

**EVALUACIÓN DE LA BIOACUMULACIÓN DE Hg, Pb, Cd, Ni y Cr EN
LAS ESPECIES *Lycopersicon esculentum* y *Phaseolus vulgaris* EN EL
“MORRO” DE MORAVIA MEDELLÍN, COLOMBIA.**



**MAIRA LISETH CHARRY BOCANEGRA
JUAN JOSÉ RIVERA RENGIFO
Estudiantes de Ingeniería Ambiental**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y SANITARIA
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYÁN
2015**

**EVALUACIÓN DE LA BIOACUMULACIÓN DE Hg, Pb, Cd, Ni y Cr, EN LAS
ESPECIES *Lycopersicon esculentum* Y *Phaseolus vulgaris* EN EL
“MORRO” DE MORAVIA MEDELLÍN, COLOMBIA.**



**PRESENTADO POR:
MAIRA LISETH CHARRY BOCANEGRA
JUAN JOSÉ RIVERA RENGIFO
Estudiantes de Ingeniería Ambiental**

**Informe final de trabajo de grado modalidad investigación como requisito
parcial para optar al título de Ingenieros Ambientales**

**DIRECTOR:
Ph.D. JUAN CARLOS CASAS ZAPATA
UNIVERSIDAD DEL CAUCA
GRUPO DE INVESTIGACIÓN GCISA-TSEJK**

**CODIRECTOR:
M.sc JORGE IGNACIO MONTOYA RESTREPO
TECNOLÓGICO DE ANTIOQUIA
INSTITUCIÓN UNIVERSITARIA
GRUPO DE INVESTIGACIÓN INTEGRA**

**CODIRECTOR:
M.sc WILSON BETANCOURT VILLALOBOS
UNIVERSIDAD DEL CAUCA
GRUPO DE INVESTIGACIÓN GCISA-TSEJK**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y SANITARIA
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYÁN
2015**

Nota de aceptación

Firma del director:

Firma del jurado:

Firma del jurado:

Popayán, 27 de marzo de 2015

Dedicatoria

Primero a Dios, por darme sabiduría y guiarme en cada paso para salir adelante con mi carrera.

A mi Madre, por ser mi sostén e incondicional apoyo durante toda mi vida. Gracias a todo su esfuerzo y educación, con principios y valores, he podido conseguir este logro.

A mis hermanas por toda su colaboración y acompañamiento durante esta etapa. Por apoyarme y motivarme siempre a conseguir mis metas.

Maira Liseth Charry Bocanegra

A mi padre Pedro Rivera por darme la mejor educación y enseñarme que todas las cosas hay que valorarlas, trabajarlas y luchar para lograr los objetivos de la vida.

A mi madre Marta Rengifo por todo su amor, ternura y apoyo incondicional que me ha brindado a lo largo de mi vida.

A mi hermano Alejo por ser la persona que siempre me ha acompañado en los buenos y malos momentos de la vida. A mis hermanitos Juanes y Alvarito por su amor.

A mis tíos, Freddy y Lidia, por su confianza en mí, su apoyo e innumerables consejos, logre llevar a cabo este trabajo, que me permite alcanzar un objetivo, de muchos que aún faltan en mi vida.

Juan José Rivera Rengifo

Agradecimientos

Al doctor Juan Carlos Casas por la confianza, el apoyo y la colaboración durante la investigación y por la impecable formación brindada a nivel profesional y personal.

Al profesor Jorge Montoya por su acogimiento, orientación y voluntad para apoyar este proyecto.

A los grupos de investigación GCISA-TSEJK e INTEGRRA por el apoyo y colaboración durante el desarrollo de este proyecto

Al equipo técnico del proyecto “Moravia Florece para la Vida” por la colaboración en las distintas actividades necesarias para el desarrollo de este trabajo.

A los demás docentes de la carrera quienes aportaron en nuestra formación como profesionales.

A nuestros compañeros y grandes amigos en nuestro paso por la Universidad del Cauca.

CONTENIDO

	pág.
INTRODUCCIÓN	10
1. ANTECEDENTES	12
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	13
3. MARCO TEÓRICO.....	14
3.1. METALES PESADOS	14
3.1.1. Mercurio	14
3.1.2. Plomo	15
3.1.3. Cromo	15
3.1.4. Cadmio.....	15
3.1.5. Níquel.....	16
3.2. MOVILIDAD Y BIODISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS Y LOS PARÁMETROS GEOEDÁFICOS	16
3.2.1. Biodisponibilidad	16
3.2.2. pH.....	16
3.2.3. Contenido de materia orgánica	17
3.2.4. Textura	17
3.2.5. Óxidos de hierro, manganeso y aluminio	17
3.2.6. Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	17
3.2.7. Salinidad	17
3.3. ESPECIES VEGETALES EN ESTUDIO.....	18
3.3.1. Lycopersicon esculentum.....	18
3.3.2. Phaseolus vulgaris	18
3.4. ESPECTROSCOPIA DE ABSORCIÓN ATÓMICA.....	19
4. OBJETIVOS	20
4.1. OBJETIVO GENERAL.....	20
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
5. MATERIALES Y MÉTODOS	21
5.1. IDENTIFICACIÓN DE HUERTAS EN EL “MORRO” DE MORAVIA.....	21
5.2. DISEÑO EXPERIMENTAL	22
5.2.1. Análisis estadístico.....	22
5.2.2. Descripción parcela Moravia	23

5.2.3	Siembra de las especies	26
5.2.4	Descripción parcela Heliconia	27
5.3.	TOMA Y TRATAMIENTO DE MUESTRAS	28
5.3.1	Toma de muestras de suelo	28
5.3.2	Toma de muestras de material vegetal	28
5.3.3	Tratamiento de la muestra de material vegetal	29
6.	RESULTADOS	31
6.1.	CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DEL ANTROPOSOL	31
6.2.	CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN <i>Lycopersicon esculentum</i> EN LA PARCELA DE MORAVIA	32
6.3.	CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN <i>Phaseolus vulgaris</i> EN LA PARCELA DE MORAVIA	32
6.4.	CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN <i>Lycopersicon esculentum</i> EN LA PARCELA DE HELICONIA	32
6.5.	CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN <i>Phaseolus vulgaris</i> EN LA PARCELA DE HELICONIA	33
6.6.	CONTENIDOS MÁXIMOS EN METALES PESADOS EN PRODUCTOS ALIMENTICIOS	33
7.	análisis de resultados	34
7.1.	Parcela Moravia	34
7.1.1.	Absorción de Cr	34
7.1.2.	Absorción de Hg	36
7.1.3.	Absorción de Pb y Cd	38
7.1.4.	Absorción de Ni	38
7.2.	Parcela Heliconia (control)	39
8.	CONCLUSIONES	43
9.	RECOMENDACIONES	44
	BIBLIOGRAFÍA	45
	anexos	51

FIGURAS

pág.

Figura 1. Huerta casera 1 (fríjol, maíz, yuca)	21
Figura 2. Huerta casera 2 (fríjol, tomate)	22
Figura 3. Ubicación de la parcela Moravia	24
Figura 4. Condiciones iniciales parcela Moravia	25
Figura 5. Limpieza de la parcela	25
Figura 6. Conformación de las eras	26
Figura 7. Distribución de siembra	26
Figura 8. Condiciones iniciales parcela Heliconia	27
Figura 9. Muestras colectadas de antroposol	28
Figura 10. Toma de muestras de material vegetal	29
Figura 11. Tratamiento de muestra	30
Figura 12. Secado de muestras	30
Figura 13. Concentración de Cr en las muestras <i>Lycopersicon esculentum</i> y <i>Phaseolus vulgaris</i>	34
Figura 14. Comparación del contenido de Cr en los frutos de <i>Lycopersicon esculentum</i> y <i>Phaseolus vulgaris</i> con la legislación	35
Figura 15. Concentración de Hg en las muestras <i>Lycopersicon esculentum</i> y <i>Phaseolus vulgaris</i>	36
Figura 16. Comparación del contenido de Hg en los frutos de <i>Lycopersicon esculentum</i> y <i>Phaseolus vulgaris</i> con la legislación	37
Figura 17. Comparación de la absorción de Cr en <i>Lycopersicon esculentum</i> en la Parcela Moravia y el Control.	40
Figura 18. Comparación de la absorción de Cr en <i>Phaseolus vulgaris</i> en la Parcela Moravia y el Control.	41
Figura 19. Comparación de la absorción de Hg en <i>Lycopersicon esculentum</i> en la Parcela Moravia y el Control.	41
Figura 20. Comparación de la absorción de Hg en <i>Phaseolus vulgaris</i> en la Parcela Moravia y el Control.	42

TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Número de plantas por era y especie	27
Tabla 2. Parámetros físico-químicos del antroposol	31
Tabla 3. Concentración de metales pesados en <i>Lycopersicon esculentum</i> parcela Moravia	32
Tabla 4. Concentración de metales pesados en <i>Phaseolus vulgaris</i> parcela Moravia	32
Tabla 5. Concentración de metales pesados en <i>Lycopersicon esculentum</i> parcela Heliconia.	32
Tabla 6. Concentración de metales pesados en <i>Phaseolus vulgaris</i> parcela Heliconia	33
Tabla 7. Normatividad de contenidos máximos de metales pesados, unidades mg/L.....	33
Tabla 8. ANOVA para bioacumulación de Cr en <i>Phaseolus vulgaris</i> , control - Moravia	40

ANEXOS

ANEXO A. Tablas de análisis de varianza (ANOVA)	51
---	----

INTRODUCCIÓN

La generación y acumulación de residuos sólidos a causa de la producción y consumo de bienes es una problemática mundial. Al crecer la producción de residuos, el tema de los basureros o rellenos sanitarios comúnmente utilizados por las comunidades como los lugares para la disposición final de los mismos, ha adquirido gran importancia ambiental (Solange, 2010).

Los basureros y rellenos sanitarios son una gran fuente de contaminación. En este sentido, la problemática aumenta con la falta de medidas necesarias para la disposición adecuada de los residuos, convirtiéndose en lugares denominados botaderos a cielo abierto que generan grandes impactos ambientales a la población. Estos lugares contienen todo tipo de elementos que pueden afectar drásticamente la salud humana. Uno de los grupos de contaminantes de mayor importancia ambiental es el de los metales pesados. En ocasiones, estos elementos son esenciales a muy bajas concentraciones y muy tóxicos cuando superan ciertos límites.

Los metales pesados están presentes naturalmente en los suelos, pero en los últimos años se ha presentado una acumulación antropogénica como resultado de las actividades industriales, agrícolas y la disposición de residuos de todo tipo. Los iones de metales pesados, metales y metaloides que son (o pueden ser) tóxicos para las plantas y algunos nutrientes presentes en el suelo pueden ser absorbidos e incorporados a los tejidos de la planta (Giuffré *et al.*, 2005, citado por Miranda *et al.*, 2008) Por ende la contaminación ambiental que implica altas concentraciones de metales pesados, constituye un reto importante para las plantas y otros organismos (Ovečka y Takáč, 2013). La contaminación del suelo con metales pesados dará lugar a pérdidas en el rendimiento agrícola y los efectos peligrosos para la salud a medida que entran en la cadena alimentaria (Gualab, Vega y Covelo, 2010).

El “Morro” de basuras de Moravia fue conformado por la disposición indiscriminada de residuos de diversas categorías, que funcionó como botadero a cielo abierto en la ciudad de Medellín (1970-1984). Por su ubicación estratégica este sitio se convirtió en el refugio de miles de familias especialmente desplazados, que vieron en la basura un medio de subsistencia. Según el censo de 2004, año en el que se define el “Proyecto de Intervención Integral de Moravia y su área de influencia”, 2.224 familias se alojaban en sus 10 hectáreas de terreno, sobre una montaña de 35 metros de altura conformada por 1,5 millones de toneladas de desechos. La inestabilidad del suelo, sus altas pendientes, la fragilidad de las construcciones, la presencia de desechos industriales, clínicos y domésticos y la continua emanación de gases tóxicos y lixiviados, hacía que los habitantes de Moravia estuvieran sometidos a un elevado riesgo químico y microbiológico, lo que hizo que fuera declarada en el 2006, por el Ministerio del Interior y de Justicia, como calamidad pública (Montoya *et al.*, 2011).

En consecuencia, las entidades municipales de la ciudad de Medellín, iniciaron un proceso de reubicación de los pobladores del cerro, proceso que permitió

que una gran proporción de los residentes el Cerro fuesen reubicados en otros sectores de la ciudad (Solange, 2011). Según el ISVIMED 152 familias aún permanecen en el “Morro”, pese a todos los proyectos de restauración social, ambiental y urbana que se están llevando a cabo. Estas personas se abstienen de cambiar el sitio de vivienda por múltiples razones, bien sea por la ubicación estratégica del lugar, con acceso directo a vías principales de la ciudad, o por las múltiples actividades que realizan para la subsistencia como el reciclaje, el comercio y el aprovechamiento del terreno para la siembra de huertas caseras, hecho que causa preocupación por los altos contenidos de metales pesados en plantas que han arrojado estudios anteriores. Sin embargo, hasta la fecha no se han realizado estudios que evidencien efectos adversos en la salud de los habitantes de Moravia por consumo de los productos agrícolas de las huertas caseras.

