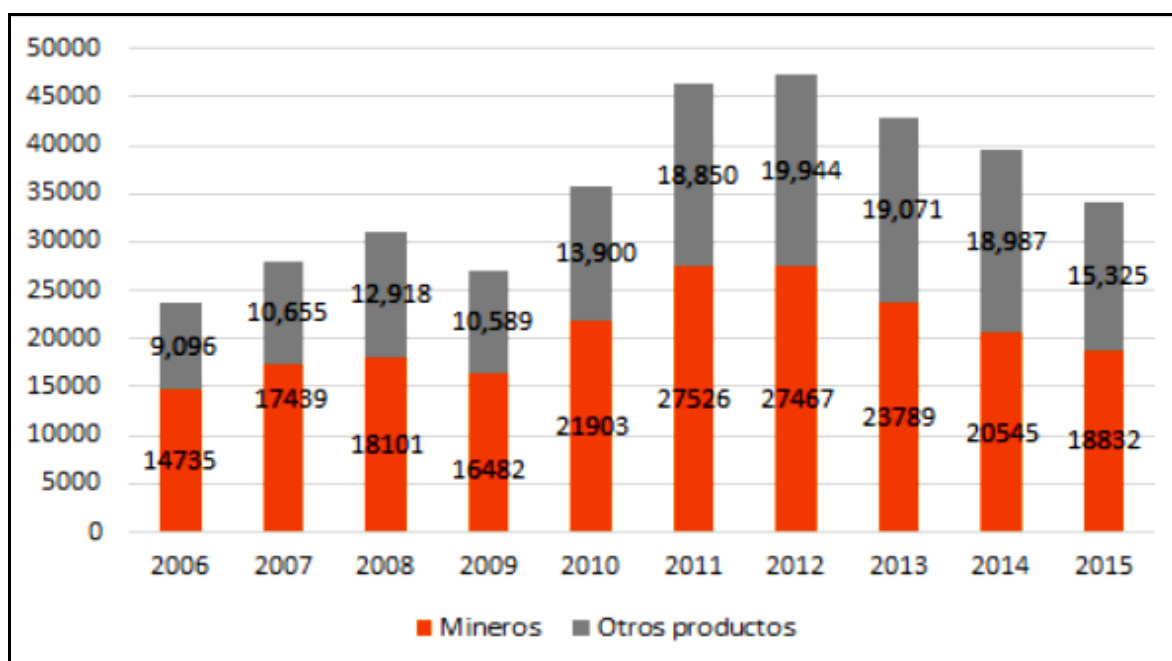


Figura 29: Participación de la minería en el total de exportaciones (Millones de US\$).

FUENTE: Tomado de Glave y Kuramoto (2000).

Torres (2015) indicó que hasta el año 1994, mucho del oro producido en el Perú provenía de la actividad minería informal, específicamente de la explotación aluvial y lavaderos, que aportaba el 51.2% del total del oro producido en aquellas épocas; solo existían apenas 30 empresas formales clasificadas como mediana y gran minería con producciones de oro que alcanzaba el 45.9% del total; y la minería pequeña, con 3.9%; en aquellos años, la producción aurífera en el Perú solo producía por debajo de 48 toneladas. Respecto a la gran minería el autor señala que “la Minera Yanacocha inició actividades en agosto de 1993; Compañía Minera Sipán, en 1997; y la canadiense Minera Barrick Misquichilca, en 1998; en tanto la mediana minería, Compañía Aurífera Santa Rosa empezó a producir en 1996 y Compañía Minera Ares lo hizo en 1998, otras empresas que se sumaron a la mediana minería fueron Minas Buenaventura, Compañía Minera Poderosa, Minera Aurífera Retamas, entre otras”, tal como se muestra en la Figura 30; todas estas empresas formales transformaron la industria minera en el País llevando la producción aurífera a escalas muy

respetadas a nivel mundial, esto explica como desde 1990 hasta la actualidad, el quinquenio 1995-1999 fue el de mayor crecimiento en la producción de oro en el Perú (191.6%).

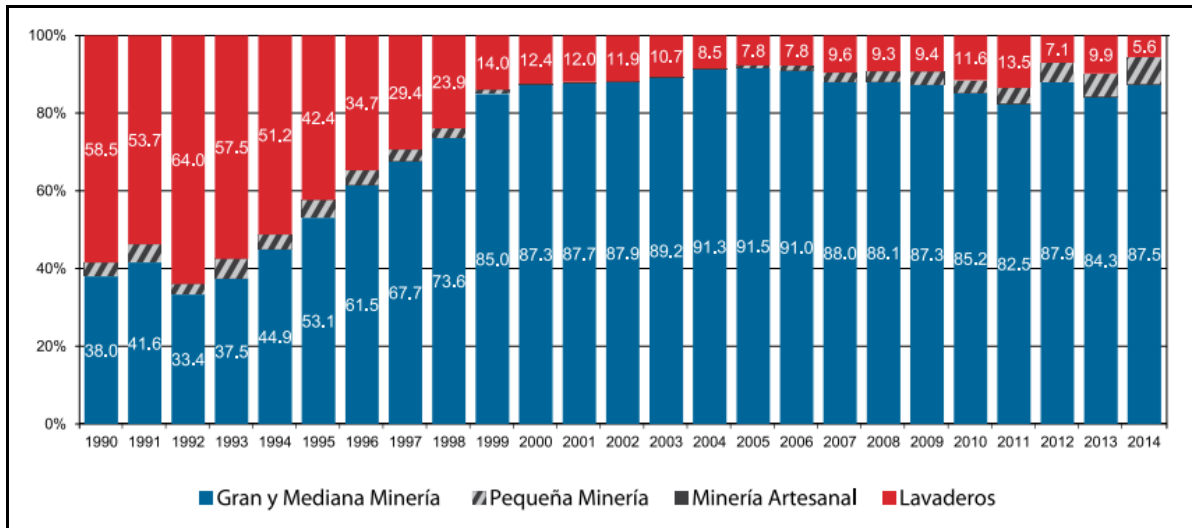


Figura 30: Oro: Producción por estratos 1990 – 2014 (Part. %).

FUENTE: Tomado de Torres (2015).

Romero *et al.* (2008) indicaron que las cuencas del país, donde se explota la minería de por sí afecta extensiones relativamente pequeñas, no obstante, podría tener gran impacto local sobre el medioambiente, dado que la expulsión de metales ocurre desde los centros mineros de extracción vía los conocidos drenajes ácidos de mina y depósitos de relaves. Según los autores, la presencia de sulfuros (pirita) en los depósitos de mineral con acceso de oxígeno, conllevan a la obtención del drenaje ácido de mina (DAM) y en función a la naturaleza de los residuos de rocas y de los depósitos de relaves, el DAM contendrá elevadas concentraciones de metales pesados. Los DAM generalmente, contienen elevados niveles de sulfato y metales disueltos, comportándose así, como una fuente de alto impacto ambiental, debido a su alto grado nocivo para las comunidades biológicas que viven en los ríos y suelos, adicionalmente su control y tratamiento exige un costo adicional a la operacional minera.

2.8.1. La explotación aurífera informal e ilegal en el Perú

Torres (2015) indicó que el Decreto de Urgencia N° 012-2010, publicado el 18 de febrero de 2010, menciona por primera vez el concepto de minería ilegal haciendo hincapié en el

ordenamiento minero de la región Madre de Dios; sin embargo, en dicha norma el concepto se entre mezcla con el de minería aurífera informal, sin que se delimite una diferencia concreta entre ambos. Según el autor es que luego de dos años la promulgación del Decreto Legislativo N° 1105, publicado el 19 de abril de 2012, es que se conceptualiza de manera detallada y explícita la diferencia entre minería ilegal y minería informal, en la que se resume gracias al Artículo 2° de la norma, que “toda actividad minera ejercida en zonas en las que esté prohibido el ejercicio de actividad minera, se considera ilegal; en tanto, la minería informal sería aquella actividad que es realizada sin cumplir con las exigencias de las normas de carácter administrativo, técnico, social y medioambiental que la regulan, en zonas no prohibidas para la actividad minera”. El autor concluye en que “para efectos prácticos, si se extrae -o no- oro en zonas de exclusión minera ha quedado como el criterio principal para diferenciar entre minería aurífera ilegal o minería informal, respectivamente”. Aclarado los conceptos sobre minería informal e ilegal, la Figura 31 muestra la producción aurífera para ambos tipos de explotación durante el periodo 2003 – 2014, expresado en toneladas, la gráfica muestra al cierre del periodo que la minería ilegal produjo al menos el doble respecto a la minería informal, haciendo en su conjunto una cantidad en toneladas no despreciable de 25.6 TM.

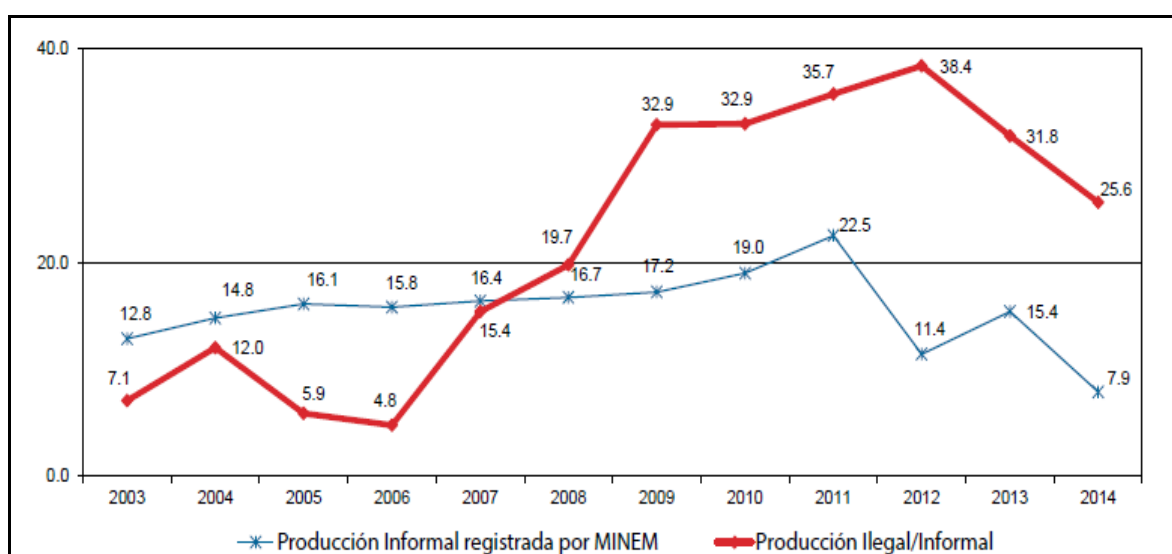


Figura 31: Producción de Oro: Informal (según MINEM) vs. Ilegal/informal, 2003-2014 (Toneladas).

FUENTE: Tomado de Torres (2015).

