

**CONTAMINACION POR METALES PESADOS EN EL BOTADERO DE
BASURAS DE MORAVIA EN MEDELLIN: TRANSFERENCIA A FLORA Y
FAUNA Y EVALUACION DEL POTENCIAL FITORREMIADOR DE
ESPECIES NATIVAS E INTRODUCIDAS**



MARIA SOLANGE SANCHEZ PINZON

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE CIENCIAS
PROGRAMA DE POSGRADO
DEPARTAMENTO DE QUIMICA
GIBUJ

Bogotá, D.C. Julio de 2010

**CONTAMINACION POR METALES PESADOS EN EL BOTADERO DE
BASURAS DE MORAVIA EN MEDELLIN: TRANSFERENCIA A FLORA Y
FAUNA Y EVALUACION DEL POTENCIAL FITORREMEDIAADOR DE
ESPECIES NATIVAS E INTRODUCIDAS**

TRABAJO DE GRADO

Presentado como requisito parcial para optar al título de
DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLOGICAS

MARIA SOLANGE SANCHEZ PINZON

Director

RUBEN DARIO TORRENEGRA

Químico

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

FACULTAD DE CIENCIAS

PROGRAMA DE POSGRADO

DEPARTAMENTO DE QUIMICA

GIBUJ

Bogotá, D.C. Julio de 2010

**CONTAMINACION POR METALES PESADOS EN EL BOTADERO DE
BASURAS DE MORAVIA EN MEDELLIN: TRANSFERENCIA A FLORA Y
FAUNA Y EVALUACION DEL POTENCIAL FITORREMEDIAADOR DE
ESPECIES NATIVAS E INTRODUCIDAS**

MARIA SOLANGE SANCHEZ PINZON

APROBADO

Dr. MANUEL FRANCO
Director de Posgrados
Facultad de Ciencias

Dra. INGRID SCHULER
Decana Académica
Facultad de Ciencias

NOTA DE ACEPTACION

Firma del Presidente del Jurado

Firma del Jurado

Firma del Jurado

Firma del Jurado

Firma del Director de la tesis

Bogotá, Julio de 2009

AGRADECIMIENTOS

Mis sinceros agradecimientos para....

Los miembros del jurado: Claudia Ximena Moreno, Inés Toro Suárez, Nelson Walter Osorio, Henry Córdoba y Jorge Robles, por sus importantes sugerencias y correcciones a la versión previa de este documento.

Las entidades municipales en Medellín: Área Metropolitana del Valle del Aburra, y la Empresa de Desarrollo Urbano EDU, por financiar este proyecto

Rubén Darío Torrenegra, Químico Universidad Javeriana, por su apoyo desde mi ingreso a la Universidad Javeriana, y la confianza que siempre ha puesto en mí

Rolando Barahona Rosales, Ph.D. (Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín), por su inagotable tarea en la formación de profesionales éticos, capaces e inagotables... como el mismo

Hernán Martínez, Ph.D. (Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín), por su destreza y dedicación para el proyecto en Moravia y el gran apoyo que nos ha brindado en todo este tiempo

Claudia Ximena Moreno, Ph.D. (Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín), por su invaluable amistad y apoyo durante gran parte de mi vida

Mi grupo de trabajo, Claudia Eugenia Salazar, Ing. Ambiental; Catalina Arroyave y Alejandra Bedoya, Biólogas, por su dedicación, esfuerzo y amistad, imprescindibles motivadoras en nuestras largas y extenuantes jornadas de trabajo

Lina Sabogal, Laura García y María Isabel García por su ayuda en el proyecto de Moravia

Ángel María Giraldo, Ph.D. (Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín), por su constante colaboración en el proyecto

Gustavo Peñuela, Ph.D. (Universidad de Antioquia), por sus valiosos aportes a la metodología y ejecución de los análisis de metales pesados

A Juliana Zuluaga y Germán Gómez, por su pronta colaboración en el laboratorio

A la Sra. Mary Rojas, habitante del Morro de Moravia, por compartir con nosotros su pensamiento, y por entregar tanto de ella misma a la comunidad

A todo el equipo técnico del proyecto de Moravia

A todos mis amigos... por el ánimo que me dieron para terminar este gran proyecto....

A Dios, por el orden, la ciencia, la sabiduría y la libertad

A la líder de mi banda, mi mami...