En la actualidad se encuentran diversos cultivos de especies para consumo, realizados por los habitantes de Moravia, que posiblemente pueden repercutir en problemas de salud para los consumidores de estos productos debido a los contenidos de metales pesados que pueden absorber las plantas. Sin embargo, hasta la fecha no se han realizado estudios que evidencien, concentración de metales en productos agrícolas, ni efectos adversos en la salud de los habitantes de Moravia por consumo de los productos de las huertas caseras.

El principal objetivo de este estudio es la evaluación de los niveles de bioacumulación y la distribución de Hg, Pb, Cd, Ni y Cr en raíz, tallo, hoja y fruto de las especies *Lycopersicon esculentum* Y *Phaseolus vulgaris* sembrados tanto en el “Morro” de Moravia, como en un suelo apto para el cultivo de productos agrícolas y de esta manera poder comparar los niveles de absorción de las plantas en estos dos sitios. Así mismo, se pretende establecer si los productos cultivados en Moravia son apropiados para el consumo humano de acuerdo con la legislación del CODEX alimentario entre otras. En caso de que exista bioacumulación se realizará una recomendación de manejo de suelo que contribuya a mejorar las condiciones actuales de éste.

1. ANTECEDENTES

Históricamente la generación y acumulación de residuos ha sido una actividad inherente a la vida humana que representa una problemática de gran importancia sobre todo en las últimas décadas. Por lo general, las comunidades acumulan sus desechos en rellenos y/o botaderos que se convierten en sitios con alto nivel de contaminación causando grandes impactos ambientales, es decir, afectando el ecosistema y las poblaciones cercanas. Estos sitios de disposición de residuos requieren de medidas que sirvan de control de la contaminación para minimizar los efectos adversos sobre la biota y los cuerpos de agua.

Según Peris, 2005, citando a algunos autores (p.ej. Wagner, 1993; Jinadasa *et al.*, 1997; Angelova *et al.*, 2004) que han realizado investigaciones en las que se analizan las diferencias en la concentración de metales en las distintas partes de los cultivos, menciona la importancia de esta línea de investigación para conocer la posible entrada de metales a la cadena trófica, ya que la entrada de estos dependerá si se acumulan en la parte comestible o no de la planta. Así mismo enfoca su investigación en un análisis individualizado de las parcelas donde refleja la existencia de niveles elevados de Cr, Cu, Pb y Zn en algunas parcelas, en suelos bajo cultivos hortícolas de la provincia de Castellón (España).

Por otro lado Miranda *et al.*, 2008 realizaron un estudio de análisis de los niveles de metales pesados plomo (Pb), cadmio (Cd), arsénico (As) y mercurio (Hg) en agua, suelo y en la parte comestible de las plantas, en donde se encontró altas concentraciones de Pb, con respecto a la legislación de la unión europea, en cultivos hortícolas regados con agua del río Bogotá en una finca en Soacha Cundinamarca. Ellos establecen que la lechuga absorbe mayor cantidad de metales con respecto a las demás plantas hortícolas cultivadas.

En el caso particular de Moravia, se han adelantado distintos proyectos de recuperación del morro de basuras que funcionó como botadero a cielo abierto por más de 10 años sin ningún tipo de control. Dentro del marco del proyecto “Moravia florece para la vida” adelantado por la alcaldía de Medellín en convenio con distintas instituciones, se han realizado algunas investigaciones en las cuales se evidencia la presencia de múltiples contaminantes destacando las altas concentraciones de metales pesados, como el estudio de la “Contaminación por metales pesados en el botadero de basuras de Moravia en Medellín: transferencia a flora y fauna y evaluación del potencial fitorremediador de especies nativas e introducidas” realizado por Solange en 2010. El presente estudio, realizado dentro del marco del proyecto antes mencionado, analiza la presencia de cinco metales pesados en plantas agrícolas sembradas en el morro de manera *in situ*, a diferencia de estudios que por lo general se realizan bajo condiciones controladas o en suelos que han sido enmendados con lodos activados y compost provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), que en la actualidad es una técnica agrícola aplicada en algunos países.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Un inmenso interés se ha centrado en el efecto tóxico de los metales pesados en las plantas ya que la mayoría de los suelos actúan como sumidero de éstos. La contaminación por metales pesados de la biosfera está aumentando drásticamente debido a la industrialización y otras actividades antropogénicas (Shraddha *et al.*, 2004). Las altas concentraciones de estos pueden alterar la señalización celular y causar daños irreversibles a los sistemas biológicos (Gratão *et al.*, 2012).

Una fuente antropogénica de generación de metales pesados son los rellenos sanitarios y los botaderos, estos lugares presentan un alto nivel de contaminación, reduciendo la calidad de vida de los habitantes a su alrededor y presentando diversos impactos negativos entre los que se citan la generación y escape incontrolados de lixiviados, la reproducción de vectores sanitarios, la falta de estabilidad geotécnica y cambios en la composición de la flora y la fauna. (Ministerio del Medio Ambiente, 2002), en el caso de la flora, la ruta más común de exposición son las raíces, por las cuales entran los metales pesados y son traslocados a los órganos aéreos (National Research Council, 2003).

Los metales pesados como el plomo, el cadmio, el cromo, el mercurio, el zinc, el cobre, entre otros, conforman un grupo de relativa importancia, varios de ellos son esenciales para las células, pero en altas concentraciones pueden resultar tóxicos para los seres vivos, organismos del suelo, plantas y animales, incluido el hombre (Spain *et al.*, 2003).

Un ejemplo de contaminación del suelo por metales pesados es el "Morro" de basuras Moravia, en donde las instituciones de la ciudad han adelantado programas de reubicación de las familias asentadas. Sin embargo aún quedan habitantes que se rehúsan y permanecen en el lugar, realizando actividades para su propio beneficio como lo es la plantación de huertas caseras de maíz, yuca, papa, frijol, arveja, tomate entre otras. Esto ha generado preocupación debido a las condiciones especiales de este lugar que por casi 20 años fue un botadero a cielo abierto, donde se depositaron incontroladamente todo tipo de residuos; desencadenando múltiples problemáticas ambientales, entre ellas la concentración de metales pesados que pueden ser absorbidos por las plantas cultivadas y que al ser productos de consumo pueden ocasionar graves problemas de salud a largo plazo a los pobladores.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. METALES PESADOS

El término de metal pesado refiere a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y sea tóxico o venenoso en concentraciones incluso muy bajas. Los ejemplos de metales pesados o algunos metaloides, incluyen el mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), talio (Tl), y plomo (Pb), entre otros (Prieto *et al.*, 2009) y por definición, un metal pesado es aquel que tiene una gravedad específica de 5 o mayor y es usualmente tóxico. El término “metal pesado” es ampliamente aplicado para incluir otros elementos potencialmente tóxicos, aun si estos no cumplen la estricta definición química (Martínez *et al.*, 2008).

Cuando los metales pesados son incorporados al suelo, pueden optar por quedar retenidos en el suelo, disueltos en la fase acuosa del suelo u ocupando sitios de intercambio, específicamente adsorbidos sobre constituyentes inorgánicos del suelo o ser asociados con la materia orgánica del suelo o finalmente quedar precipitados como sólidos puros o mixtos. También pueden ser fácilmente absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas o como en otros casos pasar a la atmósfera por volatilización y pueden ser movilizados a las aguas superficiales o subterráneas (García y Dorronsoro, 2005). Para elucidar el comportamiento de los metales pesados en los suelos y prevenir riesgos tóxicos potenciales se requiere la evaluación de la disponibilidad y movilidad de los mismos (Banat *et al.*, 2005). En general la toxicidad de los metales no solo es función de su concentración, sino también de su movilidad y reactividad con otros componentes del ecosistema (Abollino *et al.*, 2002).

3.1.1. Mercurio

El mercurio es un metal noble pesado del grupo IIB y de peso atómico de 200,59. El nombre “mercurio” es derivado del griego hydrargyros que significa “plata líquida” debido a que es el único metal líquido que a temperatura ambiente se encuentra en la naturaleza; es de color blanco plateado, su punto de fusión es de 38,4 °C y ebulle a 357 °C a presión atmosférica. Puede llegar a formar otros elementos como el mercurio elemental, inorgánico y orgánico; estas formas diferentes en sus características biológicas y toxicológicas, es soluble únicamente en soluciones oxidantes y sus compuestos son muy tóxicos (UPME, 2006). También es de suma importancia estimar la presencia de este metal, ya que, un factor muy importante de los efectos del mercurio en el medio ambiente es su capacidad para bioacumularse y ascender por la cadena alimentaria (Moreno, 2009). Los compuestos de mercurio se usan principalmente como plaguicidas agrícolas; también en la industria del cloro-álcali, en pinturas, como catalizadores, en componentes eléctricos, cosméticos, termómetros, manómetros, baterías, materiales dentales, etc. Es tóxico a

concentraciones mayores que 0,005 mg/L, y no puede ser degradado bioquímicamente (Martínez y Palacio, 2010).

3.1.2. Plomo

El plomo (número atómico 82) presenta una densidad de 11.4 g/cm³ y es considerado uno de los metales pesados de mayor toxicidad. Las emisiones naturales de plomo se ocasionan por las sales del mar, volcanes e incendios forestales, entre otros. El consumo de combustibles fósiles, incineración de basura, la producción de hierro, acero y cemento se consideran las principales causas antropogénicas de emisión de Pb. Otras fuentes importantes en el ambiente son las baterías, las pinturas, tuberías e insecticidas. Una vez que el Pb se deposita en el suelo, es inmovilizado por el componente orgánico de tal forma que la cantidad disponible para las plantas es baja y se encuentra en los primeros 5 cm superficiales. La adición de ácidos orgánicos puede incrementar su solubilidad y aumentar el transporte de Pb desde la raíz hacia órganos aéreos (Solange, 2010).

En la naturaleza se encuentra como Pb elemental, y tiene valencias 2+ (en compuestos inorgánicos) y 4+(en compuestos orgánicos), formando metales como la galena (PbS), la cerusita (PbCO₃) y la anglesita (PbSO₄), entre otros (Casas y Sordo,2006).

3.1.3. Cromo

El cromo (número atómico 26), exhibe dos estados relativamente estables: el trivalente (Cr III) y el hexavalente (Cr VI), siendo el último la forma más tóxica del Cr, que se produce por lo general asociado con el oxígeno el cromato (CrO₄²⁻) o dicromato (Cr₂O₇²⁻). El Cr (III) es menos móvil, menos tóxico y se encuentra principalmente ligado a la materia orgánica en ambientes acuáticos y terrestres (Shanker *et al.*, 2005).

El cromo es un metal no esencial altamente tóxico para los microorganismos y plantas, y su ocurrencia es rara en la naturaleza. Los efluentes y residuos sólidos que contienen cromo son liberados por actividades como la minería, el chapado de metal, conservación de la madera, la fabricación de tintas, colorantes, pigmentos, vidrio y cerámica, industrias del curtido y textil, e inhibidores de corrosión en agua de refrigeración, provocando contaminación y pueden llegar a causar riesgos para la salud (Dhal *et al.*, 2013).

3.1.4. Cadmio

El cadmio (número atómico 48), es liberado a la atmósfera por medio de volcanes, arrastre de partículas o emisiones biogénicas, combustión fósil y por actividades antropogénicas (similares a las presentadas en Pb). De acuerdo a los contenidos normales de cadmio en el suelo alrededor del mundo, se puede

determinar que la presencia de este metal está en un rango entre 0.07 y 1.1 mg/kg y se considera que los valores mayores a 0.5 mg/kg son el producto de actividades antropogénicas (World Health Organization, 2007).

3.1.5. Níquel

El níquel (número atómico 28) es esencial en la nutrición mineral de plantas superiores como componente de las ureasas. Naturalmente se encuentra en varios estados de oxidación (-1 a +4), pero el estado de oxidación existente en los sistemas biológicos es el +2. Las formas solubles en el suelo son: Ni²⁺, NiOH, HNiO₂ y Ni(OH)₃. En seres humanos, la toxicidad por este elemento se ha relacionado con efectos adversos y reacciones alérgicas en la piel. Las principales fuentes de contaminación son la ingestión de comida y agua contaminada. La exposición a altas dosis de níquel se ha relacionado con cambios en los niveles de calcio intracelular, condición que causa un estrés oxidativo y posteriormente modificaciones en la expresión de genes, metabolismo celular y daño en el ADN (Solange, 2010).

3.2. MOVILIDAD Y BIODISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS Y LOS PARÁMETROS GEOEDÁFICOS

En suelo la movilidad y biodisponibilidad de un metal depende no sólo de su especiación química, sino de una serie de parámetros del suelo tales como pH, materia orgánica, carbonatos, minerales de la arcilla, etc. Así, no todos los cationes de cambio están igualmente disponibles, sino que depende del mineral o minerales de los que están formando parte como complejo de cambio. Los parámetros geoedáficos llegan a ser esenciales para valorar la sensibilidad de los suelos a la agresión de los metales pesados y su biodisponibilidad (Galán y Romero, 2008).