Giraldo (2017) indicó que la baja utilización de mano de obra por parte de las grandes

operaciones mineras y el mayor requerimiento de trabajadores altamente calificados, han generado problemas con la población local que espera obtener mayores beneficios como empleo y participación en la explotación minera, por otro lado no se evidencia un adecuado desarrollo local dado que los recursos que traslada la minería formal a través del canon y las regalías mineras en muchos caso ha sido deficientemente administrado y mal invertido, adicionalmente los problemas de impacto medioambiental de la actividad y la presencia de pasivos ambientales producto de la explotación de la gran minería en el pasado exigen inversiones para su recuperación que ascienden a US\$ 500 (MUQUI, 2015), en tanto la mediana y pequeña minería exigiría alrededor de US\$ 181,4 millones, primordialmente por contaminación de las cuencas debido a la explotación informal de oro (MEM 2000). Según el autor durante las últimas dos décadas la actividad minera ha generado un sinnúmero de conflictos con las comunidades locales aledañas a los proyectos mineros; entre los casos que menciona tenemos los casos de Las Bambas en Apurímac, Santa Ana en Puno, Tía María en Arequipa, La Zanja en Choropampa, Conga en Cajamarca, Tambo Grande y Río Blanco en Piura; casos que impulsaron a la población a enfrentarse a la actividad minera que desencadenaron además en enfrentamientos con las fuerzas del orden, originando al final la cancelación definitiva de algunos de los proyectos antes mencionados. El autor concluye que los malos procedimientos de negociación entre las partes interesadas no se focalizaron en temas de proyección social, remediación ambiental, y compensación económica por eventuales afectaciones además del notable incremento del precio internacional del oro, favorecieron la aparición de pequeños operarios mineros y mineros artesanales, siendo la gran mayoría ellos informales y en muchos casos relacionados a actividades ilícitas más como el contrabando y el narcotráfico.

Observatorio de Conflictos Mineros en el Perú (OCM) (2017) informó en su reporte del segundo semestre de 2017 que este periodo no ha sido particularmente un ciclo de convulsiones sociales y elevada conflictividad social en las zonas de explotación minera. La OCM precisó que Defensoría del Pueblo mostró estadísticas con tendencia a la baja desde inicios del 2017, tendencia que se mantuvo en el segundo semestre. La particularidad que definió el 2017 fueron las demandas de gremios importantes como los profesionales de la salud, maestros y en menor escala, los trabajadores mineros. Para la OCM, el análisis de las cifras de la Defensoría del Pueblo señala varios aspectos que son

relevantes y que se deben tomar cuenta; los denominados conflictos socioambientales se mantienen predominando y dentro de ellos los mineros representan el 62.2% del total, aunque actualmente varios de ellos corresponden a la categoría de conflictos latentes. La Figura 32 muestra los conflictos sociales a Diciembre 2017 según tipo donde los conflictos socioambientales acaparan los conflictos al cierre del periodo con un 71% del total. En relación a esto, la Figura 33 muestra los conflictos socioambientales por actividad a Diciembre 2017 donde los conflictos sociales por efecto de la minería alcanzan el 65% del total.

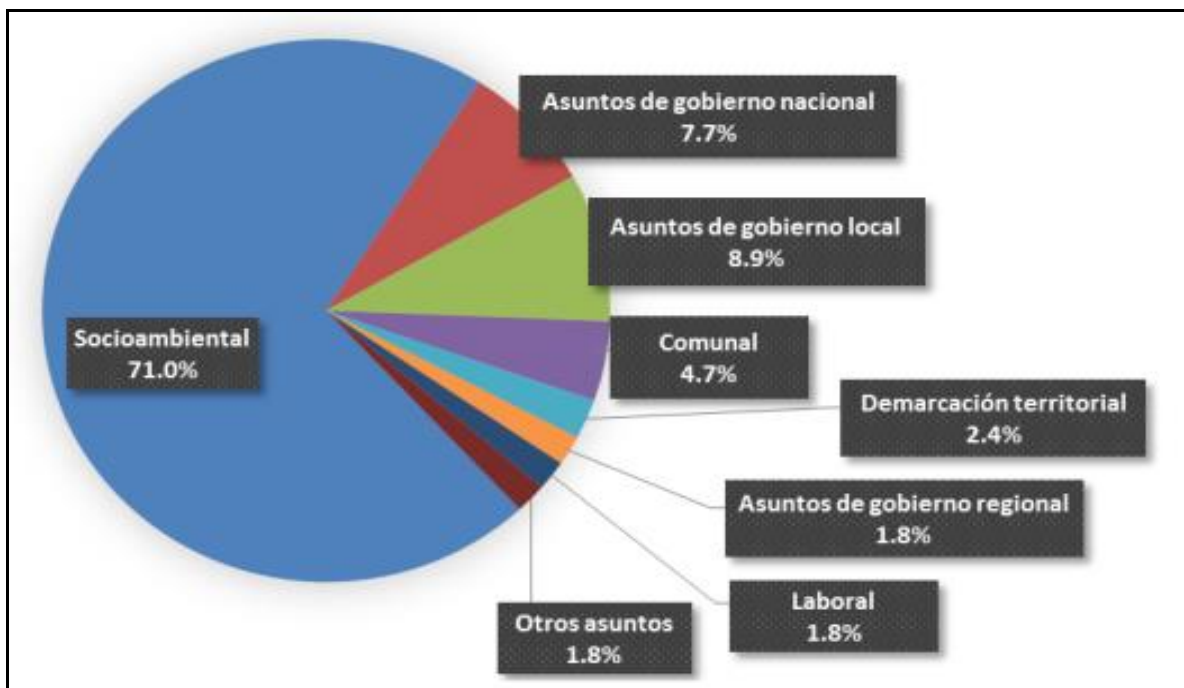


Figura 32: Conflictos sociales según tipo, Diciembre 2017.

FUENTE: Tomado de Defensoría del Pueblo (2017).

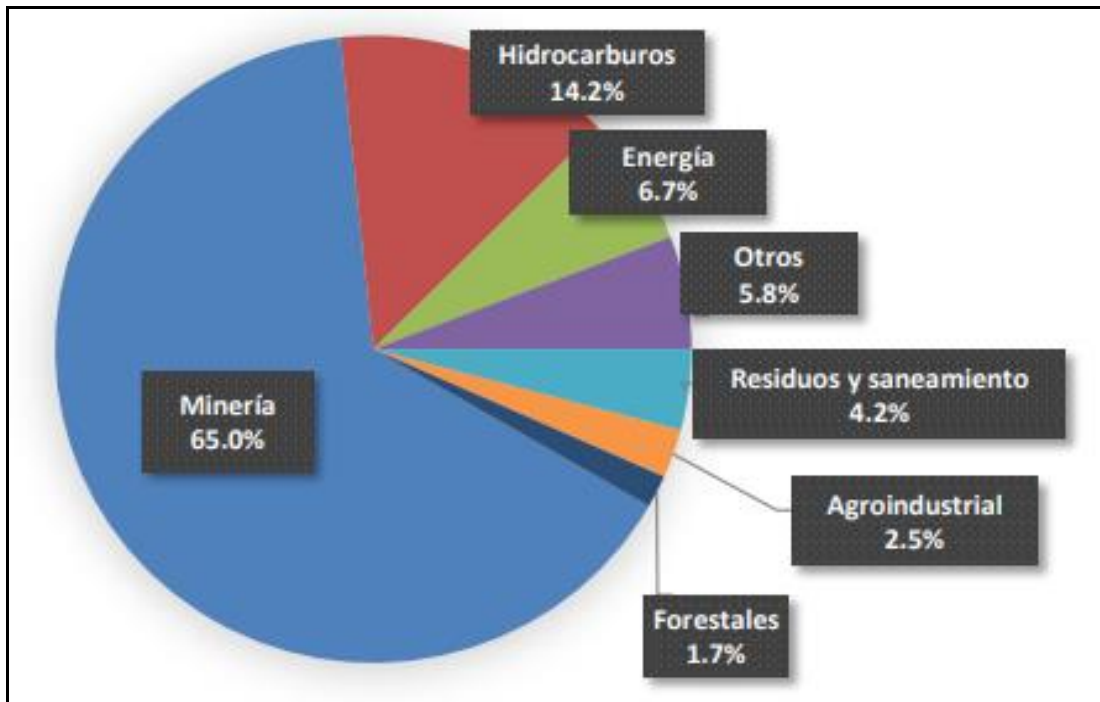


Figura 33: Conflictos socio ambientales por actividad, Diciembre 2017.

FUENTE: Tomado de Defensoría del Pueblo (2017).

2.8.2. La explotación aurífera formal, informal e ilegal en la región Puno

Giraldo (2017) indicó que la parte alta del río Ramis ubicada en los distritos de Cuyocuyo (Sandia), Ananea (San Antonio de Putina) y Crucero (Carabaya) en la región Puno, es uno de los lugares del Perú donde la explotación aurífera tiene un origen bastante remoto que se remonta inclusive a épocas prehispánicas, actividad económica realizada principalmente por los pobladores locales de forma estacional. Una de sus principales nacientes se halla en las faldas del nevado Ananea, en el desagüe de las lagunas La Rinconada, Sillacunca, Jomercocha, Ninacuyo, Casa Blanca, entre otras en el Distrito de Ananea, Provincia de San Antonio de Putina. El autor precisó que la minería informal que se desarrolla en este lugar generan un alto pasivo medio ambiente, primordialmente por la alteración del paisaje como consecuencia del movimiento y remoción del suelo de donde se extrae el metal precioso y la contaminación de las quebradas y lagunas que afectan a los pobladores y sus actividades económicas de los distritos de Crucero (Carabaya), San Antón, Potoni, Santiago de Pupuja, San Juan de Salinas, San José, Asillo, Azángaro, Achaya, Caminaca, Samán (Azángaro), Calapuja (Lampa) y Taraco (Huancané), ubicados en las proximidades del río aguas abajo.

La extensión minera informal de la cuenca del río Ramis es la de mayor área en la región Puno, se ubica en las nacientes del río Azángaro y cuenta con reservas minerales de origen volcánico (la Rinconada), mantos aluviales (Ancocala, Pampa Blanca y Chaquiminas), y diseminaciones. La actividad minera en su mayoría es artesanal e informal, enfocada principalmente en la extracción de oro en ciertas extensiones como las minas de tipo socavón de La Rinconada o Cerro Lunar de Oro, y la explotación minera a tajo abierto en las pampas de Ananea y Ancocala, centros de explotación donde trabajan miles de mineros en condiciones precarias, abusivas y riesgosas para su salud e integridad como son los sistemas denominados “cuñaqueo”, “cachito” o “cachorro” (Mendiola 2016).

Ccopa (2014) la minería siempre se comportó como un eslabón preponderante en la región Puno, en épocas de la colonia fue uno de los centros mineros más importantes del Perú y en la actualidad el departamento de Puno cuenta con un portafolio de proyectos y planes mineros que ascienden a más de 750 millones de dólares, entre los que se pueden mencionar el proyecto Corani y Ollachea, ambos ubicados en la provincia de Carabaya. El departamento de Puno, cuenta con inmensas reservas de recursos mineros, muchos de ellos actualmente en estudio y proyectadas para ser explotados. Según el autor las reservas mineras metálicas de mayor importancia son el oro, plata, plomo, estaño, zinc, magnesio, tungsteno y uranio por ello el 60% de la región sería considerada una de las regiones con mayor potencial para la industria minera. El autor indica que la producción aurífera en la región Puno es de 125 mil onzas, ubicándose en el puesto siete a nivel nacional, después de Cajamarca, Madre de Dios, Ayacucho, Arequipa, La Libertad y Moquegua, con una reserva calculada de 98 mil 390 Kg. Las principales reservas auríferas se localizan en las provincias de Carabaya, San Antonio de Putina, Lampa y Sandia, de los cuales sobresale el distrito de Cuyocuyo en la provincia de Sandia, cuyas reservas ascienden a más de 50,000,000 T.M. La Figura 34 muestra las concesiones mineras en la provincia de Sandia a Noviembre 2016, hacia el sur se ubica el distrito de Cuyocuyo, distrito de donde se extrajo el suelo contaminado materia de esta tesis.