A mi gondito... la causa más importante en todos mis grandes propósitos

A Santiago, Isabela y Sammy, mis razones, mis alegrías, mis justificaciones

A mi familia, por su continuo sacrificio

A mis amigos por darme calor y brillo

“Los criterios expuestos, las opiniones expresadas y las conclusiones anotadas son de responsabilidad del autor, y no comprometen en nada a la Pontificia Universidad Javeriana” (Artículo 9.18 Del Reglamento de trabajos de grado y de Investigación, Agosto de 1989)

Tabla de contenido

<i>Resumen</i>	1
<i>Abstract</i>	3
<i>Introducción</i>	5
<i>1. Antecedentes bibliográficos</i>	10
1.1 Problemática general de los residuos y los lugares para su disposición final	10
1.2 Procesos de descomposición de los residuos en los botaderos y rellenos sanitarios	11
1.3 Metales pesados	13
1.3.1 Mercurio	14
1.3.2 Plomo	17
1.3.3 Cromo	18
1.3.4 Cadmio	20
1.3.5 Níquel	21
1.3.6 Biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo	22
<i>Absorción en plantas</i>	22
1.3.7 Bioacumulación, bioconcentración, y biomagnificación de metales pesados	25
1.3.8 Cuantificación de metales pesados mediante espectrometría de absorción atómica	26
1.3.9 Límites permitidos de acuerdo a la literatura y normatividad de algunos países	27
1.4 Procesos de restauración de ambientes intervenidos	28
1.4.1 Caracterización de la fauna y la flora	29
1.4.2 Revegetación espontánea y dirigida	30
1.4.3 Fitorremediación	31
1.4.4 Familias, géneros y especies vegetales identificadas por su potencial fitorremediador	33
1.5 Condiciones del botadero de basuras de Moravia	36
1.5.1 Localización y características físicas	36
1.5.2 Historia	38
<i>2. Caracterización florística y evaluación del contenido de metales pesados en la matriz de residuos y la flora en el Morro de basuras de Moravia en Medellín, Colombia</i>	40
2.1 Introducción	40
2.2 Objetivos	41
2.2.1 Objetivo general	41
2.2.2 Objetivos específicos	41
2.3 Materiales y Métodos.	42
2.3.1 Caracterización florística	42
2.3.2 Determinación de metales pesados en la matriz de residuos y en el material vegetal	44
2.3.3 Determinación de la textura, capacidad de intercambio catiónico, contenido de materia orgánica y pH de la matriz de residuos en lotes del Cerro de basuras de Moravia	46
2.3.4 Cálculo de Factores de bioconcentración	47
2.4 Resultados	48
2.4.1 Composición florística	48
2.4.2 Cobertura y producción de materia seca de las especies herbáceas y arbustivas	50

2.4.3 Textura, Contenido de materia orgánica, Capacidad de intercambio catiónico y pH en la matriz de residuos del cerro de basuras de Moravia	53
2.4.4 Contenido de metales en la matriz de residuos	54
2.4.5 Contenido de metales pesados en plantas.	58
2.4.6 Factores de Bioconcentración	62
2.5. Discusión	63
2.5.1 Caracterización florística	63
2.5.2 Contaminación por metales pesados en la matriz de residuos semidegradados	65
2.6 Conclusiones	70
<i>3. Estudio preliminar de la fauna en el Morro de basuras de Moravia y transferencia de metales pesados en artrópodos y roedores</i>	<i>73</i>
3.1 Introducción	73
3.2 Objetivos	75
3.3 Materiales y métodos	75
3.3.1 Muestreo de Artrópodos	75
<i>Figura 3: Trampas de caída Pitfall para la captura de artrópodos</i>	<i>76</i>
3.3.2 Muestreo de pequeños mamíferos no voladores	77
3.4 Resultados	78
<i>Tabla 9: Insectos identificados provenientes del Morro de basuras de Moravia</i>	<i>79</i>
3.4.1 Muestreo de mamíferos no voladores	82
3.4.2 Contenido de metales en tejido animal	83
3.5 Discusión	84
3.6 Conclusiones	87
<i>4. Evaluación del crecimiento y absorción de metales pesados de cuatro especies vegetales en el Morro de basuras de Moravia, Medellín-Antioquia</i>	<i>89</i>
4.1 Introducción	89
4.2 Objetivos	91
4.2.1 Objetivo general	91
4.2.2 Objetivos específicos	91
4.3 Materiales y métodos	91
4.3.1 Descripción del sitio	91
4.3.2 Selección de lotes	93
<i>Figura 7: Proceso de preparación de los lotes seleccionados para el establecimiento de las parcelas en Moravia</i>	<i>95</i>
4.3.4 Propiedades fisicoquímicas de los lotes	99
4.3.5 Contenido de metales pesados en los lotes	99
4.3.6 Evaluación del crecimiento de las especies y absorción de metales pesados	100
4.3.7 Análisis de datos	101
4.4 Resultados	102
4.4.1 Contenido de metales totales en los lotes	102
4.4.2 Cobertura de plantas	104
4.4.3 Altura de plantas	106