3.2.1. Biodisponibilidad

La biodisponibilidad (BD) comprende fracción de metales pesados que está disponible para su absorción por las plantas y corresponde a las formas solubles e intercambiables en equilibrio con la solución del suelo, controladas por distintas reacciones químicas (Carrasco *et al.*, 2005).

3.2.2. pH

El pH del suelo tiene efecto sobre la biodisponibilidad de la mayoría de los metales pesados al afectar el equilibrio entre la especiación metálica, solubilidad, adsorción e intercambio de iones en el suelo. Además, afecta a los procesos de ingresos del metal a las raíces de las plantas (McBride *et al.*,

1997; Kabata-Pendias, 2000; Reichman, 2002. Citado por: Acevedo *et al.*, 2005).

3.2.3. Contenido de materia orgánica

La formación de complejos por la materia orgánica del suelo es uno de los procesos que intervienen en la capacidad de solubilidad y asimilabilidad de metales pesados por las plantas; la toxicidad de los metales pesados aumenta en gran medida por su fuerte tendencia a formar complejos organometálicos, facilitando con ello, su solubilidad, disponibilidad y dispersión (Schmitt y Sticher, 1991. Citado por: Acosta, 2007).

3.2.4. Textura

Los suelos arcillosos retienen más metales por adsorción o en el complejo de cambio de los minerales de la arcilla. Por el contrario, los arenosos carecen de capacidad de fijación y puede contaminarse a nivel freático (Galán y Romero, 2008).

3.2.5. Óxidos de hierro, manganeso y aluminio

Juegan un importante papel en la retención de metales pesados y en su inmovilización. Se encuentran finamente diseminados en la masa de suelo por lo que son muy activos. Por su baja cristalinidad y pequeño tamaño de partícula, tienen una alta capacidad sorcitiva para metales divalentes (Galán y Romero, 2008).

3.2.6. Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Está en función, fundamentalmente del contenido de arcilla y materia orgánica, en general cuanto mayor sea la capacidad de intercambio catiónico, mayor será la capacidad del suelo de fijar metales (Acosta, 2007).

3.2.7. Salinidad

El aumento de la salinidad puede incrementar la movilización de metales y su retención por dos mecanismos. Primeramente, los cationes Na y K pueden reemplazar a metales pesados en lugares de intercambio catiónico. En una segunda fase, los aniones cloruro y sulfato pueden formar compuestos más estables con los metales pesados (Galán y Romero, 2008).

3.3. ESPECIES VEGETALES EN ESTUDIO

Las especies que se utilizaron en esta investigación se han seleccionado de acuerdo con las especies agrícolas sembradas en las huertas que se han observado en la zona de estudio y se describen a continuación.

3.3.1. *Lycopersicon esculentum*

El tomate es la hortaliza más cultivada en todo el mundo y la de mayor valor económico. Su demanda aumenta continuamente y con ella su cultivo, producción y comercio. (Monardes, 2009). Es una planta dicotiledónea, perteneciente a la familia solanaceae y al género *Lycopersicon L. esculentum*. El tomate es una rica fuente de vitaminas A, B1, B2, B6, C y E, y de minerales como fósforo, potasio, magnesio, manganeso, zinc, cobre, sodio, hierro y calcio. Tiene un importante valor nutricional ya que incluye proteínas, hidratos de carbono, fibra, ácido fólico, ácido tartárico, ácido succínico y ácido salicílico (Jaramillo *et al*, 2007).

Es una especie de estación cálida razonablemente tolerante al calor y a la sequía y sensible a las heladas, la humedad relativa óptima para el desarrollo del tomate varía entre un 60% y un 80% y necesita un período entre 3 y 4 meses entre su establecimiento y la cosecha del primer fruto. La temperatura media mensual óptima para su desarrollo varía entre 21 y 24°C, aunque se puede producir entre los 18 y 25°C (Monardes, 2009). La variedad elegida es un tomate híbrido Tointer F1, ya que posee buenas características para la siembra tanto en invernadero como a campo libre, siendo esta última la técnica que se desarrollara en el “Morro” de Moravia.

3.3.2. *Phaseolus vulgaris*

El frijol es una de las principales actividades de la economía campesina en varias regiones del país, de mucha importancia como generador de ingresos y empleo rural y como producto básico en la dieta alimenticia de la población por su alto contenido de proteínas y de elementos minerales esenciales. El departamento de Antioquia es el primer productor de frijol en Colombia, a su vez, es el primer consumidor de frijol, y supera ampliamente el consumo per cápita del país y en este departamento el frijol es un producto clave en la seguridad alimentaria de la población (Arias *et al.*, 2007).

Esta especie se desarrolla bien entre temperaturas promedio de 15 a 27°C, las que generalmente predominan a elevaciones de 400 a 1,200 msnm, pero es importante reconocer que existe un gran rango de tolerancia entre diferentes variedades. La planta de frijol es anual, herbácea, aunque es una especie termófila, es decir que no soporta heladas; se cultiva esencialmente para obtener la semilla, las cuales tienen un alto grado de proteínas, alrededor de un 22% (Cabrera y Reyes, 2008).

3.4. ESPECTROSCOPIA DE ABSORCIÓN ATÓMICA

La técnica escogida para determinar la presencia de los metales pesados en las plantas de tomate y frijol es la Espectroscopia de absorción atómica (AAS), que es un método analítico que permite la determinación de la concentración de diferentes elementos metálicos como aluminio, calcio, cadmio, plomo, cromo, litio, hierro, magnesio, potasio y sodio, en un orden de detección entre las 3×10^{-4} a más de 20 mg/L en una solución. Siendo uno de los principales métodos para determinar los niveles de metales pesados en muestras ambientales, junto con la Espectrometría Atómica de Emisión con Plasma de Acoplamiento inductivo (ICP-AES), técnica con gran aceptación hoy en día, que está justificada por las características analíticas de la misma. La AAS se basa en el hecho que los átomos de un elemento en estado basal de energía pueden absorber radiación electromagnética que es característica de la estructura electrónica externa de dicho elemento. Previo a la determinación del elemento en una matriz, es necesario realizar una digestión ácida de los tejidos con el fin de destruir la materia orgánica y solubilizar el elemento a analizar. Por lo general, estos procedimientos de digestión se realizan con ácido nítrico solo (HNO₃) o en combinación con ácido perclórico (HClO₄), clorhídrico (HCl) o sulfúrico (H₂SO₄), (Solange, 2010).

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

Evaluar la bioacumulación de Hg, Pb, Cd, Ni y Cr en raíz, hoja, tallo y fruto de las especies *Lycopersicon esculentum* y *Phaseolus vulgaris* cultivadas *in situ* en el “Morro” de Moravia, Medellín Colombia.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar las concentraciones de metales pesados en raíz, hoja, tallo y fruto de las especies *Lycopersicon esculentum* y *Phaseolus vulgaris* mediante espectrometría de absorción atómica.
- Comparar distribución de los metales pesados en diferentes partes de las plantas (raíz, hoja, tallo y fruto), sembradas en el “Morro” de Moravia.
- Contrastar la absorción de metales pesados de las especies *Phaseolus vulgaris* y *Lycopersicon esculentum* entre los frutos obtenidos en las parcelas sembradas en el “Morro” de Moravia y en la parcela testigo, en el municipio de Heliconia.
- Establecer el cumplimiento de la normatividad de los contenidos máximos de metales pesados permitidos en productos de *Lycopersicon esculentum* y *Phaseolus vulgaris*, según el Codex Alimentarium.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

En esta investigación se evaluó y analizó la bioacumulación de Hg, Pb, Cd, Ni y Cr en las diferentes partes (raíz, tallo, hoja y fruto) de la especie *Lycopersicon esculentum* y *Phaseolus vulgaris* en el “Morro” de Moravia y con un control negativo en el municipio de Heliconia Antioquia.

5.1. IDENTIFICACIÓN DE HUERTAS EN EL “MORRO” DE MORAVIA

Se realizó un recorrido por toda el área del “Morro” para identificar el número de huertas caseras y el tipo de especies que son sembradas por sus habitantes. En las Figuras 1 y 2 se observan algunas de estas huertas.



Figura 1. Huerta casera 1 (fríjol, maíz, yuca)

Fuente: Elaboración propia

En las zonas del Morro que aún no han sido intervenidas por el proyecto “Moravia Florece para la vida” se identificaron 15 huertas con diversas plantas, como tomate, fríjol, maíz, yuca, arveja y papaya”.



Figura 2. Huerta casera 2 (fríjol, tomate)

Fuente: Elaboración propia

5.2. DISEÑO EXPERIMENTAL

En el diseño experimental se utilizaron dos parcelas, la primera ubicada en la zona de la problemática en el “Morro” de basuras de Moravia y la segunda como control negativo de la investigación, en el municipio de Heliconia Antioquia, debido a las condiciones climáticas y meteorológicas similares a la ciudad de Medellín.

Se tomaron 15 muestras de cada especie en las dos parcelas en el momento en que las plantas completaron su desarrollo vegetativo, 90 días para *Phaseolus vulgaris* y 120 días para *Lycopersicon esculentum*. Las muestra se trataron y se transportaron al laboratorio del Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares GIEM de la Universidad de Antioquia para el análisis de metales pesados totales por espectroscopia de absorción atómica.

5.2.1 Análisis estadístico

Para el tratamiento de los datos obtenidos de las concentraciones de metales pesados en los tejidos vegetales, se llevó a cabo un diseño experimental de un factor, siendo las especies sembradas en Moravia y el control los tratamientos, se realizó la comparación de medias para la concentración de los metales pesados acumulados por las plantas.

Se realizó el análisis de varianza (ANOVA) con las medias de los tratamientos para identificar si hubo diferencia significativa entre sí y así rechazar o no la hipótesis nula.

5.2.2 Descripción parcela Moravia

El barrio Moravia donde se evidencia la problemática, se sitúa en el norte de la ciudad de Medellín, presentando una temperatura promedio de 22 °C y una clasificación climática subtropical. En la Figura 3 se muestra la ubicación y georreferenciación de la parcela escogida situada al sur-oriental del “Morro”, con una altura de 1498 msnm, en el lugar llamado “Chocó chiquito”. Se seleccionó este espacio ya que no ha sido intervenido, presentando el antroposol con el que se conformó el “Morro”, teniendo en cuenta que otros sitios observados presentaron una intervención con una capa de suelo ajeno a las condiciones de éste.

La parcela seleccionada, de aproximadamente 50 m², inicialmente estaba sembrada con otras especies por lo cual fue necesario realizar un trasplante y adecuación del terreno para la conformación de las eras destinadas a la siembra del frijol y tomate. Se removió la capa vegetal y los escombros de gran tamaño, luego se acondicionaron 8 eras en total de acuerdo con el área disponible, esto se realizó con la ayuda de un grupo (5) de jardineras y jardineros.

En las Figuras 4, 5 y 6 se evidencian las condiciones iniciales de la parcela, la adecuación y conformación de las eras destinadas a la siembra de las especies.