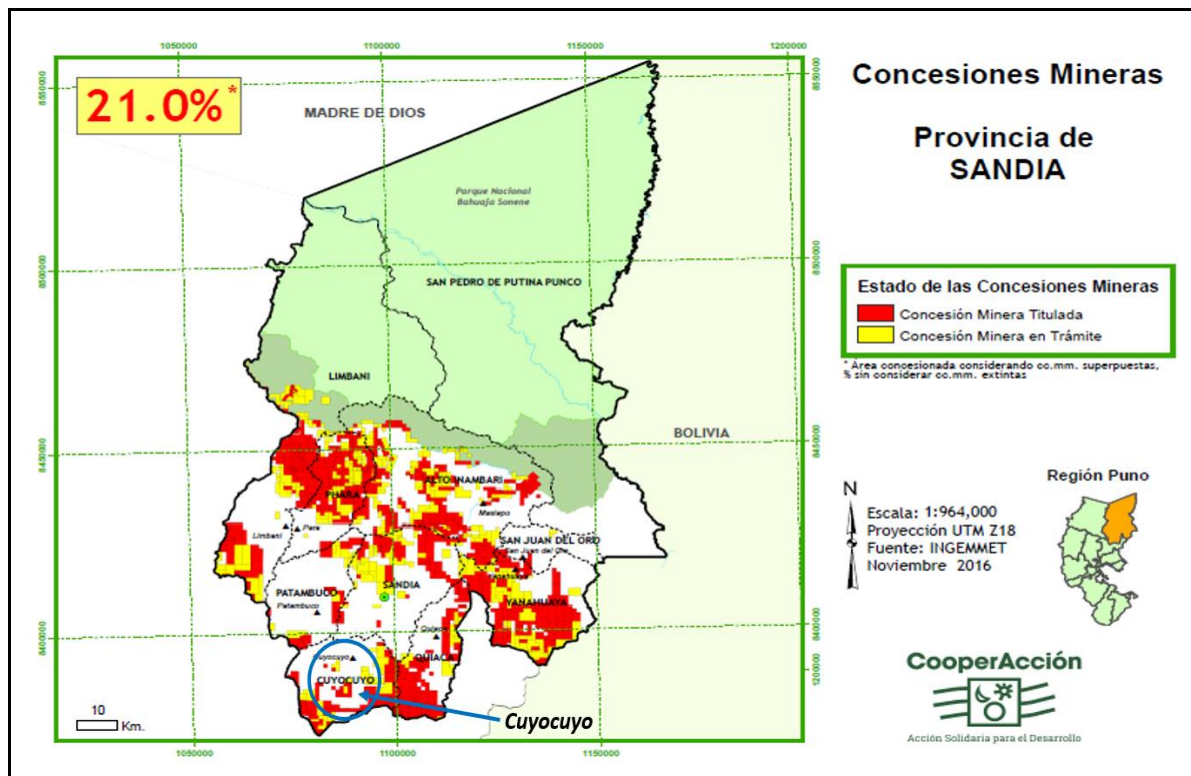


Figura 34: Concesiones Mineras Provincia de Sandia a Noviembre 2016.

FUENTE: Tomado de CooperAcción (2016).

Giraldo (2017) indicó que tanto la minería informal de oro en reservas aluviales y la gran minería de tajo abierto, generan un fuerte impacto en el paisaje natural dado que elimina por completo el suelo y por ende la vegetación que se ubican sobre la reserva a explotar; además a diferencia de la minería formal, la minería informal no tiene fronteras delimitadas para su expansión, no cumple con ningún estándar de calidad ambiental (ECA) ni límite máximo permisible (LMP), o norma laboral legal alguna dado a que no están sometidas a acciones de fiscalización por parte de entidades reguladoras; por ende, los mineros informales no existen para los organismos del Estado, ya que no cuentan con registro oficial que indique quiénes son, dónde se ubican, que están afectando, ni desde cuánto tiempo lo hacen. A este problema se le suma la baja eficiencia de explotación y procesamiento operacional minero, lo que agrava la problemática ambiental de la región, debido a que los niveles de recuperación del oro son menores al 50%; es decir, la mitad del oro existente no es recuperado y se pierde en los relaves. Esta deficiencia hace que los mineros exploten el doble del volumen de suelo para lograr una determinada cantidad de oro al mes (meta), extendiendo violentamente el área afectada y generando una mayor cantidad de residuos de lo que generaría usando un método formal más eficiente.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Tipo de investigación

La investigación realizada fue de tipo descriptiva, analítica y explicativa, dado que involucra un análisis situacional y se describe los resultados del análisis, además adaptativa, porque involucra la aplicación e implementación de los resultados en base a las recomendaciones en las áreas y zonas en estudio.

3.2. Formulación de la hipótesis

El tratamiento de los suelos agrícolas contaminados por relaves mineros con el uso de tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos, reduce la concentración de Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) en el tejido vegetal del maíz (*Zea mays*).

3.3. Ubicación

El presente trabajo de investigación se ejecutó en el laboratorio de suelos de la Universidad Nacional Agraria La Molina, en el distrito de La Molina, provincia de Lima en el departamento de Lima, ubicada a una latitud de 12°04' 47", longitud 76°56'41" y una altitud de 243 msnm (Google Earth 2017).

3.4. Materiales

3.4.1. Suelo

Se utilizó suelo de relave minero proveniente del Centro Poblado de Oriental ubicado a una latitud de 14°34'22.3''S, longitud 69°37'52.5''W, en el distrito de Cuyocuyo, provincia de Sandia en el departamento de Puno. Se realizaron procedimientos de laboratorio en el laboratorio de suelos de la UNALM para determinar la densidad aparente de la muestra de suelo arrojando un resultado de 1.5 g/cm³ o 1.5 Tm/m³ y análisis químico de dicha muestra para precisar el contenido de metales pesados en el Laboratorio Ambiental de

Certificaciones del Perú S.A. Los resultados que evidencian el contenido de Plomo y Cadmio en el suelo de relave se detallan a continuación:

Tabla 14: Contenido de Plomo y Cadmio de la muestra de suelo utilizado en la investigación

Metal Pesado	Resultados
Plomo (mg/kg) (LD: 0,020 mg/kg) <0,020	<0,020
Cadmio (mg/kg) (LD: 0,020 mg/kg)	0,7482

3.4.2. Cultivo indicador

Se eligió al maíz como cultivo indicador dado a que es una especie que puede desarrollarse en una amplia variedad de suelos, además de ser un cultivo bastante extractivo de minerales solubles en el suelo por su precocidad y capacidad productiva de materia seca, características que permitieron determinar los niveles de plomo y cadmio en el tejido vegetal además de determinar el contenido de materia seca entre otras variables.

La variedad de maíz utilizado y por ende cultivado en condiciones de invernadero fue el híbrido PMX-5, producido por el Programa de Maíz de la Universidad Nacional Agraria La Molina.

3.4.3. Silicato de Magnesio

El compuesto químico utilizado para la reacción en el suelo de secuestro o fijación de metales pesados fue el silicato de magnesio proveniente de la serpentina considera un mineral secundario, de origen ígneo o metamórfico que se forma por la alteración de otros minerales, como el olivino y el piroxeno ricos en silicatos magnésicos. El silicato de magnesio utilizado en la tesis proviene de minas a tajo abierto ubicadas a los alrededores de Medellín en Colombia y se comercializa en Perú bajo los siguientes perfiles técnicos:

Tabla 15: Características físico químicas y generales del silicato de magnesio utilizado como enmienda en la investigación

Ingrediente activo	Silicio y magnesio
Clase	Enmienda
Formulación	Polvo y granular
Composición química	Silicio (SiO ₂).....34 % Magnesio (MgO).....32 %
Aspecto	Polvo y granular
Color	Verde plomizo
pH	8.5 - 9.0 en solución acuosa al 1 %.
Corrosividad	No corrosivo
Inflamación	No inflamable

3.4.4. Otros materiales

Se emplearon los siguientes materiales de campo: macetas, wincha, lampa, cernidor, tarjetas de identificación, libreta de campo, bolsas, cuchillas, vernier, cámara fotográfica, pesticidas, urea, fosfato di amónico, cloruro de potasio, etc.

Se utilizaron los siguientes materiales de laboratorio: Balanzas analítica, estufa, agua destilada, bolsas de papel, plumones, y entre otros instrumentos, materiales y equipos de los laboratorios de Análisis de Suelos, Plantas, Agua y Fertilizantes, de la UNALM.

3.5. Metodología

3.5.1. Procedimiento en campo

- El maíz (*Zea mays*) variedad híbrido PMX-5 se cultivó en macetas, a una densidad de cuatro plantas por macetas, las macetas se dispusieron en función de cuatro tratamientos de Silicato de Magnesio (0 ppm, 20 ppm, 40 ppm y 80 ppm) por tres repeticiones, haciendo un total de doce macetas que constituyeron la parcela experimental. Considerando la densidad aparente de la muestra de suelo en laboratorio de 1.5 Tm/m³ aplicado a un volumen de suelo de 3,000 m³ (100 m x 100

m x 0.3 m) se obtiene el peso del suelo contaminado en una hectárea a una profundidad de 0.3 m de 4,500 Tm de suelo, con este resultado se deducen las dosis de Silicato de Magnesio en Kg/Ha según las dosis en ppm utilizadas en la experimentación como se indica: 0 ppm = 0 Kg/Ha; 20 ppm = 90 Kg/Ha; 40 ppm = 180 Kg/Ha y 80 ppm = 360 Kg/Ha.

- Todos los tratamientos en sus respectivas repeticiones recibieron los mismos niveles de fertilización nitrogenada, fosfatada y potásica a proporción según la fórmula que se indica: Nitrógeno (N): 200 Kg/Ha, Fósforo (P_2O_5): 150 Kg/Ha, Potasio (K_2O): 300 Kg/Ha.
- Se realizaron evaluaciones sanitarias a fin de determinar la necesidad de tratamientos foliares con agroquímicos para el control de gusano cogollero (*Spodoptera frugiperda*), chinche (*Dichelops furcatus*), mosca blanca (*Bemisia tabaci*), pulgón verde (*Myzus persicae*) o alguna mancha foliar (*Cercospora zeae maydis*, *Helminthosporium turcicum*, *Phyllacora maydis*, etc.)
- Para el análisis foliar se recolectaron por cada unidad experimental tres hojas (basal, media y superior) por planta tomadas al azar, es decir doce hojas en total por cada unidad experimental o maceta. Las doce hojas que se recolectaron por maceta se dispusieron en bolsas de papel debidamente rotuladas y se enviaron al laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Agua y Fertilizantes de la UNALM para su respectivo secado, molienda y análisis químico a fin de precisar la concentración de Pb y Cd foliar. La recolección de las hojas se realizó al inicio del espigado de la planta.
- Para el análisis foliar de raíces se recolectaron de cada unidad experimental la raíz completa de cada planta, es decir cuatro raíces en total por unidad experimental o maceta. Las cuatro raíces que se recolectaron por maceta se colocaron en bolsas de papel debidamente rotuladas y se enviaron al laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Agua y Fertilizantes de la UNALM para su respectivo secado, molienda y análisis químico a fin de determinar la concentración de Cd y Pb en la raíz. La

recolección de las raíces se realizó al inicio del espigado de la planta.