4.4.4 Producción de materia seca (MS) y contenido de metales pesados en tejido vegetal	108
<i>Tabla 18: Contenido de Pb, en muestras vegetales obtenidas a los 105 DDE</i>	<i>110</i>
4.4.5 Extracción de metales pesados por planta y por unidad de área	111
4.4.6 Factores de bioconcentración (FBC) de metales pesados	112
4.4.7 Síntomas de toxicidad y presencia de plagas y enfermedades	112
4.5 Discusión	114
4.5.1 Contenido de metales pesados totales en los lotes	114
4.5.2 Cobertura, altura y producción de Materia seca (MS)	115
4.5.3 Absorción de metales pesados en plantas	116
4.6 Conclusiones	119
<i>Referencias</i>	<i>126</i>
<i>Anexos</i>	<i>136</i>

Índice de Tablas

Tabla 1:	Especies identificadas por su potencial fitorremediador de algunos metales pesados	35
3Tabla 2:	Especies y familias de plantas colonizadoras identificadas en el Cerro de basuras de Moravia	48
Tabla 3:	Presencia en lotes y valores de cobertura máxima y mínima para las especies identificadas en el Morro de basuras de Moravia	51
Tabla 4:	Producción de materia seca (kg/m^2) en plantas muestreadas en el cerro de basuras de Moravia	52
Tabla 5:	Propiedades físicas y químicas de la matriz de residuos en lotes seleccionados del cerro de basuras de Moravia	54
Tabla 6:	Número de muestras, rango de concentración, promedio y desviación estándar del contenido total metales pesados en la matriz de residuos del Morro de basuras de Moravia	55
Tabla 7:	Número de muestras, rango promedio y desviación estándar para el contenido de metales pesados en plantas colectadas en el cerro de Moravia	60
Tabla 8:	Valores máximos de factores de bioconcentración para algunas de las especies analizadas en el cerro de basuras de Moravia	63
Tabla 9:	Insectos identificados provenientes del Morro de basuras de Moravia	79
Tabla 10:	Número de arañas y familias presentes en el cerro de basuras de Moravia	82
Tabla 11:	Contenido (mg/kg) de Pb, Cr, Cd y Ni en artrópodos y ratones capturados en el Morro de basuras de Moravia	83
Tabla 12:	Contenido de metales pesados totales (mg/kg) en la matriz de residuos de los cuatro lotes en el Morro de basuras de Moravia	103
Tabla 13:	Valores promedio de cobertura (cm^2) en los cuatro lotes del cerro de Moravia	105

Tabla 14:	Valores promedio de cobertura (cm ²) para las cuatro especies evaluadas en el cerro de Moravia	106
Tabla 15:	Valores promedio de altura (cm) para los cuatro lotes en el cerro de basuras de Moravia	107
Tabla 16:	Valores promedio de altura (cm) para las cuatro especies establecidas en el cerro de basuras de Moravia	108
Tabla 17:	Producción de materia seca (g/m ²) y contenido (mg/kg) de metales pesados en el tejido vegetal de cuatro especies evaluadas en el cerro de basuras de Moravia	109
Tabla 18:	Contenido de Pb, en muestras vegetales obtenidas a los 105 DDE	110
Tabla 19:	Extracción de metales pesados por planta y por unidad de área en cuatro especies evaluadas en el cerro de basuras de Moravia	111
Tabla 20:	Factores de bioconcentración calculados para los metales pesados en la evaluación de especies vegetales	113