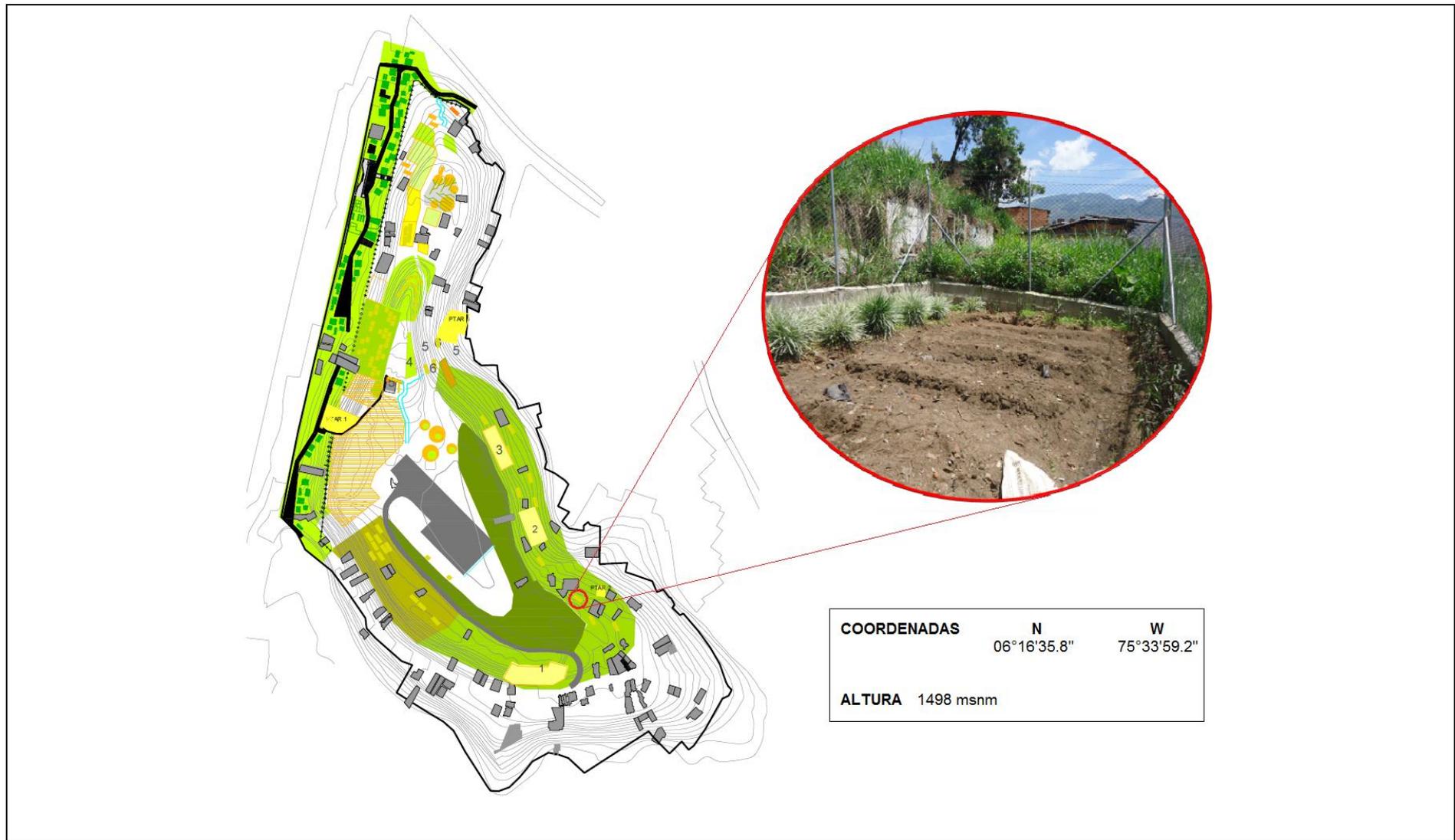


Figura 3. Ubicación de la parcela Moravia

Fuente: Elaboración propia



Figura 4. Condiciones iniciales parcela Moravia

Fuente: Elaboración propia



Figura 5. Limpieza de la parcela

Fuente: Elaboración propia



Figura 6. Conformación de las eras

Fuente: Elaboración propia

5.2.3 Siembra de las especies

En cada parcela se realizó la siembra en las ocho eras para un total de 56 y 50 individuos de *Phaseolus vulgaris* y *Lycopersicon esculentum* respectivamente, esta densidad garantiza el número de muestras necesarias para el análisis de la concentración de los metales pesados. En la Figura 7 se muestra la distribución de las especies por era.

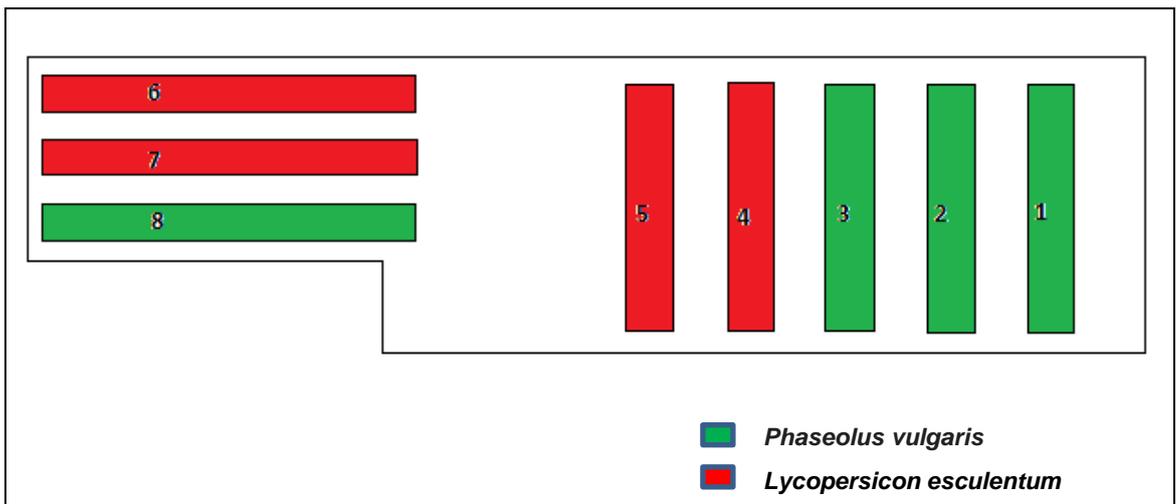


Figura 7. Distribución de siembra

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 1 se relaciona el número de plantas por cada era y especie.

ERA	NUMERO DE PLANTAS <i>Phaseolus vulgaris</i>	ERA	NUMERO DE PLANTAS <i>Lycopersicon esculentum</i>
1	9	4	10
2	13	5	10
3	15	6	15
8	19	7	15
TOTAL	56	TOTAL	50

Tabla 1. Número de plantas por era y especie

5.2.4 Descripción parcela Heliconia

Se realizó una réplica de la parcela sembrada en el “Morro” de Moravia con *Lycopersicon esculentum* y *Phaseolus vulgaris* en un suelo sin antecedentes de contaminación. La réplica se llevó a cabo en el municipio de Heliconia Antioquia, ya que esta población presenta condiciones climáticas y meteorológicas similares a la ciudad de Medellín. Con una altura de 1440 msnm, clima subtropical y una temperatura promedio de 23°C. Esta parcela se sembró con el fin de hacer la comparación de la absorción y bioacumulación de los metales pesados (control negativo y/o testigo), en las diferentes partes de las plantas. La siembra se realizó en dos eras de 1,5 m x 6 m donde se sembraron 60 individuos por cada especie en estudio.

En la Figura 8 se muestran las condiciones iniciales en las que se encontró la parcela en el municipio de Heliconia destinada para la siembra de las especies en estudio.



Figura 8. Condiciones iniciales parcela Heliconia

Fuente: Elaboración propia

5.3. TOMA Y TRATAMIENTO DE MUESTRAS

Se tomaron muestras del antroposol de la parcela experimental ubicada en el Morro de Moravia así como del material vegetal de tomate y frijol sembrados en las parcelas experimentales (Moravia y control (Heliconia)).

5.3.1 Toma de muestras de suelo

Para la caracterización físico-química del antroposol se tomaron cuatro muestras en puntos aleatorios del suelo de la parcela experimental a una profundidad de 3 a 4 cm. El análisis fue realizado por un estudiante del Tecnológico de Antioquia Institución Universitaria en el Laboratorio de Análisis Físicos-Químicos y Microbiológicos de la Universidad Tecnológica de Izúcar de Matamoros. En la Figura 9 se observan las muestras tomadas en la parcela experimental ubicada en el Morro de Moravia.



Figura 9. Muestras colectadas de antroposol

Fuente: Elaboración propia

5.3.2 Toma de muestras de material vegetal

Para la determinación de los metales pesados totales en esta investigación, se tomaron 15 muestras aleatorias de material vegetal por especie en cada parcela (control y Experimental). La Figura 10 evidencia la toma de muestras del material vegetal.



Figura 10. Toma de muestras de material vegetal

Fuente: Elaboración propia

El material vegetal colectado, se codificó y transportó en bolsas de plástico al laboratorio del Tecnológico de Antioquia, institución universitaria.

5.3.3 Tratamiento de la muestra de material vegetal

El material vegetal se lavó con agua potable, con el fin de retirar partículas de suelo y materiales adheridos a su superficie. Posteriormente se separaron las diferentes partes de la planta (raíz, tallo, hoja y fruto), se secaron y se enviaron al laboratorio del Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares GIEM de la Universidad de Antioquia para el análisis de metales pesados totales por espectroscopia de absorción atómica. En las Figuras 11 y 12 se observa el tratamiento de las muestras.



Figura 11. Tratamiento de muestra

Fuente: Elaboración propia



Figura 12. Secado de muestras

Fuente: Elaboración propia

6. RESULTADOS

A continuación se muestra las características físico-químicas del antroposol y los resultados de la concentración de metales pesados en plantas.

6.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DEL ANTROPOSOL

En la Tabla 2 se muestran los resultados del análisis físico-químico del antroposol.

PARAMETRO	EXTRACCION	DETERMINACION O METODO	RESULTADO	UNIDADES
pH, en agua	H2O	Potenciométrica	7,28	de pH
Conductividad eléctrica	H2O	Conduvimétrica	360,00	μS/cm
Materia orgánica		Walkley-black	4,64	%
CIC			37,60	meq/100g
Carbonatos	HCl	Volumétrica	0,00	%
Sodio	NH4Ac 1M pH7	Absorción Atómica	1,32	mmol/100g
Potasio	NH4Ac 1M pH7	Absorción Atómica	3,02	mmol/100g
Calcio	NH4Ac 1M pH7	Absorción Atómica	152,11	mmol/100g
Magnesio	NH4Ac 1M pH7	Absorción Atómica	10,46	mmol/100g
Nitrógeno Total	Kjeldahl	Volumétrica	0,34	%
Hierro	DTPA	Absorción Atómica	132,10	mg/Kg
Manganeso	DTPA	Absorción Atómica	23,10	mg/Kg
Zinc	DTPA	Absorción Atómica	49,28	mg/Kg
Cobre	DTPA	Absorción Atómica	15,99	mg/Kg
Cadmio	DTPA	Absorción Atómica	0,50	mg/Kg
Plomo	DTPA	Absorción Atómica	36,96	mg/Kg
Cromo	DTPA	Absorción Atómica	0,15	mg/Kg
Fósforo Olsen	NaHCO3 0,5M	Colorimétrica	39,08	mgP/Kg
Índice de absorción de sodio (RAS)	-	-	0,33	meq/g

Tabla 2. Parámetros físico-químicos del antroposol

6.2. CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN *Lycopersicon esculentum* EN LA PARCELA DE MORAVIA

Según los reportes entregados por el laboratorio del GIEM, la Tabla 3 evidencia las concentraciones de metales pesados detectadas en la especie *Lycopersicon esculentum* en cada uno de sus órganos.

Compartimiento	Metal										Unidades
	Cd	D.e	Cr	D.e	Ni	D.e	Pb	D.e	Hg	D.e	
Raíz	<L.D	_	27,60	0,10	<0,003	_	<L.D	_	<0,01	0,00	mg/L
Tallo	<L.D	_	13,60	0,20	<L.D	_	<L.D	_	<0,01	0,00	mg/L
Hoja	<L.D	_	24,36	0,02	<L.D	_	<L.D	_	<0,01	0,00	mg/L
Fruto	<L.D	_	6,05	0,02	<L.D	_	<L.D	_	0,20	0,00	mg/L

Tabla 3. Concentración de metales pesados en *Lycopersicon esculentum* parcela Moravia

L.D= limite detectable D.e= Desviación estándar

6.3. CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN *Phaseolus vulgaris* EN LA PARCELA DE MORAVIA

Según los reportes entregados por el laboratorio del GIEM (anexo A) la Tabla 4 evidencia las concentraciones de metales pesados detectadas en la especie *Phaseolus vulgaris* en cada uno de sus órganos.

Compartimiento	Metal										Unidades
	Cd	D.e	Cr	D.e	Ni	D.e	Pb	D.e	Hg	D.e	
Raíz	<L.D	_	61,20	0,40	3,640	0,02	<L.D	_	0,20	0,00	mg/L
Tallo	<L.D	_	50,36	0,08	<L.D	_	<L.D	_	0,19	0,02	mg/L
Hoja	<L.D	_	63,93	0,07	<0,003	_	<L.D	_	<0,01	_	mg/L
Fruto	<L.D	_	38,20	0,70	<L.D	_	<L.D	_	<0,01	_	mg/L

Tabla 4. Concentración de metales pesados en *Phaseolus vulgaris* parcela Moravia

L.D= limite detectable D.e= Desviación estándar

6.4. CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN *Lycopersicon esculentum* EN LA PARCELA DE HELICONIA

De acuerdo con los reportes entregados por el laboratorio GIEM la tabla 5 muestra las concentraciones de metales pesados detectadas en el control en la especie *Lycopersicon esculentum* en cada uno de sus órganos.

ÓRGANO	Metal										Unidades
	Cd	D.e	Cr	D.e	Ni	D.e	Pb	D.e	Hg	D.e	
Raíz	<L.D	_	13,55	0,02	153,90	0,10	<L.D	_	<0,01	_	mg/L
Tallo	<L.D	_	<0,02	_	31,30	0,20	<L.D	_	<0,01	_	mg/L
Hoja	<L.D	_	0,80	0,10	91,20	0,10	<L.D	_	<0,01	_	mg/L
Fruto	<L.D	_	<0,02	_	10,80	0,20	<L.D	_	<0,01	_	mg/L

Tabla 5. Concentración de metales pesados en *Lycopersicon esculentum* parcela Heliconia.

L.D= limite detectable, D.e= Desviación estándar

6.5. CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN *Phaseolus vulgaris* EN LA PARCELA DE HELICONIA

De acuerdo con los reportes entregados por el laboratorio GIEM la tabla 6 muestra las concentraciones de metales pesados detectadas en el control en la especie *Phaseolus vulgaris* en cada uno de sus órganos.