3.5.2. Procedimiento en laboratorio

- Limpieza de la muestra: las muestras frescas tanto de hojas como de raíz, se lavaron con abundante agua destilada para quitarles el polvo o vestigios de contaminación y se dejaron secar un poco al medio ambiente.
- Secado en estufa: las muestras tanto de hojas como de raíz una vez secadas al ambiente se pusieron en la estufa por un lapso de tiempo de 24 a 48 horas a una temperatura de 70 °C.
- Molienda: las muestras tanto de hojas como de raíz una vez secas, se molieron y homogenizaron en un molino de cuchillas, se pasaron por un tamiz plástico de 2 mm y se sometieron a los respectivos análisis químicos para determinar la concentración de Cd y Pb en el laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Agua y Fertilizantes de la UNALM.

3.5.3. Variables a evaluar

Se determinó la concentración de los metales pesados Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) en hoja y raíz para cada unidad experimental o maceta; es decir, para cada tratamiento y su respectiva repetición. En razón de los resultados se validó si el enmendado de suelos contaminados por relaves mineros con el uso de tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos, reduce la concentración de Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) en el tejido vegetal del maíz (*Zea mays*) variedad híbrido PMX-5.

3.5.4. Análisis de datos

El diseño experimental convenido para la presente tesis fue el diseño completamente aleatorizado (DCA) dado que cualquier unidad experimental recibirá cualquier tratamiento y para contrastar la hipótesis se comparó las medias poblacionales entre los distintos tratamientos del DCA a través de un análisis de varianza (ANAVA). Esta comparación o cotejo de medias se realizó por medio de una prueba F basada en el estadístico F igual al cociente de las dos varianzas, esto con el fin de precisar si existieron diferencias significativas entre las medias poblacionales de los tratamientos del DCA.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se muestran los resultados del efecto observado de la aplicación de tres dosis de silicato de magnesio en un suelo contaminado con metales pesados sobre la producción de materia seca y la concentración de plomo y cadmio en el tejido vegetal del maíz.

4.1. Análisis de materia seca en plantas de maíz

En el Anexo 4 se muestra el análisis de variancia para materia seca en hoja (g/planta) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos donde se observa que no hubo diferencias significativas para la fuente de variación, en este caso materia seca en hoja (g/planta); el promedio general fue de 6.103 g. de materia seca en hoja y el coeficiente de variación fue de 7.830%.

Consecuentemente la Tabla 16 muestra los promedios de cada uno de los tratamientos correspondientes a la variable materia seca en hoja (g/planta) los mismos que no presentaron diferencia estadística significativa; es decir, no se observó diferencia significativa en cuanto a materia seca en hoja (g/planta) entre las dosis crecientes de silicato de magnesio y el testigo sin aplicar.

Tabla 16: Comparación de medias para materia seca hoja (g/planta)

Fuente	ppm	Tratamientos	Promedio
Silicato de Magnesio	40	T2	6.635 A
Silicato de Magnesio	0	T4	6.093 A
Silicato de Magnesio	80	T1	5.928 A
Silicato de Magnesio	20	T3	5.756 A

Las letras iguales junto a los valores indican que no hay diferencia estadística significativa (Duncan 0.05 de probabilidad).

En el Anexo 5 se muestra el análisis de variancia para materia seca en raíz (g/planta) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos donde se observa que no hubo diferencias significativas para la fuente de variación, en este caso materia seca en raíz (g/planta); el promedio general fue de 2.241 g. de materia seca en raíz y el coeficiente de variación fue de 10.566%.

Consecuentemente la Tabla 17 muestra los promedios de cada uno de los tratamientos correspondientes a la variable materia seca en raíz (g/planta) los mismos que no presentaron diferencia estadística significativa; es decir, no se observó diferencia significativa en cuanto a materia seca en raíz (g/planta) entre las dosis crecientes de silicato de magnesio y el testigo sin aplicar.

Tabla 17: Comparación de medias para materia seca raíz (g/planta)

Fuente	ppm	Tratamientos	Promedio
Silicato de Magnesio	40	T2	2.268 A
Silicato de Magnesio	20	T3	2.244 A
Silicato de Magnesio	80	T1	2.230 A
Silicato de Magnesio	0	T4	2.222 A

Las letras iguales junto a los valores indican que no hay diferencia estadística significativa (Duncan 0.05 de probabilidad).

En el Anexo 6 se muestra el análisis de variancia para materia seca total (hojas + raíz) (g/planta) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos donde se observa que no hubo diferencias significativas para la fuente de variación, en este caso materia seca total (hojas + raíz) (g/planta); el promedio general fue de 8.344 g. de materia seca en hojas + raíz y el coeficiente de variación fue de 8.015%.

Consecuentemente la Tabla 18 muestra los promedios de cada uno de los tratamientos correspondientes a la variable materia seca total (hoja + raíz) (g/planta) los mismos que no presentaron diferencia estadística significativa; es decir, no se observó diferencia significativa en cuanto a materia seca total (hoja + raíz) (g/planta) entre las dosis crecientes de silicato de magnesio y el testigo sin aplicar.

Tabla 18: Comparación de medias para materia seca total (hoja + raíz) (g/planta)

Fuente	ppm	Tratamientos	Promedio
Silicato de Magnesio	40	T2	8.904 A
Silicato de Magnesio	0	T4	8.315 A
Silicato de Magnesio	80	T1	8.158 A
Silicato de Magnesio	20	T3	7.999 A

Las letras iguales junto a los valores indican que no hay diferencia estadística significativa (Duncan 0.05 de probabilidad).

4.2. Análisis del contenido de plomo en plantas de maíz

En el Anexo 7 se muestra el análisis de variancia para plomo (Pb) en hoja (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos donde se observa que hubo diferencias significativas para la fuente de variación a un nivel de significancia de 0.05 o riesgo de 5%, en este caso plomo (Pb) en hoja (mg/Kg); el promedio general fue de 0.036 mg. de plomo (Pb) en hoja (mg/Kg) con un importante coeficiente de variación de 17.871%.

Consecuentemente la Tabla 19 muestra los promedios de cada uno de los tratamientos correspondientes a la variable plomo (Pb) en hoja (mg) los mismos que presentaron diferencia estadística significativa; es decir, se observó diferencias significativas entre los tratamientos en cuanto a plomo (Pb) en hoja (mg/Kg) entre las dosis crecientes de silicato de magnesio y el testigo sin aplicar.

Los tratamientos T1: 80 ppm y T2: 40 ppm de silicato de magnesio incorporado como enmienda al suelo fueron los que reportaron menores concentraciones de plomo (Pb) en hoja con promedios de 0.030 mg y 0.029 mg respectivamente; en tanto, los tratamientos T4: 0 ppm y T3: 20 ppm de silicato de magnesio incorporado como enmienda al suelo fueron los que reportaron mayores concentraciones de plomo (Pb) en hoja con promedios de 0.047 mg y 0.039 mg respectivamente.

Tabla 19: Comparación de medias para plomo (Pb) en hoja (mg/Kg)

Fuente	ppm	Tratamientos	Promedio
Silicato de Magnesio	0	T4	0.047 A
Silicato de Magnesio	20	T3	0.039 A B
Silicato de Magnesio	80	T1	0.030 B
Silicato de Magnesio	40	T2	0.029 B

Las letras iguales junto a los valores indican que no hay diferencia estadística significativa (Duncan 0.05 de probabilidad).

En el Anexo 8 se muestra el Análisis de variancia para plomo (Pb) en raíz (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos donde se observa que no hubo diferencias significativas para la fuente de variación, en este caso plomo (Pb) en raíz (mg/Kg); el promedio general fue de 0.026 mg. de plomo (Pb) en raíz (mg/Kg) y el coeficiente de variación fue de 18.394%.

Consecuentemente la Tabla 20 muestra los promedios de cada uno de los tratamientos correspondientes a la variable plomo (Pb) en raíz (mg/Kg) los mismos que no presentaron diferencia estadística significativa; es decir, no se observó diferencia significativa en cuanto a plomo (Pb) en raíz (mg/Kg) entre las dosis crecientes de silicato de magnesio y el testigo sin aplicar.

Tabla 20: Comparación de medias para plomo (Pb) en raíz (mg/Kg)

Fuente	ppm	Tratamientos	Promedio
Silicato de Magnesio	0	T4	0.029 A
Silicato de Magnesio	20	T3	0.027 A
Silicato de Magnesio	40	T2	0.025 A
Silicato de Magnesio	80	T1	0.020 A

Las letras iguales junto a los valores indican que no hay diferencia estadística significativa (Duncan 0.05 de probabilidad).

En el Anexo 9 se muestra el Análisis de variancia para plomo (Pb) total (hoja + raíz) (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos donde se observa que hubo diferencias significativas para la fuente de variación a

un nivel de significancia de 0.05 o riesgo de 5%, en este caso plomo (Pb) total (hoja + raíz) (mg/Kg); el promedio general fue de 0.062 mg. de plomo (Pb) total (hoja + raíz) con un importante coeficiente de variación de 13.216%.

Consecuentemente la Tabla 21 muestra los promedios de cada uno de los tratamientos correspondientes a la variable plomo (Pb) total (hoja + raíz) (mg/Kg) los mismos que presentaron diferencia estadística significativa; es decir, se observó diferencias significativas entre los tratamientos en cuanto a plomo (Pb) total (hoja + raíz) (mg/Kg) entre las dosis crecientes de silicato de magnesio y el testigo sin aplicar.

Los tratamientos T1: 80 ppm y T2: 40 ppm de silicato de magnesio incorporado como enmienda al suelo fueron los que reportaron menores concentraciones de plomo (Pb) total (hoja + raíz) (mg/Kg) con promedios de 0.050 mg y 0.054 mg respectivamente; en tanto, los tratamientos T4: 0 ppm y T3: 20 ppm de silicato de magnesio incorporado como enmienda al suelo fueron los que reportaron mayores concentraciones de plomo (Pb) total (hoja + raíz) (mg/Kg) con promedios de 0.076 mg y 0.066 mg respectivamente.

Tabla 21: Comparación de medias para plomo (Pb) total (hoja + raíz) (mg/Kg)

Fuente	ppm	Tratamientos	Promedio
Silicato de Magnesio	0	T4	0.076 A
Silicato de Magnesio	20	T3	0.066 A B
Silicato de Magnesio	40	T2	0.054 B
Silicato de Magnesio	80	T1	0.050 B

Las letras iguales junto a los valores indican que no hay diferencia estadística significativa (Duncan 0.05 de probabilidad).

4.3. Análisis del contenido de cadmio en plantas de maíz

En el Anexo 10 se muestra el análisis de variancia para cadmio (Cd) total en hoja (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos donde se observa que hubo diferencias altamente significativas para la fuente de variación a un nivel de significancia de 0.01 o riesgo de 1%, en este caso cadmio (Cd) total en hoja (mg/Kg); el promedio general fue de 0.006 mg. de cadmio (Cd) total en hoja con un importante coeficiente de variación de 15.375%.

Consecuentemente la Tabla 22 muestra los promedios de cada uno de los tratamientos correspondientes a la variable cadmio (Cd) total en hoja (mg/Kg) los mismos que presentaron diferencia estadística altamente significativa; es decir, se observó diferencias altamente significativas entre los tratamientos en cuanto a cadmio (Cd) total en hoja (mg/Kg) entre las dosis crecientes de silicato de magnesio y el testigo sin aplicar.