Índice de Figuras

Figura 1:	Localización del Morro de basuras de Moravia en la ciudad de Medellín y vista actual de la zona	37
Figura 2:	Contenido de Hg, Pb, Cr, Cd y Ni (mg/kg) en las muestras de la matriz de residuos en los diferentes lotes del cerro de basuras de Moravia	56
Figura 3:	Trampas de caída Pitfall para la captura de artrópodos	76
Figura 4:	Uso de trampas Sherman en las viviendas de Moravia para captura de ratones	77
Figura 5:	Corte representativo de la matriz de residuos semidegradados en el cerro de basuras de Moravia	92
Figura 6:	Localización de los lotes de fitorremediación en el Morro de basuras de Moravia, Medellín	94
Figura 7:	Proceso de preparación de los lotes seleccionados para el establecimiento de las parcelas en Moravia	95
Figura 8:	Disposición de las parcelas de <i>Arachis pintoii</i> , <i>Brachiaria decumbens</i> , <i>Bidens pilosa</i> y <i>Lepidium virginicum</i> en los cuatro lotes seleccionados para la evaluación en el cerro de basuras de Moravia	98
Figura 9:	Síntomas asociados a toxicidad observados en las plantas de la especie <i>Arachis pintoii</i>	113

Resumen

En los basureros se observan altas concentraciones de metales pesados (MP), creando la necesidad de conducir procesos de restauración en dichos lugares. El Morro de basuras de Moravia es un cerro de 7.6 ha y 45 m de altura, localizado en la zona nororiental de la ciudad de Medellín, en el departamento de Antioquia. El cerro, resultado de la disposición de desechos sólidos de diversa índole, por espacio de 14 años (1970-1984 aproximadamente), representa una amenaza para la ciudad, su entorno y su población. En consecuencia, las autoridades municipales (AMVA y EDU), decidieron iniciar acciones de monitoreo y recuperación del Morro de basuras.

Los objetivos del presente trabajo se centraron en la caracterización de la fauna y flora presente en el cerro de basuras, la determinación del nivel de contaminación por metales pesados (MP) en la matriz de residuos (MR), en las muestras de tejidos vegetales de plantas espontáneas y cultivadas en el cerro de basuras así como la determinación de MP en tejidos de artrópodos y ratones habitantes del cerro. Finalmente, se llevó a cabo la evaluación *in situ* del desempeño biológico y potencial fitorremediador de *Bidens pilosa*, *Lepidium virginicum*, *Brachiaria decumbens* y *Arachis pintoii*, con el fin de establecer alternativas de recuperación de este sitio contaminado.

La caracterización florística permitió la identificación de 65 especies vegetales, la mayoría de ellas herbáceas, agrupadas en 28 familias. El contenido de MP en 14 diferentes muestras de la matriz de residuos varió considerablemente, observándose valores tan altos como 121 y 9600 mg/kg de Hg y Pb, respectivamente. El contenido promedio de MP en la MR siguió el orden: Pb > Ni > Cr > Hg > Cd. El contenido de MP en diversas especies vegetales, alcanzó valores máximos de 1.0, 123.7, 263.7 mg/kg en el caso de Hg, Pb y Cr, respectivamente. Dada su cobertura y adaptación a las condiciones del antiguo basurero, *Bidens pilosa*, *Urochloa maxima* y *L. virginicum*, se evidencian como especies adecuadas para el proceso de revegetación del Morro de Moravia.

La caracterización de la fauna indicó una alta abundancia del grupo faunístico de los artrópodos (especialmente de insectos), encontrándose 9 órdenes, 51 familias y 75 morfoespecies de insectos, 5 familias de arañas. A su vez, del grupo de pequeños mamíferos no voladores, solo se capturaron especímenes de la especie *Mus musculus*. El análisis de metales pesados mostró diversas concentraciones de Pb y Cd principalmente. El contenido máximo de Pb (45,05 mg/kg) se encontró en muestras de los especímenes de *M. musculus* y el contenido más alto de Cd (10,31 mg/kg) se encontró en las muestras de arañas de la familia Gasteracantha.

En la evaluación *in situ* de las especies vegetales, el contenido de MP (mg/kg) en la matriz de residuos de las lotes varió entre 17 y 8193 para Pb, 44 a 564 para Cr, 0.2 a 339 para Cd y 77 a 1679 para Ni. Las mediciones de cobertura, altura y producción de materia seca mostraron que todas las especies evaluadas tuvieron un nivel adecuado de adaptación y crecimiento a las condiciones del basurero de Moravia. La absorción de MP en las especies vegetales presentó el orden Cr > Cd > Ni > Pb. Los factores de bioconcentración estimados fueron bajos, siendo los valores máximos: 0.36 (*A. pintoi*, Cr), 2.96 (*B. pilosa*, Cd) y 0.26 (*B. decumbens*, Ni). Sin embargo, nuestras estimaciones del potencial de fitorremediación de las plantas evaluadas sugieren que éstas poseen baja eficiencia fitorremediadora.