ÓRGANO	Metal										Unidades
	Cd	D.e	Cr	D.e	Ni	D.e	Pb	D.e	Hg	D.e	
Raíz	<L.D	–	<0,02	–	180,80	0,30	<L.D	–	<0,01	–	mg/L
Tallo	<L.D	–	<0,02	–	34,70	0,07	<L.D	–	<0,01	–	mg/L
Hoja	<L.D	–	<0,02	–	36,00	0,10	<L.D	–	<0,01	–	mg/L
Fruto	<L.D	–	<0,02	–	79,39	0,07	<L.D	–	<0,01	–	mg/L

Tabla 6. Concentración de metales pesados en *Phaseolus vulgaris* parcela Heliconia

L.D= limite detectable D.e= Desviación estándar

6.6. CONTENIDOS MÁXIMOS EN METALES PESADOS EN PRODUCTOS ALIMENTICIOS

De acuerdo con los resultados obtenidos de concentración de metales pesados en los frutos de las especies en estudio y con la revisión bibliográfica de la legislación de contenidos máximos de estos en alimentos, la normatividad que se empleara para la comparación de los niveles de metales pesados son la Rusa, la de Brasil y el Codex Alimentarium, ya que estas cuentan con información para los metales pesados encontrados y las especies en estudio. En la Tabla 7 se observan los contenidos máximos en las tres normas antes mencionadas.

Brasil					
Alimento	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb
cualquier alimento	1	0,1	0,01	5	0,5

Codex Alimentarium	
Alimento	Cr
Cualquier alimento	2,6

Rusia	
Alimento	Hg
Hortalizas, patata, sandía, melón, calabaza, frutas, bayas	0,02

Tabla 7. Normatividad de contenidos máximos de metales pesados, unidades mg/L

7. ANÁLISIS DE RESULTADOS

7.1. Parcela Moravia

Los resultados de los análisis físico-químicos del antroposol de Moravia, relacionados en la Tabla 2, muestran parámetros que influyen en gran medida en la biodisponibilidad de los metales pesados en estudio en la matriz suelo. Los valores de pH 7,28; CIC de 37,60 meq/100g; contenido de materia orgánica 4,64%; concentración de Fe y Mn de 132,1 y 23,1 mg/kg respectivamente, pudieron incidir en la absorción y bioacumulación de Hg y Cr y probablemente en la no biodisponibilidad de los demás metales analizados.

De acuerdo con los resultados observados del contenido de metales pesados en los órganos vegetales del tomate se puede establecer el siguiente orden de absorción, bioacumulación y la posible biodisponibilidad de estos metales en la parcela de Moravia: Cr>Hg>Ni>Pb=Cd. Esta relación se cumple en cada órgano de la especie. Por otra parte la secuencia para el frijol es similar a la del tomate exceptuando que la absorción de Ni en la raíz es mayor que la de Hg.

7.1.1. Absorción de Cr

La concentración más alta de Cr en tomate se encontró en la raíz. De acuerdo con James, 2002, citado por: Acevedo *et al.*, 2005, en las plantas generalmente se observa un contenido de Cr mayor en las raíces que en las hojas y tallos. Esto debido a que las raíces retienen la mayor parte de los metales absorbidos por las plantas y puede atribuirse a la formación de complejos entre ellos y grupos sulfhidrilo a nivel celular, lo cual resulta en menor transporte de los metales pesados a las partes aéreas (Hardiman, 1984; Singh *et al.*, 2004). Mientras que para el frijol la concentración más alta se bioacumuló en la hoja. El orden de bioacumulación de Cr en los órganos del tomate fue raíz>hoja>tallo>fruto y en el frijol hoja>raíz>tallo>fruto como se observa en la Figura 13.

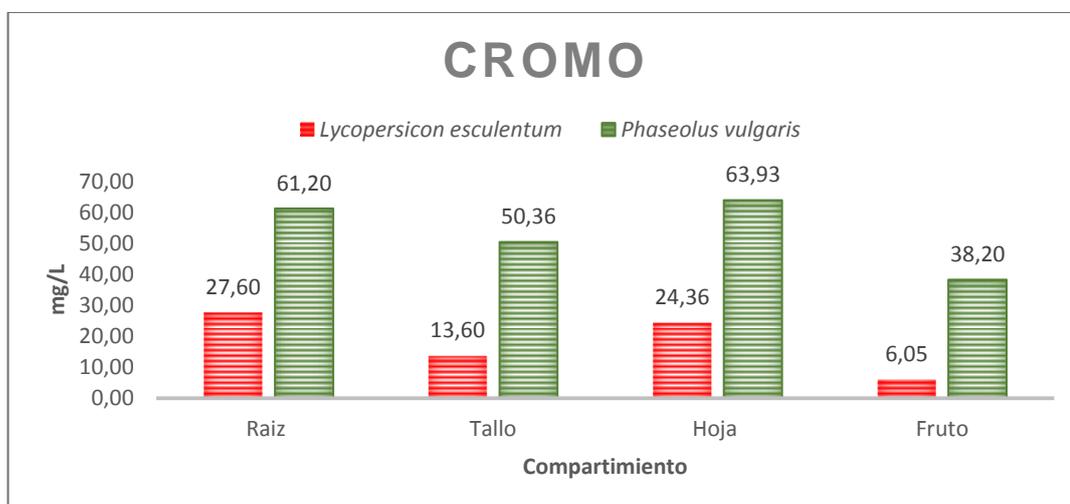


Figura 13. Concentración de Cr en las muestras *Lycopersicon esculentum* y *Phaseolus vulgaris*

De acuerdo con la Figura 13, el Cr fue translocado desde las raíces hasta los órganos aéreos en los cuales se bioacumulan concentraciones considerables del metal, en tallo de 13,60 y 50,36 mg/L para tomate y frijol respectivamente. En la hoja las concentraciones fueron 24,36 mg/L en tomate y 63,93 mg/L en frijol. Propiedades fisicoquímicas del suelo, como pH, CIC, COT y el contenido de arcilla, desempeñan papeles críticos en el control de la especiación, la movilidad y biodisponibilidad de Cr (Choppala *et al.*, 2013). Estas propiedades están interrelacionadas a menudo, lo que hace que sea difícil determinar cómo cada componente contribuye a la toxicidad del Cr y la acumulación en las plantas (Ding *et al.*, 2014). Pese a la acumulación de este metal en los distintos órganos de las especies sembradas, no se observaron síntomas de toxicidad en ninguna, teniendo en cuenta lo planteado por Peralta-Videa *et al.*, 2009.

Las concentraciones de Cr (total) en el las partes comestibles fueron 6,05 mg/L en tomate y 38,20 mg/L en frijol las cuales exceden 3 y 15 veces respectivamente el límite del Codex Alimentarium Commission (2006). Así mismo, los contenidos de este metal exceden el límite de la legislación brasilera 1 y 382 veces para tomate y frijol respectivamente. En la Figura 14 se muestra el contenido de Cr en fruto de las especies y el límite máximo permisible del metal por el Codex Alimentarium Commission (2,6 mg/L) y la legislación brasilera (0,1 mg/L) para vegetales comestibles.

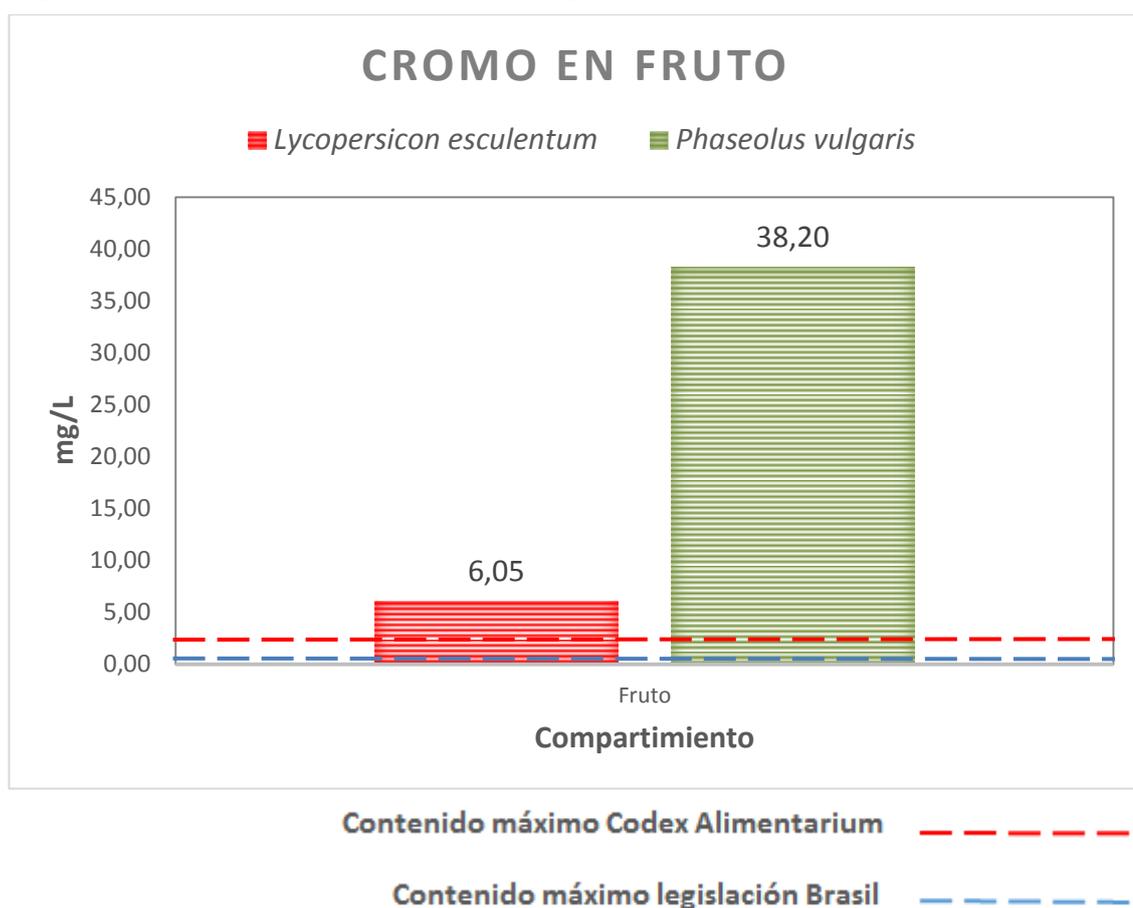


Figura 14. Comparación del contenido de Cr en los frutos de *Lycopersicon esculentum* y *Phaseolus vulgaris* con la legislación.

En cuanto a los riesgos para la salud, el Cr (VI) se considera como altamente tóxico y un carcinógeno humano potencial que tiene efectos perjudiciales sobre varios órganos y tejidos, donde se promueve la formación de especies de oxígeno reactivas que causan daño al ADN estomacal. (Peralta-Videa *et al.*, 2009). En seres humanos y animales expuestos a cromo (VI) en el agua potable se ha observado un aumento de tumores (ATSDR, 2008).

7.1.2. Absorción de Hg

La absorción de metales pesados por las plantas depende de factores tales como la especie y las propiedades del suelo (Sierra *et al.*, 2012). La absorción de Hg varió entre las dos especies de esta investigación. La mayor absorción y bioacumulación de este metal en el frijol se encontró en las raíces (0,1964 mg/L) y en menor concentración en tallo (0,188 mg/L), hojas (0,01 mg/L) y frutos (0,01 mg/L), (Figura 15). De acuerdo con Patra y Sharma, 2000, las raíces de las plantas por lo general actúan como barrera para la absorción de Hg, sin embargo se encontró una bioacumulación importante en el tallo del frijol lo cual pudo deberse a que una fracción relevante del metal se transloca a los órganos aéreos y se lleva principalmente a través del xilema de las plantas (Salt *et al.*, 1998). En el tomate, la mayor bioacumulación se obtuvo en el fruto con 0,199 mg/L y en menor proporción en los demás órganos. En la Figura 15 se observan las concentraciones de Hg en los órganos de tomate y frijol.