Los tratamientos T1: 80 ppm y T2: 40 ppm de silicato de magnesio incorporado como enmienda al suelo fueron los que reportaron menores concentraciones de cadmio (Cd) total en hoja (mg/Kg) con promedios de 0.004 mg y 0.006 mg respectivamente; en tanto, los tratamientos T4: 0 ppm y T3: 20 ppm de silicato de magnesio incorporado como enmienda al suelo fueron los que reportaron mayores concentraciones de cadmio (Cd) total en hoja (mg/Kg) con promedios de 0.007 mg y 0.008 mg respectivamente.

Tabla 22: Comparación de medias para cadmio (Cd) en hoja (mg/Kg)

Fuente	ppm	Tratamientos	Promedio
Silicato de Magnesio	20	T3	0.008 A
Silicato de Magnesio	0	T4	0.007 A B
Silicato de Magnesio	40	T2	0.006 B C
Silicato de Magnesio	80	T1	0.004 C

Las letras iguales junto a los valores indican que no hay diferencia estadística significativa (Duncan 0.05 de probabilidad).

En el Anexo 11 se muestra el análisis de variancia para cadmio (Cd) en raíz (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos donde se observa que hubo diferencias altamente significativas para la fuente de variación a un nivel de significancia de 0.01 o riesgo de 1%, en este caso cadmio (Cd) en raíz (mg/Kg); el promedio general fue de 0.014 mg. de cadmio (Cd) total en raíz con un importante coeficiente de variación de 19.071%.

Consecuentemente la Tabla 23 muestra los promedios de cada uno de los tratamientos correspondientes a la variable cadmio (Cd) en raíz (mg/Kg) los mismos que presentaron diferencia estadística altamente significativa; es decir, se observó diferencias altamente significativas entre los tratamientos en cuanto a cadmio (Cd) en raíz (mg/Kg) entre las

dosis crecientes de silicato de magnesio y el testigo sin aplicar.

Los tratamientos T2: 40 ppm y T1: 80 ppm de silicato de magnesio incorporado como enmienda al suelo fueron los que reportaron menores concentraciones de cadmio (Cd) en raíz (mg/Kg) con promedios de 0.004 mg y 0.012 mg respectivamente; en tanto, los tratamientos T4: 0 ppm y T3: 20 ppm de silicato de magnesio incorporado como enmienda al suelo fueron los que reportaron mayores concentraciones de cadmio (Cd) en raíz (mg/Kg) con promedios de 0.024 mg y 0.016 mg respectivamente.

Tabla 23: Comparación de medias para cadmio (Cd) en raíz (mg/Kg)

Fuente	ppm	Tratamientos	Promedio
Silicato de Magnesio	0	T4	0.024 A
Silicato de Magnesio	20	T3	0.016 B
Silicato de Magnesio	80	T1	0.012 B
Silicato de Magnesio	40	T2	0.004 C

Las letras iguales junto a los valores indican que no hay diferencia estadística significativa (Duncan 0.05 de probabilidad).

En el Anexo 12 se muestra el análisis de variancia para cadmio (Cd) total (hoja + raíz) (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos donde se observa que hubo diferencias altamente significativas para la fuente de variación a un nivel de significancia de 0.01 o riesgo de 1%, en este caso cadmio (Cd) total (hoja + raíz) (mg/Kg); el promedio general fue de 0.020 mg. de cadmio (Cd) total (hoja + raíz) con un importante coeficiente de variación de 13.820%.

Consecuentemente la Tabla 24 muestra los promedios de cada uno de los tratamientos correspondientes a la variable cadmio (Cd) total (hoja + raíz) (mg/Kg) los mismos que presentaron diferencia estadística altamente significativa; es decir, se observó diferencias altamente significativas entre todos los tratamientos en cuanto a cadmio (Cd) total (hoja + raíz) (mg/Kg) entre las dosis crecientes de silicato de magnesio y el testigo sin aplicar.

El tratamiento T2: 40 ppm de silicato de magnesio incorporado como enmienda al suelo

fue el que reportó menor concentración de cadmio (Cd) total (hoja + raíz) (mg/Kg) con un promedio de 0.010 mg, seguido de los tratamiento T1: 80 ppm, T3: 20 ppm y T4: 0 ppm de silicato de magnesio incorporado como enmienda al suelo que reportaron concentraciones crecientes de cadmio (Cd) total (hoja + raíz) (mg/Kg) como se indica: 0.016 mg, 0.024 mg y 0.031 mg respectivamente, en todos los casos los promedios de todos los tratamientos reportaron diferencias altamente significativas para la variable en cuestión.

Tabla 24: Comparación de medias para cadmio (Cd) total (hoja + raíz) (mg/Kg)

Fuente	ppm	Tratamientos	Promedio
Silicato de Magnesio	0	T4	0.031 A
Silicato de Magnesio	20	T3	0.024 B
Silicato de Magnesio	80	T1	0.016 C
Silicato de Magnesio	40	T2	0.010 D

Las letras iguales junto a los valores indican que no hay diferencia estadística significativa (Duncan 0.05 de probabilidad).

V. CONCLUSIONES

A la vista de todo lo expuesto en este trabajo de tesis, podemos precisar las siguientes conclusiones:

1. No se encontró diferencias entre las diferentes dosis de silicato de magnesio como enmienda de suelo, ni con el testigo en la producción de materia seca a nivel foliar, ni a nivel radicular.
2. La aplicación de silicato de magnesio como enmienda de suelo permite obtener una reducción en la concentración de plomo en la parte aérea a nivel de hojas.
3. Aun cuando no se alcanzó diferencia significativa entre los tratamientos, las concentraciones de plomo en hoja y en el total (hoja + raíz) presentaron una tendencia a reducirse a medida que se incrementaron las dosis de silicato de magnesio como enmienda de suelo.
4. La dosis con 80 ppm de silicato de magnesio como enmienda de suelo permite obtener concentraciones significativamente menores de cadmio a nivel aéreo (hojas) respecto al testigo sin aplicar.
5. Los tratamientos con silicato de magnesio como enmienda de suelo reportaron concentraciones significativamente menores de cadmio en raíz respecto al testigo sin aplicar.
6. A medida que se incrementan las dosis de silicato de magnesio como enmienda de suelo se reducen significativamente las concentraciones de cadmio en el total planta (hoja + raíz) respecto al testigo sin aplicar.

VI. RECOMENDACIONES

En razón a los resultados obtenidos y conclusiones de la presente tesis, podemos extender las siguientes recomendaciones:

1. Proseguir con los trabajos incrementando el número de tratamientos con dosis mayores de silicato de magnesio como enmienda de suelo, para observar su efecto en el incremento de materia seca y reducción de la concentración de metales pesados en la planta.
2. Trabajar con aplicaciones de plomo y cadmio complementarias al suelo contaminado por relave minero, para someter a los tratamientos a condiciones extremas de contaminación y revalidar los resultados obtenidos.
3. Bajo el mismo esquema y estructura de la presente tesis, se recomienda conducir la investigación hasta el estado fenológico R-6 o madurez fisiológica, con la finalidad de determinar también los contenidos de plomo y cadmio en grano además de los contenidos de plomo y cadmio en raíz y hoja.
4. Integrar a la investigación el efecto del pH del suelo sobre la solubilidad del plomo y cadmio en interacción con los tratamientos en estudio.
5. Adicionar tratamientos con otras fuentes que contengan silicio como cenizas de cascarilla de arroz, bentonitas, diatomitas y fuentes con base en materia orgánica como humus, compost, ácidos húmicos, etc.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adriano, D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. Springer-Verlag, Nueva York.
- Acar, Y.B.; Alshawabkeh, A.N. 1993. Principles of electrokinetic remediation. Environmental Science and Technology, 27 (13): 2638–2647.
- Accioly, A.M.A.; Soares, C.R.F.S.; Siqueira, J.O. 2009. Silicato de cálcio como amenizante da toxidez de metais pesados em mudas de eucalipto. Pesq. Agropec. Bras. Brasilia. 44(2):180-188.
- Actualidad Ambiental. 2015. Defensoría del Pueblo: existen más de 4300 pasivos ambientales de alto riesgo. SPDA. Consultado 08 Oct. 2018. Disponible en <http://www.actualidadambiental.pe/?p=31184>
- Adriano, D.C.; Wenzel, W.W.; Vangronsveld, J.; Bolan, N.S. 2004. Role of assisted naturalremediation in environmental clean-up. Geoderma, 122: 121-142.
- Akport, O.; Muchie, M. 2010. Remediation of heavy metals in drinking water and wastewater treatment systems: Processes and applications. International Journal of the Physical Sciences 5, nº 12: 1807-1817 pp.
- Ali, N.A.; Bernal, M.P.; Ater, M. 2004. Tolerance and bioaccumulation of cadmium by *Phragmites australis* grown in the presence of elevated concentrations of cadmium, copper, and zinc. Aquatic Botany, 80: 163-176.

- Álvarez, M. 2014. Control de la contaminación del aire (en línea). Consultado 05 Nov. 2018. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/295861652_Control_de_la_contaminacion_del_aire
- Álvarez, C.; Osorio, W. 2014. Silicio. Agronómicamente Esencial. Editorial L. Vieco S.A.S. Medellín, Colombia. p 18 – 63.
- Aminian, K.; Ameri, S. 2000. Evaluation of the petroleum technology-based dry soil barrier. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 26 (1-4): 83-89.
- Anlec, R.D. 2011. Novel CO2 Capture. Task Force Report. Australia: Australian National Low Emissions Coal Research & Development.
- Avellaneda, R.; Peñataro, P.; Martín, M. 2011. El agua es vida. Consultado 18 Set. 2018. Disponible en <http://www.aacid.org.pe/publicaciones/store/pub.54.pdf>
- Avogadro, A.; Ragaini, R.C. 1994. Technologies for Environmental Cleanup: Toxic and Hazardous Waste Management. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands.
- Baker, A.J.M.; Brooks, R.R. 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* 1: 81-126.
- Bermúdez, M. 2010. Contaminación y Turismo Sostenible. Disponible en <http://galeon.com/mauriciobermudez/contaminacion.pdf>
- Bernier, L.R. 2005. The potencial use of serpentinite in the passive treatment of acid mine drainage: batch experiments. *Environmental Geology*. 47:670-684.
- Bigordá, T. 2017. El Problema de la Contaminación del Agua. Consultado 08 Oct. 2018. Disponible en <https://www.renovablesverdes.com/contaminacion-del-agua/>

- Bollag, J.M.; Mertz, T.; Otuen, L. 1994. Role of microorganisms in soil bioremediation. pp. 2-10. In: Anderson, T.A. y J.R. Coats (eds.). Bioremediation through rhizosphere technology. American Chemical Society. Washington, DC.
- Casalderrey, M. 2011. Óxidos de nitrógeno contaminantes. Consultado 18 Set. 2018. Disponible en https://www.lavozdegalicia.es/noticia/sociedad/2011/02/11/oxidos-nitrogeno-contaminantes/0003_201102G11P33994.htm
- Castillo, J. 2017. El Suelo y las Causas de la Contaminación. Revista: Ruta Minera – Un Camino a la minería bien hecha. Consultado 15 jul. 2018. Disponible en: <http://revistas.sena.edu.co/index.php/RM/article/viewFile/1591/1743>
- Ccopa, H. 2014. 60% del territorio puneño es potencial de explotación minera. Los Andes. Consultado 21 de Ene. 2018. Disponible en <http://www.losandes.com.pe/Nacional/20140728/81643.html>
- Cederstav, A. y Barandiarán, A. 2002. La Oroya no espera. Asociación Interamericana Para La Defensa Del Ambiente y Sociedad Peruana de Derecho Ambiental 2002. Lima. Perú. p. 19-23.
- Chan, D.; Hale, B. 2004. Differential accumulation of Cd in durum wheat cultivars: uptake and retranslocation as sources of variation. *Journal of Experimental Botany*. 55: 2571-2579.
- Chin, L. 2007. Investigations into Lead (Pb) Accumulation in *Symphytum officinale* L.: A Phytoremediation Study. Thesis for the degree of Doctor of Philosophy in Plant Biotechnology. Christchurch, New Zealand. University of Canterbury. 329.
- Clemente, R.; Walker, D.J.; Bernal, M.P. 2005. Uptake of heavy metals and As by *Brassica juncea* grown in a contaminated soil in Aznalcóllar (Spain): the effect of soil amendments. *Environmental Pollution*, 138: 46-58.
- Clemens, S. 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochemie*. 88: 1707-1719.