De acuerdo a los resultados obtenidos en el presente estudio, el cerro de basuras de Moravia representa una amenaza para el ambiente en general, y en especial para los pobladores del Morro y de las áreas vecinas, condición que demanda la continuidad de un proceso de recuperación integral de la zona.

Abstract

Dumps are sites where the presence of high heavy metal (HM) concentrations is a common occurrence, creating the need for implementing restoration processes immediately after their closure. In the 7.6 ha, 45-m high Morro de Moravia dump, which was the site of the disposal of Medellín solid wastes from 1974 to 1984, previous studies have demonstrated high levels of contaminants, including HM, prompting the need to identify effective mechanisms to implement its restoration. As a result, municipal authorities (AMVA and EDU), decided to start monitoring and recovery actions at this dump site.

The objectives of this study focused on the characterization of the fauna and flora present at the garbage hill, determining the level of contamination by heavy metals (HM) in the waste matrix (WM), in tissue samples of wild and cultivated plants growing on the hill and in the tissues of arthropods and mice from the hill. Finally, we conducted an in situ evaluation of the biological performance and phytoremediation potential of *Bidens pilosa*, *Lepidium virginicum*, *Brachiaria decumbens* and *Arachis pintoii*, in order to establish alternatives for recovering this contaminated site.

Floristic characterization allowed the identification of 65 plant species, most of them grasses, grouped into 28 families. The content of HM in 14 different WM samples varied considerably, with values as high as 121 and 9600 mg / kg of Hg and Pb, respectively. The average content of HM in the WM followed the order: Pb > Ni > Cr > Hg > Cd. Heavy metal content in different plant species, reached maximum values of 1.0, 123.7, 263.7 mg / kg in the case of Hg, Pb and Cr, respectively. Because of its soil cover and adaptation to the conditions of the Moravia landfill, *Bidens pilosa*, *Urochloa maxima* and *L. virginicum* appear to be as suitable species for the revegetation process of the Moravia dump.

The characterization of the fauna indicated a high abundance of arthropods (especially insects), with 9 orders, 51 families and 75 morphospecies of insects and five families of spiders being identified. In turn, in the group of small non-flying mammals, the only captured specimens were of the species *Mus musculus*. Heavy metal analysis showed different concentrations of Pb and Cd mainly. The maximum content of Pb (45.05 mg / kg) was found in samples of specimens of *M. musculus* and the highest content of Cd (10.31 mg / kg) was found in the samples of spiders of the Gasteracantha family.

On-site assessment of plant species, the HM content (mg/ kg) in the WM varied between 17 and 8193 for Pb, 44-564 for Cr, 0.2 to 339 for Cd and 77-1679 for Ni. Measurements of soil cover, height and dry matter production showed that all species evaluated had an adequate level of adaptation and growth conditions of the Moravia dump. The absorption of MP in plant species had the following order Cr > Cd > Ni > Pb. The estimated bioconcentration factors were low, with maximum values: 0.36 (*A. pintoii*, Cr), 2.96 (*B. pilosa*, Cd) and 0.26 (*B. decumbens*, Ni). However, our estimates of phytoremediation potential of plants suggest that they have evaluated lower phytoremediation efficiency.

According to our results, the Moravia dump poses a threat to the environment in general and especially for the residents of Morro and surrounding areas, a condition which entails the continuation of an integral recovery process of this area.

Introducción

La basura que generamos diariamente es un reflejo de nuestra sociedad, de nuestro estilo de vida, costumbres y conciencia ecológica y es por tanto tan diversa como nuestras comunidades ([Cossu, 2009](#)). La producción de basura no fue un tema de preocupación cuando nuestra población era relativamente pequeña y nómada. Sin embargo, en la actualidad nuestro crecimiento poblacional y desarrollo tecnológico han cambiado dicha situación, al punto que la disposición de las basuras es un tema de vital importancia en nuestro planeta. A pesar que la información sobre producción de residuos a niveles locales y globales es incompleta, se estima que hacia el año 2000, la producción mundial de residuos sólidos sobrepasó dos billones de toneladas al año. Las dimensiones del problema se ejemplifican muy bien en el caso de Estados Unidos, donde en el 2006 se estimó una producción de 228 millones de toneladas de residuos sólidos, o más de 0.7 ton/persona/año ([EPA, 2008](#); [Gusta, 2009](#)).