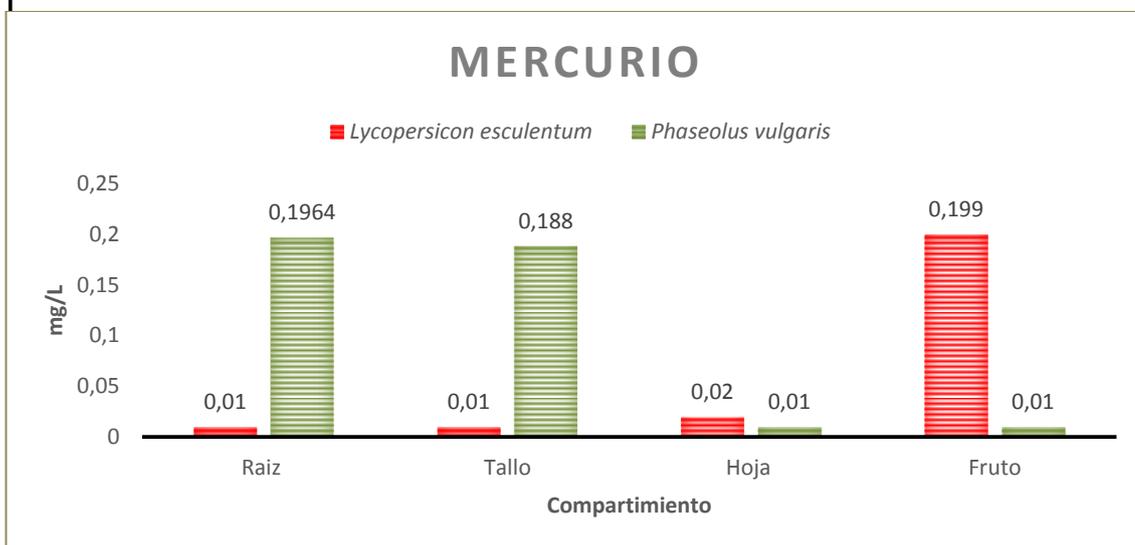


Figura 15. Concentración de Hg en las muestras *Lycopersicon esculentum* y *Phaseolus vulgaris*

En órganos comestibles los resultados fueron 0,199 y 0,01 mg/L para tomate y frijol respectivamente. El contenido de Hg en tomate superó ampliamente los límites del Codex Alimentarium y la legislación brasilera, sin embargo el frijol no superó los límites permisibles por estas normas (Figura 16). Además la concentración de Hg en fruto (0,01mg/L) concuerda con los datos examinados por la FAO y OMS 2011, que reportan la ocurrencia de Hg en diferentes

productos alimenticios analizados entre 1997 y 2009, encontrando que los niveles totales de este metal en alimentos, excepto los productos de pescados estaban en un rango de 0,0001 a 0,050 mg/L.

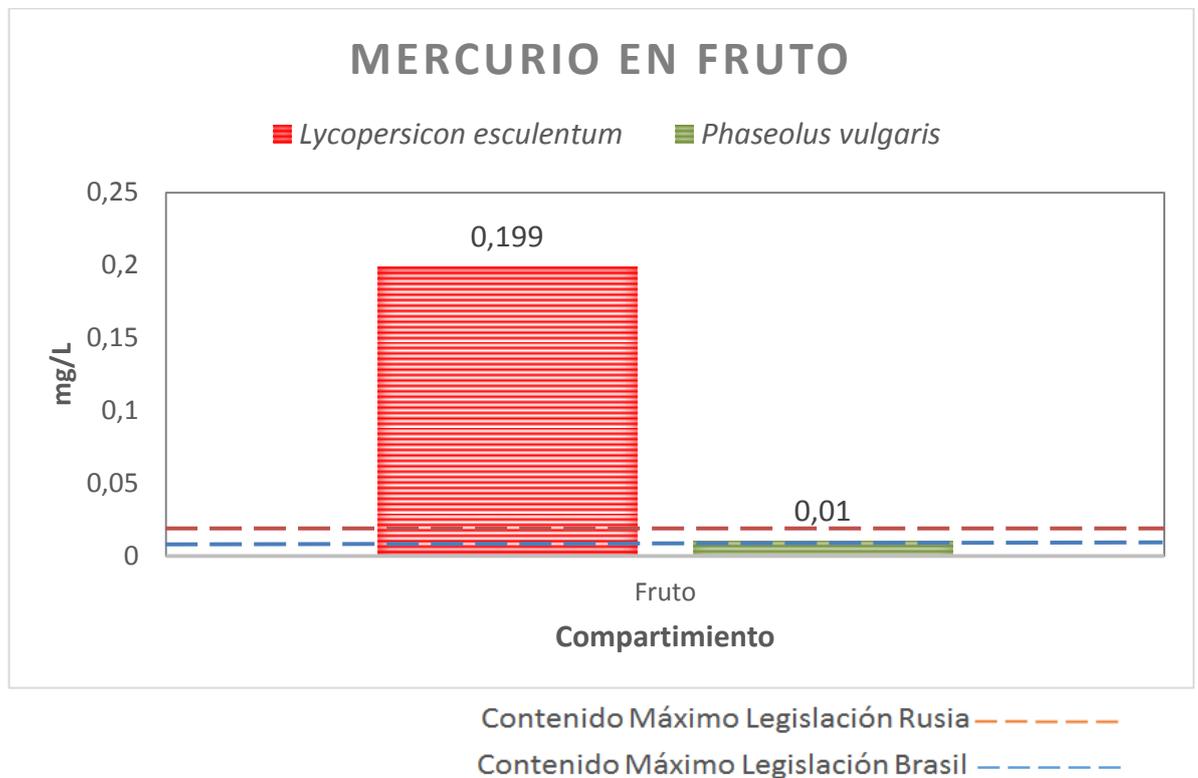


Figura 16. Comparación del contenido de Hg en los frutos de *Lycopersicon esculentum* y *Phaseolus vulgaris* con la legislación.

El mercurio Hg (0) Elemental cuando se ingiere de forma aguda o crónica tiene resultados en una amplia serie de síntomas perjudiciales. Puede causar Gastroenteritis cáustica por ingestión de sus sales inorgánicas. Así mismo, puede causar efectos crónicos como náusea, sabor metálico, gingivo-estomatitis, temblor, neurastenia, síndrome nefrótico; hipersensibilidad (enfermedad rosa). Además, la oxidación lipofílica de Hg (0) da como resultado su acumulación en el cerebro y el hígado (ATSDR, 1999).

El Hg Orgánico en forma de metil y etil-mercurio se abre paso en la cadena alimentaria a través del pescado y tiene graves impactos en la salud humana. Además, según la ATSDR el Mercurio ocupa el tercer lugar en la lista de CERCLA de sustancias en función del riesgo que representa para la morbilidad y la mortalidad humanas.

7.1.3. Absorción de Pb y Cd

Según la bibliografía revisada, unas de las posibles causas de la no absorción del Pb por parte de las plantas son las propiedades encontradas en el suelo, las cuales determinan la movilidad y biodisponibilidad de los metales. Por ejemplo, el pH para el suelo de Moravia fue de 7,28 que se encuentra dentro del rango de suelos neutros o alcalinos (pH 6,7-7,8) donde el Pb es poco móvil y biodisponible (Andrade *et al.*, 1985; Adriano, 1986, citado por Rábago, 2011). A estos pH el Pb tiende a coprecipitar como hidróxidos, fosfatos y carbonatos. La coprecipitación frecuentemente incluye minerales de la arcilla, oxihidróxidos de Fe, Al y Mn y calcita, siendo el Fe y Mn los que realizan una mayor precipitación del Pb junto con la materia orgánica (Reyes y Barreto, 2010). Según la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 los contenidos de Mn (23,1 mg/Kg), Fe (132,1 mg/Kg) y materia orgánica (4,64%) en el "morro" de Moravia son altos para un suelo y es posible que por estas concentraciones los metales pesados puedan quedar adsorbidos en los oxihidróxidos en forma tan estable, que es un proceso casi irreversible (Covelo *et al.*, 2007a).

El Cd es un metal móvil en los suelos, aunque son las características edáficas las que pueden determinar, fundamentalmente, su mayor o menor movilidad y biodisponibilidad. Es relativamente móvil en suelos con pH entre 4,5 y 5,5 mientras que en suelos alcalinos es menos móvil (Hermle *et al.*, 2006). Según Rábago, 2011, el pH 7 es el factor que determina la elevada capacidad de amortiguación de la contaminación del Cd en el suelo, por lo cual no queda disponible para la absorción por parte de las plantas. Estudios de Covelo *et al.*, 2007b, revelan que existe una correlación positiva entre el contenido de materia orgánica y la biodisponibilidad de Cd en el suelo, ya que los complejos que forma el metal con la materia orgánica son muy estables. Así mismo factores externos tales como la concentración de Fe pueden reducir la absorción de Cd (Peralta-Videa *et al.*, 2009). Por consiguiente los valores de Fe, pH y materia orgánica anteriormente mencionados afectan también la absorción de Cd por parte de las especies cultivadas en la parcela de Moravia.

7.1.4. Absorción de Ni

La absorción y bioacumulación de Ni se observó en mayor concentración en la raíz de frijol (3,64 mg/L) y en menor cantidad en hoja de las dos especies (0,003mg/L), lo cual concuerda con lo expuesto por Moral *et al.*, 1994; Corinne *et al.*, 2006 citado por: Prieto *et al.*, 2009, que el Ni puede llegar a ser menos adsorbido y quedar biodisponible para una fácil absorción por las plantas, siendo un elemento móvil en los tejidos de estas y bioacumularse preferiblemente en las hojas y en las raíces.

También hay estudios que demuestran que el Ni en plantas de trigo se inmoviliza en las células de la raíz lo cual es una estrategia de exclusión para evitar el transporte a otras partes de la planta (WANG *et al.*, 2005).

7.2. Parcela Heliconia (control)

Los reportes obtenidos en los análisis de metales pesados realizados a las especies *Lycopersicon esculentum* y *Phaseolus vulgaris* evidencian gran diferencia en cuanto a la absorción de estos metales por parte de las mismas especies cultivadas en el “morro” de Moravia. Se establece un orden de absorción de acuerdo a la acumulación que tuvo cada metal el cual se cumple para las dos especies, Ni>Cr>Hg>Pb=Cd. Este orden difiere del obtenido en la parcela Moravia. Al compararse cada metal estudiado en las dos parcelas se observa mayor absorción de metales en los frutos de la parcela Moravia, sin embargo esto no sucedió con el Ni, ya que se encontró una acumulación de 10,8 mg/L y 79,39 mg/L para frijol y tomate respectivamente.

La absorción de Ni fue mucho mayor que la obtenida en la parcela Moravia, lo cual no era de esperarse, debido a que se contaba con suelo apto para cultivos. Esto genera una serie de hipótesis sobre la razón por la cual se obtuvo esta concentración. Es posible que la aplicación de biosólidos extraídos de la PTAR San Fernando de la ciudad de Medellín, con los cuales se están haciendo una serie de estudios en esta zona, haya influido en la biodisponibilidad del Ni para las plantas, sin embargo, es importante destacar que en las eras construidas para la siembra de frijol y tomate no se aplicó estos biosólidos. Probablemente el metal llegó hasta la zona de los cultivos por escorrentía, no obstante se requiere un estudio más a fondo sobre la movilidad de los metales en este sitio.

En cuanto al Cr se observó una menor absorción en los frutos de la parcela Heliconia que en los obtenidos en la parcela Moravia, con 0,02 mg/L para ambas especies, como se muestra en las Figuras 17 y 18, en la que se compara la absorción de Cr en los órganos de las plantas sembradas en las dos parcelas. El análisis de varianza ANOVA, Tabla 8, mostró que existe diferencia significativa en los niveles de absorción de Cr en frijol, entre la parcela Moravia y el control. Este análisis se realizó con un $\alpha=0,05$. La comparación entre la absorción de Cr en tomate con el control, el ANOVA no arrojó diferencia significativa pero en la bioacumulación del fruto si se observa una diferencia entre Moravia y el control.

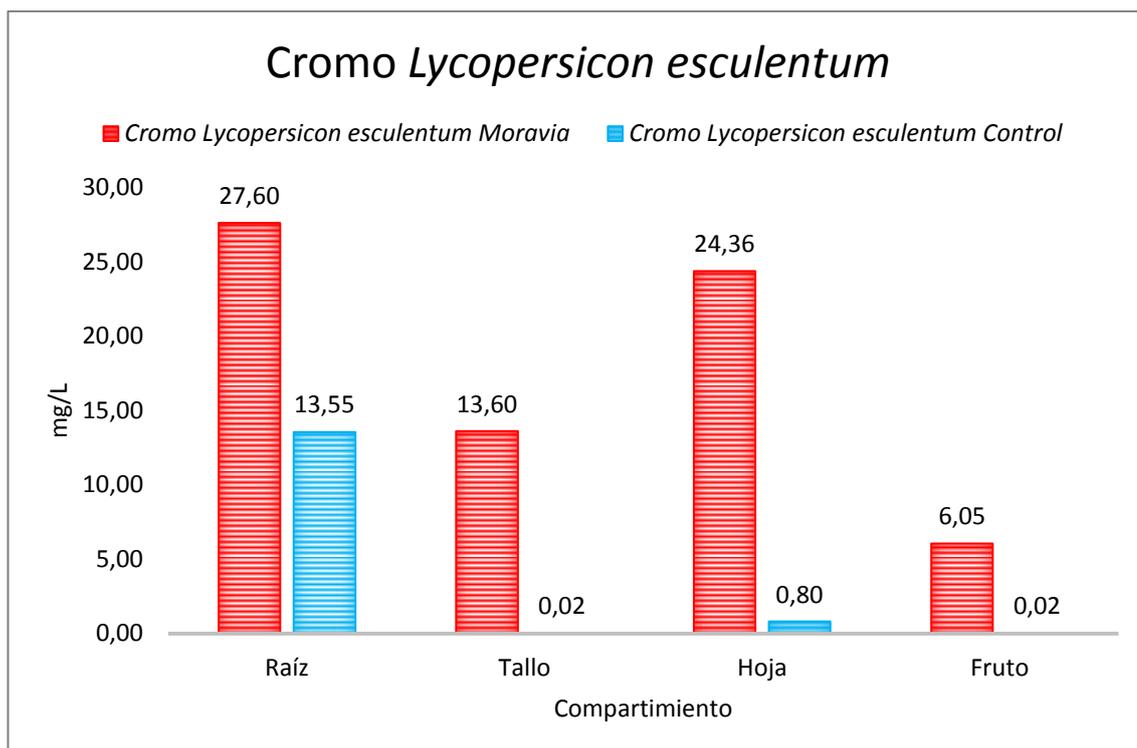


Figura 17. Comparación de la absorción de Cr en *Lycopersicon esculentum* en la Parcela Moravia y el Control.