- CooperAcción. 2016. Mapa de concesiones mineras en la provincia de Sandía, Puno, al mes de noviembre del año 2016. Consultado 20 oct. 2018. Disponible en: <http://cooperaccion.org.pe/mapas/sandia-noviembre-2016/>
- Criado, M. 2016. El metano amenaza la lucha contra el cambio climático. EL PAIS. Consultado 10 Jul. 2018. Disponible en https://elpais.com/elpais/2016/12/12/ciencia/1481498541_509349.html
- Cumbre Pueblos. 2017. (a). Contaminación del agua: Qué es, causas, consecuencias y soluciones. Consultado 17 Jul. 2018. Disponible en <https://cumbrepuebloscop20.org/medio-ambiente/contaminacion/agua/>
- Cumbre Pueblos. 2017 (b). Contaminación del agua: Qué es, causas, consecuencias y soluciones. Consultado 17 Jul. 2018. Disponible en <https://cumbrepuebloscop20.org/medio-ambiente/contaminacion/agua/>
- Dahmani-Muller, H.; Van Oort, F.; Gélie, B.; Balabane, M. 2000. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental Pollution*. 109: 231–238. Consultado 10 Jul. 2018. Disponible en [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00262-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00262-6).
- Das, P.; Smantaray, S.; Rout, G.R. 1998. Studies on cadmium toxicity in plants: A review. *Environmental Pollution*. 98: 29-36.
- Datnoff, L.; Deren, C.; Snyder, G. 1997. Silicon fertilization for disease management of rice in Florida. *Crop Protection*. 16:525-531.
- Datnoff, L.E.; Rodrigues F.Á.; Seebold, K.W. 2007. Silicon and Plant Disease. In: Datnoff, L., Elmer, E., Huber, D. editors. *Mineral Nutrition and Plant Disease: The American Phytopathological Society*. p. 233-246.
- Datnoff, L.E.; Snyder, G.H.; Korndorfer, G.H. 2001. *Silicon in Agriculture*. Elsevier Science, The Netherlands. 403 p.

Davies, B.E. 1977. Heavy metal pollution of British agricultural soils with special reference to the role of lead and copper mining. In: Proc. Int. Semin. On Soil Environment and Fertility Management in Intensive Agriculture. Tokyo, 394.

Defensoría del Pueblo. 2017. Reporte de conflictos sociales No 166. Consultado 02 nov. 2018. Disponible en: <https://www.defensoria.gob.pe/wp-content/uploads/2018/07/Reporte-Mensual-de-Conflictos-Sociales-N-166-Diciembre-2017.pdf>

Diaz, J.; Maldonado, W. 2018 Dinámica Ambiental del Plomo. Grupo de Investigación en Ciencia, Educación, Medio Ambiente y Desarrollo Humano. Consultado el 13 oct. 2018. Disponible en: <http://gimcead.blogspot.com/p/dinamica-ambiental-plomo-i.html>

Duffus, J. 2002 (a). Heavy Metals - A Meaningless Term. International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) 74, n° 5. Switzerland 2002. p. 793-807.

Duffus, J. 2002 (b). Heavy Metals - A Meaningless Term. International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) 74, n° 5. Switzerland 2002. p. 793-807.

El-Shakweer, M.H.A.; El-Sayad, E.A.; Ejes, M.S.A. 1998. Soil and plant analysis as a guide for interpretation of the improvement efficiency of organic conditioners added to different soils in Egypt. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 29: 2067-2088.

EMAGEN. 2017. Contaminación del agua. 2017. Disponible en <https://emagen.com.mx/contaminacion/agua/>

Encinas, M. 2011. Medio Ambiente y Contaminación. Principios Básicos (en línea). Álaba, Escuela Universitaria de Ingeniería de Victoria-Gasteiz. Consultado 18 feb. 2018. Disponible en <https://addi.ehu.es/bitstream/handle/10810/16784/Medio%20Ambiente%20y%20Contaminaci%C3%B3n.%20Principios%20b%C3%A1sicos.pdf?sequence=6>

- Epstein, E. 1999. Silicon. Annual review of plant physiology and plant molecular biology. 50:641-664.
- Exley, C.; Birchall, J. 1992. Hydroxyaluminosilicate formation in solutions of low total aluminum concentration. Polyhedron 11(15):1901-1907.
- Felipó, M. 1992. Contaminación del suelo e impacto ambiental. Seminario: Contaminación, protección y saneamiento de suelos. UIMP, Valencia, España.
- FRTR. 1999a. In situ and ex situ solidification/stabilization. Federal Remediation Technologies Roundtable. USEPA, 401 M Street, S. W., Washington, DC, http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_24.html.
- FRTR. 1999b. In situ solidification/stabilization. Federal Remediation Technologies Roundtable. USEPA, 401 M Street, S. W., Washington, DC, http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_10.html.
- FRTR. 1999c. Soil flushing. Federal Remediation Technologies Roundtable. USEPA, 401 M Street, S. W., Washington, DC, http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_8.html.
- Galán, E.; Romero, A. 2008. Contaminación de Suelos por Metales Pesados. Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola. Facultad de Química. Universidad de Sevilla, España 2008. 48 p.
- García, I.; Dorronsoro, C. 2002. Contaminación por metales pesados. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Granada. España 2002. 8 p.
- García, C.; Moreno, J.; Hernández, T.; Polo, A. 2002. Metales pesados y sus implicaciones en la calidad del suelo. Centro de Ciencias Medio Ambientales – Consejo Superior de Investigaciones Científicas. España 2002. 125 p.
- Gasho, G. J. 2001. Silicon sources for agriculture. In: Datnoff L, Snyder G, Korndorfer G, editors. Silicon in Agriculture. Amsterdam: Elsevier. p 197-208.

- Giraldo, U. 2017. Minería Informal en la Cuenca Alta del Ramis – Impactos en el Paisaje y Evolución del Conflicto Socio Ambiental. Tesis PUCP 2017. Recuperado el 16 set. 2018. Disponible en http://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/bitstream/handle/123456789/9613/GIRALDO_MALCA_MINERIA_INFORMAL_EN_LA_CUENCA_ALTA_DEL_RAMIS_IMPACTOS_EN_EL_PAISAJE_Y_EVOLUCION_DEL_CONFLICTO_SOCIO_AMBIENTAL.pdf?sequence=1
- Glave, M.; Kuramoto, J. 2000. Minería, Minerales y Desarrollo Sustentable en Perú. En GRADE. Lima.
- González, M.S. 1995. Chapter 17: Copper upper critical levels for plants on copperpolluted soils and the effect of organic additions. In: Adriano, D.C.; Z-E. Chen, S-S. Yang, (eds.) Biochemistry of trace elements. Science and Technology Letters, Northwood. p. 195-203.
- Gonzales, R. 2012. Causas de la contaminación ambiental (en línea). Endesa. Consultado 31 mar. 2018. Disponible en <https://twenergy.com/a/causas-de-la-contaminacion-ambiental-587>
- Gonzales, D. 2018. Silicio (Si), mucho más que un nutriente. Consultado 25 ago. 2018. Disponible en <https://agrosilicium.com/si-mas-nutriente/>
- Google Earth. 2017. Universidad Agraria La Molina. Lima Consultado 15 Jul. 2017. Disponible en <http://www.earth.google.com>.
- Griffiths, R.A. 1995. Soil-washing technology and practice. Journal of Hazardous Materials, 40: 175-189.
- Guerinot, M.L. 2000. The ZIP family of metal transporters. Biochimica et Biophysica Acta 1465:190-198

- Han, F.X.; Banin, A. 1999. Long-Term Transformation and Redistribution of Potentially Toxic Heavy Metals in Arid-Zone Soils: II. Incubation at the Field Capacity Moisture Content, in *Water, Air, and Soil Pollution* 144, pp. 221-250.
- Han, F.X.; Banin, A.; Kingery, W.L.; Triplett, G.B.; Zhou, L.X.; Zheng, S.J.; Ding, W.X. 2003. New approach to studies of heavy metal redistribution in soil. *Advances in Environmental Research*, 8, pp. 113-120.
- Hamon, R.E.; McLaughlin, J.M.; Cozens, G. 2002. Mechanisms of attenuation of metal availability in in situ remediation treatments. *Environmental Science and Technology*, 36: 3991-3996.
- Hettiarachchi, G.M.; Pierzynski, G.M. 2002. In situ stabilization of soil lead using phosphorus and manganese oxide: Influence of plant growth. *J. Environ. Qual.*, 31:564-573
- Hodson, M., Evans, D. (1995). Aluminium/silicon interactions in higher plants. *Journal of Experimental Botany*. 46:161-171.
- Illangasekare, T.H.; Reible, D.D. 2001. Pump-and-Treat for remediation and plume containment: applications, limitations, and relevant processes. *Manuals and Reports on Engineering Practice*. American Society of Civil Engineers, vol. 100, pp. 79-119.
- Jansson, G. 2002. Cadmium in arable crops. The influence of soil factors and liming. Tesis doctoral. Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Suecia.
- Jarvis, S. C.; Jones, L.H.P.; Hopper, M.J. 1976. Cadmium uptake from solution by plants and its transport from roots to shoots. *Plant and Soil* 44: 179-191.
- Jorhem, L.; Sundström, B. 1993. Levels of lead, cadmium, zinc, copper, nickel, chromium, manganese, and cobalt in foods on the Swedish market, 1983-1990. *Journal of Food Composition and Analysis* 6, 223-241.