Al crecer nuestra producción de residuos, el tema de los basureros o rellenos sanitarios comúnmente utilizados por las comunidades como los lugares para la disposición final de mismos, ha adquirido gran importancia. A pesar de ello, en Colombia, un estudio realizado por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, determinó que de 1084 municipios registrados, en el 56% (es decir 604 municipios), aún operan botaderos a cielo abierto ([Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2005](#)).

Los basureros, muchos localizados cerca de cuerpos de agua o establecidos sin las consideraciones técnicas adecuadas en cualquier espacio disponible, han sido asociados con problemas de salud pública y detrimento ambiental. Esto obedece a que tanto en los botaderos a cielo abierto, como en los rellenos sanitarios, se acumulan altas cantidades de desechos y contaminantes orgánicos e inorgánicos y además se presentan condiciones que favorecen la reproducción de moscas y mosquitos quienes actúan como vectores de varias enfermedades que afectan la salud humana, ([Vrijheid, 2000](#)).

Dentro de los contaminantes presentes en los botaderos y rellenos sanitarios se encuentran los metales pesados, elementos metálicos con densidad mayor a 6g/cm^3 , ampliamente reconocidos por sus efectos adversos sobre el ambiente y la salud de la población. Los metales pesados contaminan las fuentes de agua y los suelos entre otros componentes del ambiente, se transfieren a las plantas y animales y por consiguiente entran y se acumulan en la red alimenticia. La transferencia de metales pesados a la flora y la fauna y por tanto el grado de contaminación de un sitio, puede medirse a través de la determinación de esos metales en especies bioindicadoras ([World Health Organization 2000](#), y [World Health Organization 2007](#)).

Un ejemplo de la problemática asociada con los botaderos a cielo abierto puede encontrarse en el sitio conocido como el Morro de basuras de Moravia, ubicado en la parte central de la ciudad de Medellín, el cual se conformó como resultado de la disposición indiscriminada de los residuos domésticos, industriales, agrícolas, hospitalarios y de construcción de la ciudad y municipios aledaños sobre la llanura aluvial del río Medellín. El cerro de Moravia funcionó como botadero a cielo abierto entre 1970 y 1984, periodo en el que además de la inadecuada disposición de los residuos, se generaron asentamientos humanos directamente sobre su superficie. La Empresa de Desarrollo Urbano (EDU), reportó que para el año 2005 se encontraban aproximadamente 11.000 personas habitando el cerro, cuya superficie calculada es de 7.6 has, de 45 metros de altura y que está distanciado aproximadamente 40 m de la rivera del río Medellín, donde las laderas presentan altas pendientes superando incluso los 30° ([Martínez y Sabogal, 2009](#)).

La presencia de contaminantes en el cerro de Moravia fue demostrada en un estudio realizado por [Integral \(2000\)](#), en el cual se observó la presencia de algunos gases tóxicos y el contenido de metales pesados en lixiviados producidos en el cerro. En dicho estudio se reportaron concentraciones muy elevadas de los siguientes metales pesados: Cr, Pb, Cd y Ni, corroborando el alto nivel de contaminación presente en el morro de basuras.

Como respuesta a este estudio y ante la amenaza que el cerro de Moravia representa para la ciudad y su entorno (presencia de pobladores directamente en el área afectada y sus alrededores, acumulación y descomposición de basuras a cielo abierto, presencia de contaminantes y cercanía a un cuerpo de agua), el cerro de basuras de Moravia fue declarado como un sitio de calamidad pública (Resolución 31 del 28 de junio del 2006 expedida por el Ministerio del Interior y de Justicia). 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. Sin embargo, en el primer semestre del año 2009, todavía se encontraban habitándolo alrededor de 4.000 personas (Comunicación personal, Empresa de Desarrollo Urbano, EDU, 2009).