ANÁLISIS DE VARIANZA						
Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	5703,65401	1	5703,654013	83,0628267	9,80626E-05	5,987377607
Dentro de los grupos	412,000475	6	68,66674583			
Total	6115,65449	7				

Tabla 8. ANOVA para bioacumulación de Cr en *Phaseolus vulgaris*, control - Moravia

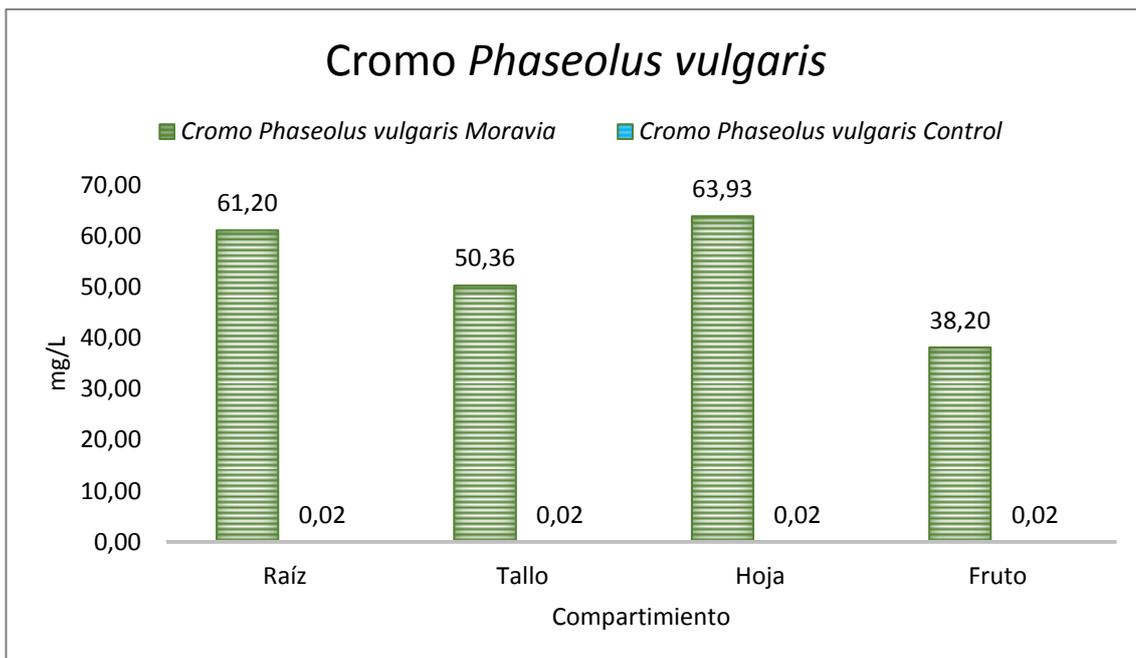


Figura 18. Comparación de la absorción de Cr en *Phaseolus vulgaris* en la Parcela Moravia y el Control.

Los datos de absorción de Hg no variaron en la parcela Control. Se obtuvo una concentración $<0,01$ mg/L para todos los órganos de las dos especies. No obstante, el análisis de varianza no reporta diferencia significativa en las concentraciones de este metal en las dos parcelas (Anexo A). En las Figuras 19 y 20 se muestra las comparaciones de la absorción de Hg entre las especies y las parcelas en estudio.

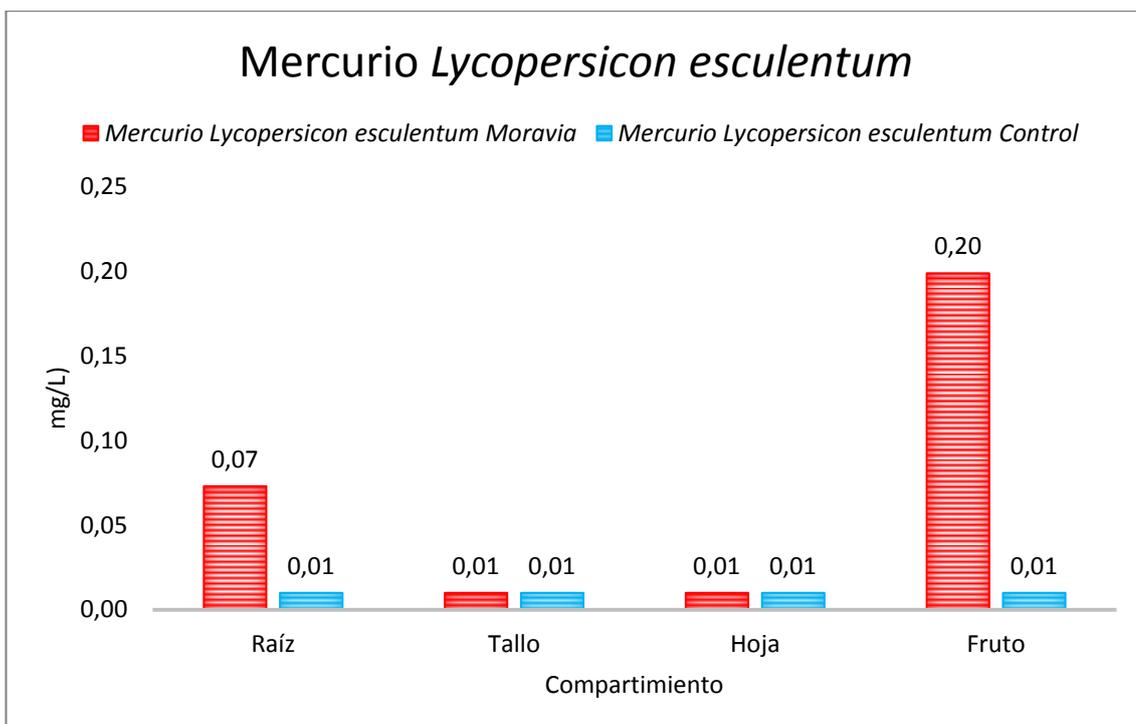


Figura 19. Comparación de la absorción de Hg en *Lycopersicon esculentum* en la Parcela Moravia y el Control.

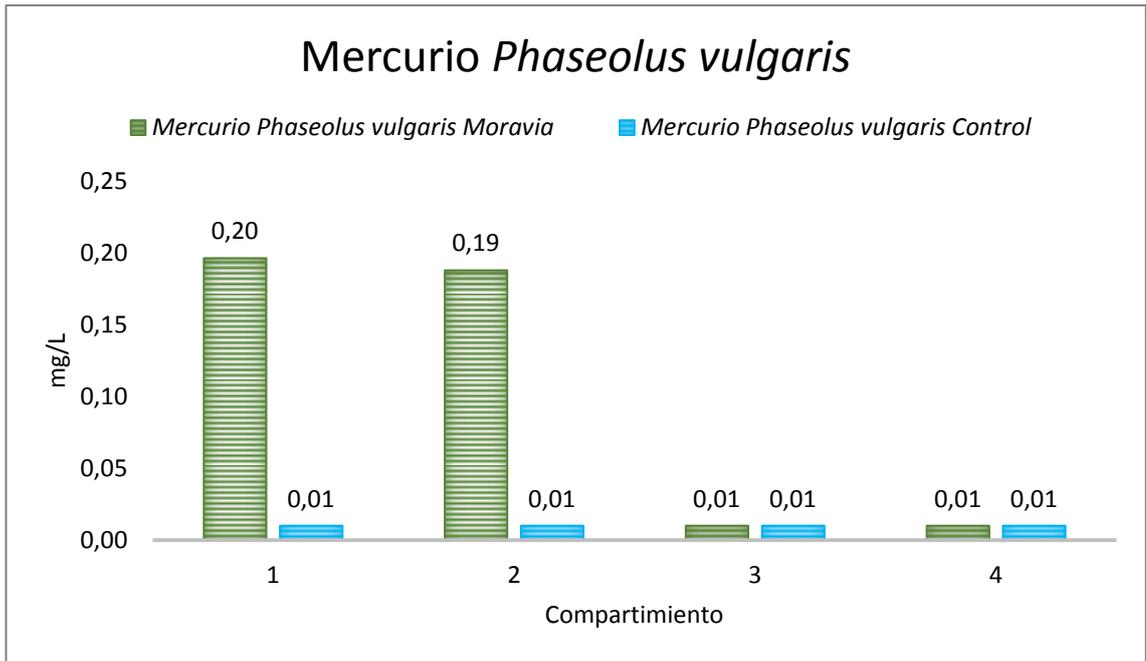


Figura 20. Comparación de la absorción de Hg en *Phaseolus vulgaris* en la Parcela Moravia y el Control.

8. CONCLUSIONES

- En el “Morro” de Moravia las especies *Lycopersicon esculentum* y *Phaseolus vulgaris* presentaron una bioacumulación significativa de Cr y Hg en sus órganos vegetales (raíz, hoja, tallo y fruto) que superan los límites permisivos por las normatividades del Codex Alimentarium y la legislación brasilera lo cual demuestra el riesgo al que están expuestos los consumidores de estos productos cultivados en Moravia.
- Las especies *Lycopersicon esculentum* y *Phaseolus vulgaris* mostraron la mayor bioacumulación de Cr en raíz y hoja, lo cual demuestra que las plantas incorporan y acumulan xenobióticos preferiblemente en estas compartimientos
- Las especies estudiadas presentaron tolerancia al Cr y Hg al no evidenciarse síntomas de toxicidad durante el desarrollo las plantas.
- Las diferencias entre los resultados obtenidos en parcela Moravia y el control en Heliconia Antioquia, demuestran mayor biodisponibilidad de Cr y Hg en Moravia.
- La no bioacumulación de Pb y Cd, presentes en el antroposol del “Morro” de Moravia, por parte de las especies en estudio, muestra que probablemente los parámetros geoedáficos del “Morro” intervienen activamente en la inmovilización de estos metales pesados
- Las dos especies presentaron concentración de Ni, el cual tiende a bioacumularse en las raíces y hojas, pero no fue transportado a los frutos de las especies.
- Una de las posibles soluciones para evitar la biodisponibilidad de Cr y Hg en el antroposol del “Morro” de Moravia y la bioacumulación en las especies de consumo humano, son los mecanismos de quelación relacionados con los parámetros geoedáficos, que intervienen activamente en la retención de estos metales pesados.

9. RECOMENDACIONES

- Desarrollar una investigación con réplicas de parcelas de estudio, para tener un mayor conocimiento del comportamiento de los metales pesados, en la heterogeneidad de suelos presentes en el “morro” de Moravia.
- Realizar un estudio de especiación de los metales pesados bioacumulados por las plantas en estudio, para diferenciar en que formas químicas se encuentran y determinar su respectivo riesgo en la posible biomagnificación en la cadena trófica.
- Determinar la interacción entre los parámetros geoedáficos, microorganismos (rizósfera) y especies vegetales, que influyen en la biodisponibilidad de los metales pesados en la matriz suelo en el “morro” de Moravia.
- Investigar que mecanismo de quelación, de acuerdo a los parámetros geoedáficos y los metales pesados, es el más viable implementar para disminuir la biodisponibilidad de estos para las plantas.
- Realizar un estudio de riesgo toxicológico en personas que hayan consumido los productos cultivados en el “morro” Moravia y evaluar su estado de salud.

BIBLIOGRAFÍA

ABOLLINO, Ornella, ACETO, Maurizio, MALANDRINO, Mery, MENTASTI, Edoardo, SARZANI, Corrado, BARBERIS, Renzo. Distribution and mobility of metals in contaminated sites. Chemometric investigation of pollutant profiles. En: Environmental Pollution. 2002; 119; p 177-193.

ACEVEDO, Edmundo, CARRASCO, Adriana, LEÓN, Olga, MARTÍNEZ, Eduardo, SILVA, Paola, CASTILLO, Gabriela, AHUMADA, Inés, BORIE, Gilda, GONZÁLES, Sergio. Criterios de calidad de suelo agrícola. Gobierno de Chile, Ministerio de Agricultura. Marzo 2005.