- Jenkinson, D.S.; Ladd, J.M. 1981. Microbial biomass in soil: Movement and turnover. pp. 415-471. In: Paul, E.A. y J.M. Ladd (eds.). Soil biochemistry. Marcel Dekker. New York.
- Johnston, C.D.; Fisher, S.; Rayner, J.L. 2002. Removal of petroleum hydrocarbons from the vadose zone during multi-phase extraction at a contaminated industrial site. IAHS-AISH Publication, number 275.
- Kabata-Pendias, A. 2000. Trace elements in soils and plants. Third Edition. CRC Press, - Boca Raton, USA.
- Kaifer, M.; Aguilar, A.; Arana, A.; Balseiro, C.; Torá, I.; Caleyá, J.; Pijls, C. 2004. Guía de Tecnologías de Recuperación de Suelos Contaminados. Comunidad de Madrid, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Madrid. 175 p.
- Khan, F.I.; Husain, T.; Hejazi, R. 2004. An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of Environmental Management*, 71: 95–122.
- Laperche, V.; Logan T.J.; Gaddam P.; Traina, S.J. 1997. Effect of apatite amendment on plant uptake of Pb from contaminated soil. *Environ. Sci. Technol.* 31:2745-2753.
- Larios, J, 2008. Calentamiento Global, al borde del límite. Instituto de Estudios Transnacionales. España 2008. 12-13.
<https://calentamientoglobal.files.wordpress.com/2015/03/calentamiento-global-al-borde-del-limit-jose-larios3.pdf>
- Lasat, MM. 2000. The use of plants for the removal of toxic metals from contaminated soil. American Association for the Advancement of Science, Environmental Science and Engineering Fellow. 33 p.
- Lewin, C.; Reimann, B. 1969. Silicon and plant growth *Annu. Rev. Plant Physiol.* 20: 289 – 304.

- Lindsay, W.L. 2001. *Chemical Equilibria in Soils*. Caldwell, New Jersey: The Blackburn Press. 449 p.
- Llamas, J. 2000. *Técnicas de Prevención de la Generación de Suelos Contaminados: La Gestión de Residuos Peligrosos*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Tomo 10: 426-430.
- López, A. 1995. *II Biorremediación y fitorremediación en suelos contaminados*. Consultado 08 Oct. 2018. Disponible en <https://www.analesranf.com/index.php/mono/article/viewFile/598/615>
- Maqueda, A. 2003. *Fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados*. Tesis de Maestría. Puebla, México. Universidad de las Américas Puebla. 130 p.
- Ma, J.; Takahashi, E. 2002. *Soil, Fertilizer, and Plant Silicon Research in Japan*. Amsterdam: Elsevier. 281 p.
- Ma, J.; Mitani, N.; Nagao, S.; Konishi, S.; Tamai, K.; Iwashita, T.; Yano, M. 2004. Characterization of the silicon uptake and molecular mapping of the silicon transporter gene in rice. *Plant Physiology* 136:3284-3289.
- Ma, J.; Kazunori, T.; Naoki, Y.; Namiki, M.; Maki, K.; Masaji, I.; Yoshiko, M. 2006. A silicon transporter in rice. *Nature* 440: 688-691.
- Mas, A.; Azcúe, J.M. 1993. *Metales en sistemas biológicos*. Promociones y Publicaciones Universitarias, S.A. LCT-74. Barcelona.
- Matichenkov, V.; Bocharnikova, E. 2001. The relationship between silicon and soil physical and chemical properties. In: Datnoff LE, Snyder GH, Korndorfer GH, editors. *Silicon in Agriculture*. Amsterdam: Elsevier. p 209-219.
- Matichenkov, V.V.; Ammosova, Y.M.; Bocharnikova, E.A. 2001. Influence of silicon fertilizer on plants and soil // *Agrokhimiya(Agrochemistry)* [in Russian] 12: 30-38.

- Matichenkov, V.V. 2008. II conferencia internacional sobre eco-biología del suelo y el compost, Deficiencia y funcionalidad del sílice en suelos, cosechas y alimentos. Puerto de la Cruz, Tenerife. 2008. p. 431.
- McKenna, I. M., Chaney, R.L. and Williams, F.M. 1993. The effects of cadmium and zinc interactions on the accumulation and tissue distribution of zinc and cadmium in lettuce and spinach. *Environmental Pollution*. 79: 113-120.
- Meers, E. 2004-2005. Phytoextraction of heavy metals from contaminated dredged sediments. Ph.D. Thesis. Ghent, Bélgica. Ghent University. 345.
- Mendiola, G. 2016. Grado de relación entre la satisfacción laboral y el desempeño de los trabajadores del operador minero Miguel Mamani chambi en el Centro Poblado Lunar de Oro, Ananea, en el primer semestre del año 2016. Juliaca, Puno. Universidad Andina Néstor Cáceres Velásquez. Recuperado 23 set. 2017, de <http://repositorio.uancv.edu.pe/bitstream/handle/UANCV/538/DNI%20N%C2%BA%2046500612.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Meyer, C.; Verbruggen, N. 2012. The use of the model species *Arabidopsis halleri* towards phytoextraction of cadmium polluted soils. *New Biotechnology*. 30: 9-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.nbt.2012.07.009>.
- Ministerio del Trabajo y Promoción del Empleo. 2015. Informe Anual del Empleo en el Perú 2014. Lima: Ministerio del Trabajo y Promoción del Empleo.
- Ministerio de Energía y Minas. 2000. Plan Referencial de Minería 2000- 2009. Lima.
- Ministerio de Energía y Minas. 2016. PERÚ 2015 - Anuario Minero. Reporte Estadístico. Lima: Ministerio de Energía y Minas.
- Mitani, N.; Ma, J. 2005. Uptake system of silicon in different plant species. *Journal of Experimental Botany* 56(414):1255-1261.

- Moral, R.; Palacios, G.; Gómez, I.; Navarro-Pedernero, J.; Mataix, J. 1994. Distribution and accumulation of heavy metals (Cd, Ni and Cr) in tomato plant. *Fresenius Environmental Bulletin*. 3: 395-399.
- Moreno, G. 2018. Los países que más contaminan los océanos con plástico. STATISTA. Consultado 08 Oct. 2018. Disponible en <https://es.statista.com/grafico/14939/los-paises-que-mas-contaminan-los-oceanos-con-plastico/>
- Mulligan, C.N.; Yong, R.N.; Gibbs, B.F. 2001. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology*, 60: 193-207.
- MUQUI. 2015. Los Pasivos Ambientales Mineros: Diagnóstico y Propuestas. Lima: MUQUI. Red de propuesta y acción - Minería Ambiente Comunidades. Recuperado 12 May. 2017 de <http://www.muqui.org/images/PUBLICACIONES/pasivosambientales2015.pdf>
- National Geographic. 2010. La contaminación del aire (en línea). NAT GEO. Consultado 01 abr. 2018. Disponible en <http://www.nationalgeographic.es/medio-ambiente/la-contaminacion-del-aire>
- Navarro, S.; Navarro, G. 2003. *Química Agrícola*. Segunda Edición. Impreso en Madrid. Ediciones Mundi-Prensa. España 2003. p.427
- Nriagu, J.O. 1988. Review: Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*. 333(6169):134-9.
- Observatorio de Conflictos Mineros en el Perú (OCM). 2017. 21° Observatorio de Conflictos Mineros en el Perú Reporte Segundo Semestre 2017. Consultado 02 nov. 2018. Disponible en <http://conflictosmineros.org.pe/wp-content/uploads/2017/12/Revista-Informe-de-Conflictos-Mineros-VI-2.pdf>
- Okamoto, Y.; Fujimaki, T.; Aoki, S. 1956. Physiological studies of the effects of silicic acid upon rice plant I. *Memoirs Fac. Liberal Arts Educ Yamanashi Univ*. p. 177-180.

- Okayama University. 2012. Identification of a rice transporter for manganese and cadmium uptake. Consultado 02 nov. 2018. Disponible en <https://phys.org/news/2012-09-identification-rice-manganese-cadmium-uptake.html>
- Oliver, M. 1997. Soil and human health: a review. *European Journal of Soil Science*. 48: 573-392.
- Orozco, K. 2016. Métodos de Transformación fisicoquímicos y Térmicos: Inertización. Prezi. Consultado 01 set. 2018. Disponible en <https://prezi.com/xzdusf-aanvr/metodos-de-transformacion-fisicoquimicos-y-termicos/>
- Ortiz, I.; Sanz, J.; Dorado, M.; Villar, S. 2007. Técnicas de Recuperación de Suelos Contaminados. *Círculo de Innovación en tecnologías Medioambientales y Energía*. Universidad de Alcalá, España 2007. 22 p.
- Pagnanelli, F.; Moscardini, E.; Giuliano, V.; Toro, L. 2004. Sequential extraction of heavy metals in river sediments of an abandoned pyrite mining area: pollution detection and affinity series. *Environmental Pollution*, 132, p. 189-201.
- Peris, M. 2006. Estudio de Metales Pesados en Suelos Bajo Cultivos Hortícolas de la Provincia de Castellón. Departamento de CIDE. Universidad de Valencia. España 2006. 3 p.
- Peters, R.W. 1999. Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 66: 151-210.
- Prieto, J.; Gonzales, C.; Román, A.; Prieto, F. 2009. Contaminación y Fitotoxicidad en Plantas por Metales Pesados Provenientes de Suelos y Agua. *Centro de Investigaciones Químicas*. Universidad Autónoma del estado de Hidalgo. México 2009. 34 p.
- Rascio, N.; Navari-Izzo, F. 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*. 180: 169-181. <http://dx.doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>.

- Reddy, K.R.; Admas, J.F.; Richardson, C. 1999. Potential technologies for remediation of Brownfield. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 3 (2): 61-68.
- Romero, A.; Flores, S.; Medina, R. 2008. Estudio de los metales pesados en el relave abandonado de Ticapampa. *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG, Perú* 2008. 13-14 p.
- Sánchez, G. 2016. *Ecotoxicología del Cadmio. Riesgos para la salud de la utilización de suelos ricos en cadmio*. Universidad Complutense. Consultado 13 oct. 2018. Disponible en <http://147.96.70.122/Web/TFG/TFG/Memoria/GARA%20SANCHEZ%20BARRON.pdf>
- Schreck, E.; Foucault, Y.; Sarret, G.; Sobanska, S.; Cécillon, L.; Castrec-Rouelle, M.; Uzu, G.; Dumat, C. 2012. Metal and metalloid foliar uptake by various plant species exposed to atmospheric industrial fallout: Mechanisms involved for lead. *Science of the Total Environment*. 427-428: 253–262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.051>.
- Seaman, J.C.; Arey, J.S.; Bertsch, P.M. 2001. Immobilization of nickel and other metals in contaminated sediments by hydroxyapatite addition. *Journal of Environmental Quality*, 30: 460-469.
- Seoáñez, M. 1998. *Ecología Industrial: Ingeniería Medioambiental Aplicada a la Industria y a la Empresa*. Ediciones Mundi-Prensa. España. p. 171-187.
- Seoáñez, M. 1999. *Contaminación del suelo: Estudios, tratamientos y gestión*. Ediciones Mundi-Prensa. España. 169 p.
- Seuntjens, P.; Nowack, B.; Schulin, R. 2004. Root-zone modeling of heavy metal uptake and leaching in the presence of organic ligands. *Plant and Soil* 265: 61–73.