Ante la expectativa de que todos los moradores que aún habitan el cerro serán rápidamente reubicados, las autoridades municipales de Medellín han venido realizando un programa para recuperar e incorporar este espacio a la vida pública de la ciudad. Este programa incluye actividades de recuperación ambiental, con el fin de reducir, en el mediano plazo, la contaminación del cerro y en el largo plazo, integrar este espacio a la vida pública de la ciudad.

Como parte de este programa se realizó un estudio piloto realizado por la Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín y la Universidad de Antioquia, con dos grandes componentes: las acciones concernientes al entorno abiótico (determinación de la estabilidad geotécnica, el diseño de un sistema de drenaje superficial y sub-superficial y determinación de la producción de lixiviados) y aquellas correspondientes al componente biótico, dentro de las cuales se incluyó el presente estudio, con el propósito de contribuir desde la fitorremediación y/o el uso de las coberturas vegetales a la restauración ambiental del cerro.

Este estudio tuvo como objetivo general determinar el nivel de contaminación de Hg, Pb, Cr, Cd y Ni en las capas superficiales de la matriz de residuos degradados y su

posible transferencia a la flora y la fauna habitante del cerro de basuras, así como la evaluación del establecimiento de coberturas vegetales apropiadas que permitan disminuir la erosión, el arrastre de partículas y la remoción de metales pesados de la capa superficial y que contribuyan al embellecimiento del cerro de basuras de Moravia, como una de las medidas de solución al problema ambiental que representa el cerro. Se pretendió además contribuir con el conocimiento existente a nivel nacional y latinoamericano del grado de contaminación en los diferentes componentes de un botadero a cielo abierto, la diversidad en fauna y flora en dichos lugares, así como ofrecer resultados a través de la evaluación *in situ* de diferentes especies vegetales como alternativa para su restauración.

A diferencia de la gran mayoría de estudios realizados en fitorremediación, donde generalmente se evalúa la absorción de un solo contaminante bajo condiciones controladas, el presente trabajo se realizó en condiciones de campo, midiendo el crecimiento vegetal, producción de materia seca y absorción de metales pesados de varias especies vegetales, cultivadas sobre la matriz de residuos degradados existente en el cerro, la cual contiene una compleja mezcla de contaminantes y características muy particulares, después de más de 20 años de su clausura como botadero a cielo abierto

En este documento, se reportan los resultados de dicho estudio siguiendo la misma secuencia del trabajo desarrollado en campo. En el Capítulo 1 se resume el estado del arte de los principales componentes del estudio como son aspectos relacionados con los basureros y rellenos sanitarios, la contaminación causada por metales pesados y su cuantificación por medio de espectrometría de absorción atómica y los procesos de restauración de los basureros y rellenos sanitarios, incluyendo los procesos de fitorremediación. El Capítulo 1 también incluye una descripción de la zona donde se realizó el estudio, esto es la localización y la historia del Morro de basuras de Moravia. En los Capítulos 2 y 3 se describen dos estudios realizados en el cerro con el propósito de determinar el grado de contaminación por metales pesados (Hg, Pb, Cr, Cd, Ni) en las capas superficiales del mismo, y la transferencia de estos metales a

la flora (Capítulo 2) y fauna (Capítulo 3) presentes. En el Capítulo 4 se describen los resultados de la evaluación del crecimiento, adaptación y medición de la capacidad fitorremediadora de cuatro especies vegetales evaluadas *in situ*; con el fin de ofrecer una alternativa para la reducción de la contaminación por metales pesados y embellecimiento del lugar. En un capítulo final, se consignan las conclusiones generales de los tres estudios realizados y las recomendaciones correspondientes para futuros ensayos en esta área temática.

1. Antecedentes bibliográficos

1.1 Problemática general de los residuos y los lugares para su disposición final

A pesar que la generación de residuos inherentes a la presencia humana ha sido tan antigua como nuestra historia, la disposición y tratamiento de los mismos, solo han sido documentados con diferentes grados de precisión desde el año 1940. Para ese entonces no se diferenciaban claramente las diversas fuentes de basura y fue hasta el año 1970 que el término “residuo sólido” empezó a utilizarse en todo el planeta ([Ministerio del Medio Ambiente, 2002](#); [Giusti, 2009](#)).