ACOSTA, A., Marcos. DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL VALLE DEL MEZQUITAL, HGO. Trabajo de grado para optar al título de Licenciado en Biología. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Licenciatura en Biología. Hidalgo. Septiembre 2007, 101 p.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). División de toxicología y medicina ambiental toxFAQs™. Chromium. CAS # 7440-47-3. Septiembre 2009.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). División de toxicología y medicina ambiental toxFAQs™. TOXICOLOGICAL PROFILE FOR MERCURY. March 1999.

ARIAS, J.H., JARAMILLO, M.; RENGIFO, T. Manual: Buenas Prácticas Agrícolas, en la Producción de Fríjol Voluble. (2007).

BANAT, K., HOWARI, F.M., AL-HAMAD, A.A. Heavy metals in urban soils of central Jordan: Should we worry about their environmental risks? En: Environmental Research. 2005; 97; p 258-273.

CABRERA, C., REYES, C. Guía técnica para el manejo de variedades de fríjol. Centro Nacional de Tecnología Agropecuaria y Forestal. 2008.

CARRASCO, Adriana, LEÓN, Olga, ACEVEDO, Edmundo. Metales Pesados y Biodisponibilidad. X Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas. <http://www.xcncs.uchile.cl/poster%20XCNCS/85.%20Poster%20Biodisponibilidad-A.Carrasco-et%20al-2005.pdf>.

CASAS, J., SORDO, J. (Eds). 2006. Lead Chemistry, Analytical Aspects, Environmental impact and Health Effects. Elsevier, Reino Unido. 367 pp.

CHOPPALA Girish, BOLAN Manti, PARK Jin Hee. Chapter Two Chromium Contamination and Its Risk Management in Complex Environmental Settings. En: Advances in Agronomy. 2013; 120; p 129–172

COVELO, E.F., VEGA, F.A., ANDRADE, M.L. Competitive sorption and desorption of heavy metals by individual soil components. En: Journal of Hazardous Materials, 2007a; 140; p 308-315.

COVELO, E.F., VEGA, F.A., ANDRADE, M.L. Simultaneous sorption and desorption of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in acid soils: II. Soil ranking and influence of soil characteristics. En: Journal of Hazardous Materials. August 2007b; 147; p 862-870.

DHAL, B., DAS, N., THATOI, H., PANDEY, B. Characterizing toxic Cr(VI) contamination in chromite mine overburden dump and its bacterial remediation. En: Journal of Hazardous Materials. 260 (2013) 141–149p.

DIEZ, Francisco. Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: Evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas. Trabajo de grado para optar al título de doctorado en Biología. Universidad de Santiago de Compostela, Departamento de Edafología y Química Agrícola. Santiago de Compostela, Julio 2006, 336p.

FAO, OMS. Evaluation of Certain Contaminants in Food. En: Seventy- report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. 2011.

GALÁN, Emilio, ROMERO, Antonio. Contaminación de Suelos por Metales Pesados. En: Revista de la sociedad española de mineralogía. Conferencia invitada macla 10 (2008), 48-60 p.

GARCIA, Diana. Efectos fisiológicos y comportamiento radicular en plantas de *Zea mays L.* expuestas a la toxicidad por plomo. Trabajo de grado para optar al título de doctorado en Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Barcelona, Facultad de Ciencias, Laboratorio de fisiología vegetal, Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Barcelona, julio 2006, 131p.

GARCIA, I., DORRONSORO, C. Contaminación por metales pesados. En: Tecnología de suelos. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. <http://edafologia.urg.es>.

GRATÃO, Priscila L., MONTEIRO, Carolina C., CARVALHO, Rogério F., TEZOTTOC, Tiago, PIOTTO, Fernando A., PERES, Lázaro E.P., AZEVEDO, Ricardo A. Biochemical dissection of diageotropica and Never ripe tomato mutants to Cd-stressful conditions. En: Plant Physiology and Biochemistry. April 2012; 56; p 76-96.

GUALAB, Sebastián D., VEGA, Flora A., COVELO, Emma F. The dynamics of heavy metals in plant–soil interactions. En: Ecological Modelling. December 2010; 221; p 1148–1152.

GUALAB, Sebastián D., VEGA, Flora A., COVELO, Emma F. Heavy metal concentrations in plants and different harvestable parts: A soil-plant equilibrium model. En: Environmental Pollution. April 2010; 158; p 2659-2663.

HARDIMAN, R. T., JACOBY B., and BANIN A. Factors effecting the distribution of cadmium, copper and lead and their affect yield and zinc content in bush beans (*Phaseolus vulgaris* L.). EN: Plant and Soil. 1984; 81; p 17- 27.

HERMLE, S., GÜNTHARDT-GOERG, M., SCHULIN, R. Effects of metal-contaminated soil on the performance of young trees growing in model ecosystems under field conditions. En: Environmental Pollution. 2006; 144; p 703-714.

JARAMILLO, J.; RODRÍGUEZ, V. P.; GUZMÁN, M.; ZAPATA. M.; RENGIFO, T. Manual Técnico: Buenas Prácticas Agrícolas en la Producción de Tomate Bajo Condiciones Protegidas. (2007). p 55.

MARTÍNEZ, Genny R., PALACIO, Carolina. Determinación de metales pesados cadmio y plomo en suelos y granos de cacao frescos y fermentados, mediante espectroscopia de absorción atómica de llama. Trabajo de grado para optar al título de Química. Universidad Industrial de Santander. Facultad de Ciencias. Escuela de Química. Bucaramanga, 2010, 98p.

MARTÍNEZ R., Luis Manuel, MEZA R., Demetrio., Aguirre A., Ángel, CORZA C., Josué. Impacto de Metales Pesados en el Ecosistema Acuático del Río Ayuquila. Universidad de Guadalajara. Departamento de Ecología y Recursos Naturales. Autlán de Navarro, Jalisco. Octubre.2008. 24 p.

MIRANDA, Diego, CARRANZA, Carlos, ROJAS, Carlos A., JEREZ, Carlos M., FISCHER, Gerhard, ZURIETA, Jorge. Acumulación de metales pesados en suelos y plantas de cuatro cultivos hortícolas, regados con el agua del río Bogotá. En: revista colombiana de ciencias hortícolas. 2008; 2; p 180-191.

Ministerio del Medio Ambiente. 2002. Saneamiento y cierre de botaderos a cielo abierto: guía ambiental / Colombia. Ministerio del Medio Ambiente. Consultado en línea: http://www.minambiente.gov.co/documentos/Rellenos_Sanitarios.pdf, Enero 2014.

Ministerio de Minas y Energía, (UPME) unidad de planeación minero energética. Plan nacional para el desarrollo minero visión al año 2019. Bogotá 2006.

MONRADES, Hernán. MANUAL DE CULTIVO DE TOMATE (*Lycopersicon esculentum* Mill.). Facultad de ciencias agronómicas Universidad de Chile. Consultado en línea: http://www.cepoc.uchile.cl/pdf/Manua_Cultivo_tomate.pdf, enero 2014.

MONTOYA, Jorge I, CUESTA, Oihana, FLECHA Oscar, ANDAVERT Daniel, GALLEGOS, Ángel, MORATÓ, Jordi. Moravia como ejemplo de transformación de áreas urbanas degradadas: tecnologías apropiadas para la restauración integral de cuencas hidrográficas. En: NOVA - publicación científica en ciencias biomédicas. Enero- junio 2011; 9(15); p 39-49.

MORENO, María. Desarrollo de métodos analíticos para especiación de mercurio y su aplicación a la comarca de Almadén. Tesis doctoral (Doctor en Química). Universidad De Castilla -La Mancha. Departamento de Química Analítica y Tecnología de Alimentos. Facultad de Ciencias del Medio Ambiente. Toledo, 2009, 413p.

National Research Council. 2003. Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments: Processes, Tools, and Applications. National Academy Press, Washington, USA. p 432

OVEČKA, M., TAKÁČ T. Managing heavy metal toxicity stress in plants: Biological and biotechnological tools. En: Biotechnology Advances. December 2014; 32; p 73–86.

PATRA, Manomita, SHARMA, Archana. Mercury toxicity in plants. En: The Botanical Review. July- September 2000; 66(3); p 379-422.

PERALTA-VIDEA José R., LOPEZ Martha Laura, NARAYAN Mahesh, Geoffrey SAUPE, Jorge GARDEA-TORRESDEY. The biochemistry of the uptake of heavy metals from the environment by plants: Implications for the Food Chain. En: The International Journal of Biochemistry & Cell Biology. Agosto 2009; 41; p 1665–1677.

PERIS M, Mónica. Estudio de metales pesados en suelos bajo cultivos hortícolas de la provincia de Castellón. Tesis Doctoral. Universitat de València. Departament de Biologia Vegetal. Valencia, España, Noviembre 2005, 436p.

PRIETO, Judith., GONZALES R., César A., ROMAN G., Alma D., PRIETO G., Francisco. Plant contamination and phytotoxicity due to heavy metals from soil and water. En: Tropical and Subtropical Agroecosystem. 2009; 10; p 29-44.

RÁBAGO, J., Isaura. Capacidad de amortiguación de la contaminación por plomo y por cadmio en suelos de la comunidad de Madrid. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Farmacia, Departamento de Edafología. Madrid 2011, 285 p.

REYES, Maritza, BARRETO, Luis. Efecto de la materia orgánica en la retención de contaminantes. En: Revista Épsilon, enero-junio 2011; 16; p 31-45.

SALT, E. SMITH, R.D., RASKIN I. Phytoremediation. En: Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology. 1998; 49; p 643–668.

SIERRA, M, RODRIGUEZ, J, MILLAN, R. Impact of the lavender rhizosphere on the mercury uptake in field conditions. En: Chemosphere. November 2012; 89(11); p 1457-1466.

SHANKER, Arun, CERVANTES, Carlos, LOZA-TAVERA, Herminia, AVUDAINAYAGAM, S. Chromium toxicity in plants. En: Environment International. 31 (2005) 739 – 753p.

SHRADDHA, S, SINHA, S, SAXENA, R, PANDEY, K, BHATT, K. Translocation of metals and its effects in the tomato plants grown on various amendments of tannery waste: evidence for involvement of antioxidants. En: Chemosphere. October 2004; 57; p 91-99.

SINGH, Sarita, SINHA, Sarita, MALLICK, Shaker, KUMAR, Rohit, BASANT, Ankita, KUMAR, Amit. Uptake and translocation of metals in *Spinacia oleracea* L. grown on tannery sludge-amended and contaminated soils: Effect on lipid peroxidation, morpho-anatomical changes and antioxidants. En: Chemosphere. Febrero 2007; 67; p 167-187.

SOLANGE, María. Contaminación por metales pesados en el botadero de basuras de Moravia en Medellín: transferencia a flora y fauna y evaluación del potencial fitorremediador de especies nativas e introducidas. Trabajo de grado para optar al título de doctorado en Ciencias Biológicas. Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Programa de Posgrado, Departamento de Química. Bogotá D.C, Julio 2010, 164p.

SPAIN, A. Implications of Microbial Heavy Metals Tolerance in the Environment. En: Reviews In Undergraduate Research. 2003: 2; p1-6.

WANG, Shengli, NAN, Zhongren, LIU, Xiaowen, LI, Yuan, QIN, Song, DING, Haixia. Accumulation and bioavailability of copper and nickel in wheat plants grown in contaminated soils from the oasis, northwest China. En: Geoderma. September 2005; 152; p 290-295.

World Health Organization, Regional Office for Europe. Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution. Copenhagen, Denmark. 2007.

ANEXOS

ANEXO A. Tablas de análisis de varianza (ANOVA)

RESUMEN				
<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
Frijol Hg	4	0,4044	0,1011	0,011077373
Control	4	0,04	0,01	0

ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0,01659842	1	0,01659842	2,996815129	0,134145	5,987377607
Dentro de los grupos	0,03323212	6	0,00553869			
Total	0,04983054	7				

RESUMEN				
<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
Tomate Hg	4	0,292	0,073	0,007938
Control	4	0,04	0,01	0

ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0,007938	1	0,007938	2	0,20703125	5,987377607
Dentro de los grupos	0,023814	6	0,003969			
Total	0,031752	7				

RESUMEN				
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Tomate Cr	4	71,61	17,9025	98,24469167
Control	4	14,39	3,5975	44,158425

ANÁLISIS DE VARIANZA						
Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	409,26605	1	409,26605	5,747992875	0,053476944	5,987377607
Dentro de los grupos	427,20935	6	71,20155833			
Total	836,4754	7				

RESUMEN				
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Tomate Hg	4	0,292	0,073	0,007938
Frijol Hg	4	0,4044	0,1011	0,011077373

ANÁLISIS DE VARIANZA						
Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	0,0015792	1	0,00157922	0,16609929	0,69774465	5,98737761
Dentro de los grupos	0,0570461	6	0,00950769			
Total	0,0586253	7				

RESUMEN				
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Tomate Cr	4	71,61	17,9025	98,2446917
Frijol Cr	4	213,69	53,4225	137,333492

ANÁLISIS DE VARIANZA						
Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	2523,3408	1	2523,3408	21,422534	0,00358351	5,987377607
Dentro de los grupos	706,7345	6	117,789092			
Total	3230,075	7				