- Shah, K.; Nongkynrih, J.M. 2007. Metal hyperaccumulator and bioremediation. *Biologia Plantarum*. 51:618-634.
- Shahid, M.; Pinelli, E.; Dumat, C. 2012. Review of Pb availability and toxicity to plants in relation with metal speciation; role of synthetic and natural organic ligands. *Journal of Hazardous Materials*. 219-220: 1–12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.01.060>.
- Schindler, P.W.; Furst, B.; Dick, R.; Wolf, P.U. 1976. Ligand properties of surface silano groups. I. Surface complex formation with Fe³⁺, Cu²⁺, and Pb²⁺. *J. Colloid interface Sci.* 55, 469-475.
- Skladany, G.J.; Metting, F.B. Jr. 1993. Bioremediation of contaminated soil. pp. 483-513. In: Metting Jr., F.B. (ed.). *Soil microbial ecology. Applications in agricultural and environmental management*. Marcel Dekker. New York.
- Smith, L.A.; Means, J.L.; Chen, A.; Alleman, B.; Chapma, C.C.; Tixier, Jr., J.S.; Brauning, S.E.; Gavaskar, A.R.; Royer, M.D. 1995. *Remedial Option for Metals-Contaminated Sites*. Lewis, Boca Ratón, FL.
- Snyder, G.H.; Matichenkov, V.V.; Datnoff, L.E. 2007. Silicon. In: Barker AV, Pilbeam DJ, editors. *Handbook of Plant Nutrition*. Boca Raton, FL: CRC Taylor & Francis. p 551-568.
- Stomp, A.M.; Han, K.H.; Wilbert, S.; Gordon, M.; Cunningham, S.D. 1994. Genetic strategies for enhancing phytoremediation. *Recombinant DNA Technology II*. Ann. New York Acad. Sci. 721: 481-491.
- Suthersan, S.S. 1997. *Remediation Engineering: Design Concepts*. Lewis Publishers. Boca Raton, FL.
- Tejada, M.; García, C.; González, J.L.; Hernández, M.T. 2006. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 38 (6): 1413-1421.

- Tejada, M., and González, J. L. 2005. Beet vinasse applied to wheat under dryland conditions affects soil properties and yield. *European Journal of Agronomy*, 23: 336-347.
- Tena, E.; Hernández, A. 2014. *Nuestro Medio Ambiente*. República Dominicana 2014. http://209.177.156.169/libreria_cm/archivos/pdf_697.pdf
- Thomas, R.W.; Koerner, R.M. 1996. Advances in HDPE barrier walls. *Geotextiles and Geomembranes*, 14: 393-408.
- Thomé, A.L.; Kirst, G.; Frigotto, M.; Diz, P. 2011. Estimativa de geração de dióxido de carbono por uma obra de alvenaria estrutural em blocos de concreto. Universidade Federal do Paraná. Curitiba: (Trabalho de conclusão de curso aprovado como requisito parcial para a obtenção do grau de Graduado em Engenharia Civil).
- Thomine, S.; Wang, R.; Ward, J.M.; Carwford, N.M.; Schroeder, J.I. 2000. Cadmium and iron transport by members of a plant metal transporter family in *Arabidopsis* with homology to Nramp genes. *Proceedings of the National Academy of Sciences. USA*. 97: 4991-4996.
- Torres, V. 2015. *Minería Ilegal e Informal en el Perú: Impacto Socioeconómico*. CooperAcción – Acción Solidaria para el Desarrollo. Lima 2015. p. 9 – 25.
- Tseng, C. 2008. *The Effects of Photosynthetic Bacteria and Mycorrhizae on Phytoremediation for Soils Contaminated by Heavy Metals (Cd, Cu, Pb and Zn)*. Ph.D. Thesis. Kaohsiung, Taiwan. National Sun Yat-sen University. 242.
- Turco, R.F.; Sadowsky, M. 1995. The microflora of bioremediation. p. 87-102. In: *Bioremediation: Science and applications*. Special Publication 43. Soil Science Society of America. Madison, WI.
- USEPA. 1990. *Solvent Extraction Treatment*. Engineering Bulletin. EPA, OERR and ORD, Washington, DC, EPA/540/2-90/013.

- Van Benschoten, J.E.; Matsumoto, R.R.; Young, W.H. 1997. Evaluation and analysis of soil washing for seven lead-contaminated soils. *Journal of Environment Engineering (ASCE)*, 123 (3): 217-224.
- Van Leeuwen, H.P. 1999. Metal speciation dynamics and bioavailability: Inert and labile complexes. *Environ. Sci. Technol.* 33: 3743–3748.
- Vassileva, M.; Vassilev, N.; Azcór. 1998. Rock phosphate solubilization by *Aspergillus niger* on olivecake-based medium and its further application in soil-plant system. *W J Microb Biotech*, 14: 281-284.
- Wait, S.T.; Thomas, D. 2003. The characterization of base oil recovered from the low temperature thermal desorption of drill cuttings. *SPE/EPA Exploration and Production Environmental Conference*, March 10-12, San Antonio, TX, pp. 151-158.
- Weber, J.; Karczewska, A. 2004. Biogeochemical processes and the role of heavy metals in the soil environment. *Geoderma*. 122: 105-107.
- Wenzel, W.W.; Jockwer, F. 1999. Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralised soils of the Austrian Alps. *Environmental Pollution*, 104 (1): 145-155.
- Williams, R. 1986. Introduction to silicon chemistry and biochemistry. In: Evered D, O'Connor M, editors. *Silicon Biochemistry*, Ciba Foundation Symposium 121. Chichester: John Wiley and Sons. p 24-39.
- Wong, C.K.E.; Cobbett, C.S. 2009. HMA P-type ATP ases are the major mechanism for root-to shoot Cd translocation in *Arabidopsis thaliana*. *New Phytologist* 181, 71-78.
- Yoshida S. 1975. The physiology of silicon in rice. In: Center FaFT, editor. *Technical bulletin No. 25*. Taipei, Taiwan.

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Materia seca de plantas de maíz (gr/planta) cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.

ppm	TRAT	REP	Ms hoja	Ms raíz	Ms planta
80	T1	R1	5.490	2.220	7.710
80	T1	R2	5.925	2.075	8.000
80	T1	R3	6.370	2.395	8.765
40	T2	R1	6.550	2.055	8.605
40	T2	R2	6.373	2.455	8.828
40	T2	R3	6.983	2.295	9.278
20	T3	R1	6.413	2.558	8.970
20	T3	R2	5.345	2.060	7.405
20	T3	R3	5.510	2.113	7.623
0	T4	R1	5.735	1.933	7.668
0	T4	R2	6.713	2.510	9.223
0	T4	R3	5.830	2.223	8.053

Anexo 2: Extracción y concentración de plomo en hojas, raíz y total (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.

ppm	TRAT	REP	Pb hoja	Pb raíz	Pb planta
80	T1	R1	0.024	0.019	0.043
80	T1	R2	0.033	0.021	0.055
80	T1	R3	0.032	0.021	0.053
40	T2	R1	0.029	0.019	0.048
40	T2	R2	0.025	0.033	0.058
40	T2	R3	0.034	0.023	0.057
20	T3	R1	0.036	0.030	0.066
20	T3	R2	0.032	0.023	0.055
20	T3	R3	0.048	0.029	0.077
0	T4	R1	0.042	0.025	0.067
0	T4	R2	0.043	0.034	0.077
0	T4	R3	0.055	0.029	0.084

Anexo 3: Extracción y concentración de cadmio en hojas, raíz y total (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.

ppm	Kg/Ha	TRAT	REP	Cd hoja	Cd raíz	Cd planta
80	1600	T1	R1	0.0038	0.0115	0.0153
80	1600	T1	R2	0.0043	0.0088	0.0131
80	1600	T1	R3	0.0041	0.0146	0.0188
40	800	T2	R1	0.0062	0.0027	0.0090
40	800	T2	R2	0.0053	0.0047	0.0100
40	800	T2	R3	0.0061	0.0037	0.0099
20	400	T3	R1	0.0064	0.0182	0.0246
20	400	T3	R2	0.0095	0.0143	0.0238
20	400	T3	R3	0.0077	0.0154	0.0230
0	0	T4	R1	0.0063	0.0209	0.0273
0	0	T4	R2	0.0083	0.0283	0.0365
0	0	T4	R3	0.0074	0.0231	0.0305

Anexo 4: Análisis de variancia para materia seca en hoja (g/planta) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.

Fuente de variación	GL	SC	CM	Fcalc
Tratamientos	3	1.303	0.434	1.90
Error	8	1.827	0.228	
Total	11	3.130		
C.V. (%)			7.830	
Promedio			6.103	

* Significación al 0.05 de probabilidad

** Significación al 0.01 de probabilidad

Anexo 5: Análisis de variancia para materia seca en raíz (g/planta) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.

Fuente de variación	GL	SC	CM	Fcalc
Tratamientos	3	0.004	0.001	0.02
Error	8	0.448	0.056	
Total	11	0.452		
C.V. (%)			10.566	
Promedio			2.241	

* Significación al 0.05 de probabilidad

** Significación al 0.01 de probabilidad

Anexo 6: Análisis de variancia para materia seca total (hojas + raíz) (g/planta) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.

Fuente de variación	GL	SC	CM	Fcalc
Tratamientos	3	1.402	0.467	1.04
Error	8	3.578	0.447	
Total	11	4.980		
C.V. (%)			8.015	
Promedio			8.344	

* Significación al 0.05 de probabilidad

** Significación al 0.01 de probabilidad

Anexo 7: Análisis de variancia para plomo (Pb) en hoja (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.

Fuente de variación	GL	SC	CM	Fcalc
Tratamientos	3	0.001	0.0002	4.94 *
Error	8	0.000	0.0000	
Total	11	0.001		
C.V. (%)			17.871	
Promedio			0.036	

* Significación al 0.05 de probabilidad

** Significación al 0.01 de probabilidad

Anexo 8: Análisis de variancia para plomo (Pb) en raíz (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.

Fuente de variación	GL	SC	CM	Fcalc
Tratamientos	3	0.000	0.00005	2.05
Error	8	0.000	0.00002	
Total	11	0.000		
C.V. (%)			18.394	
Promedio			0.026	

* Significación al 0.05 de probabilidad

** Significación al 0.01 de probabilidad

Anexo 9: Análisis de variancia para plomo (Pb) total (hoja + raíz) (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.

Fuente de variación	GL	SC	CM	Fcalc
Tratamientos	3	0.0012	0.0004	6.12 *
Error	8	0.0005	0.0001	
Total	11	0.0018		
C.V. (%)			13.216	
Promedio			0.062	

* Significación al 0.05 de probabilidad

** Significación al 0.01 de probabilidad

Anexo 10: Análisis de variancia para cadmio (Cd) total en hoja (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.

Fuente de variación	GL	SC	CM	Fcalc
Tratamientos	3	0.000026	0.000009	9.32 **
Error	8	0.000007	0.000001	
Total	11	0.000034		
C.V. (%)			15.375	
Promedio			0.006	

* Significación al 0.05 de probabilidad

** Significación al 0.01 de probabilidad

Anexo 11: Análisis de variancia para cadmio (Cd) en raíz (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.

Fuente de variación	GL	SC	CM	Fcalc
Tratamientos	3	0.00065	0.00022	31.17 **
Error	8	0.00006	0.00001	
Total	11	0.00071		
C.V. (%)			19.071	
Promedio			0.014	

* Significación al 0.05 de probabilidad

** Significación al 0.01 de probabilidad

Anexo 12: Análisis de variancia para cadmio (Cd) total (hoja + raíz) (mg/Kg) de plantas de maíz cultivadas en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros tratados con tres dosis crecientes de silicato de magnesio orgánico como enmienda de suelos.

Fuente de variación	GL	SC	CM	Fcalc
Tratamientos	3	0.00081	0.00027	34.91 **
Error	8	0.00006	0.00001	
Total	11	0.00087		
C.V. (%)			13.820	
Promedio			0.020	

* Significación al 0.05 de probabilidad

** Significación al 0.01 de probabilidad