Históricamente y por muchos siglos, la basura producida se depositaba en botaderos a cielo abierto, aprovechando para esto, espacios tales como valles, cuerpos de agua y regiones desérticas cercanas a los centros urbanos. Esta práctica pronto fue relacionada con algunos problemas de salud, condición que se acentuaba a medida que la población crecía, el espacio disponible era menor y la producción de desechos aumentaba vertiginosamente. En respuesta a los problemas generados por la disposición de los desechos, se fueron incorporando técnicas de manejo como la incineración, la producción de compost y el establecimiento de cubiertas para reducir la dispersión de agentes patógenos y contaminantes. Como resultado de la implementación de dichas técnicas, se ha llegado a la conformación de lugares denominados rellenos sanitarios en los que se pretende reducir el nivel de amenaza inherente a la operación de estos sitios mediante su tecnificación ([Tammemagi, 1999](#)). Sin embargo, la puesta en marcha de los rellenos sanitarios ha sido incorporada con diferente intensidad en las diferentes regiones. Por ejemplo, en el Reino Unido y Estados Unidos, ya se contaba con rellenos sanitarios desde los años 1930 y 1940, mientras que en Colombia el relleno sanitario de doña Juana en Bogotá, entró en operación en 1988 ([Espinosa y González, 2001](#))

En nuestros días, el manejo integral de los residuos sólidos ocupa un renglón de gran importancia en la economía de los países, especialmente en aquellos industrializados.

Sin embargo, estos lugares continúan representando un reto global debido al incremento de la población, el alto índice de urbanización e industrialización y por tanto el alto volumen de basuras producido continuamente en nuestras orbes ([Hazra y Goel, 2009](#)).

Los botaderos y rellenos sanitarios se caracterizan por su composición heterogénea, como consecuencia de la disposición y descomposición de basuras de diferente origen y la presencia de un amplio rango de moléculas naturales y xenobióticas ([Nagendran et al., 2006](#)). 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. Dichas condiciones hacen necesario el monitoreo constante de parámetros tales como: pH, conductividad eléctrica, contenido de metales pesados y materia orgánica, entre otros ([Ministerio del Medio Ambiente, 2002](#)).

1.2 Procesos de descomposición de los residuos en los botaderos y rellenos sanitarios

La materia orgánica presente en los residuos sirve como sustrato alimenticio para los microorganismos (tanto del microambiente del botadero o relleno sanitario, así como los presentes en los mismos residuos), los cuales descomponen la materia orgánica. Este proceso es diferencial de acuerdo a la altura y presencia de oxígeno en un lugar determinado de la pila de residuos.

Una vez los residuos son depositados en su sitio final, éstos empiezan un proceso de transformación que de acuerdo a [Espinosa y González \(2001\)](#) y a [Suthersan, \(2001\)](#) puede describirse en cinco fases. En las primeras fases, las basuras se descomponen por la acción de microorganismos aeróbicos. Sin embargo, a medida que el oxígeno presente se agota, se inicia la etapa de transformaciones anaeróbicas, en la que sucede la reducción de los nitratos y sulfatos a gas de nitrógeno y ácido sulfhídrico (H₂S). En

la siguiente fase (acidificación), se forman ácidos orgánicos y gas metano, como resultado del incremento en la población microbiana anaerobia. En esta fase se presenta la hidrólisis de compuestos molecularmente complejos como los lípidos, polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos; el segundo paso es la acidogénesis propiamente dicha, y la formación de ácido acético (CH_3COOH); en esta fase se produce dióxido de carbono (CO_2). El pH bajo en esta fase, puede incrementar la biodisponibilidad de metales pesados presentes. En la fase de metanogénesis, el ácido acético y el gas hidrógeno son transformados en metano (CH_4) y dióxido de carbono, la producción de ácidos se reduce, lo cual incrementa el pH y puede observarse menor disponibilidad de metales pesados. En la fase de maduración, la fracción de carbón orgánico y nutrientes disponibles, se convierten en un factor limitante, el nivel de actividad microbiana se reduce. La producción de gas metano también se reduce considerablemente.

Generación de lixiviados:

Los lixiviados (líquido de consistencia densa, en el cual se encuentran numerosos compuestos suspendidos tales como ácidos orgánicos, hidrocarburos, amonio, sulfatos y metales pesados disueltos), se generan como resultado de la percolación de líquidos a través de los desechos, la acumulación de humedad producto de la descomposición bacteriana y de la presión que ejercen las capas superiores de residuos depositados en botaderos a cielo abierto o rellenos sanitarios. En el proceso de percolación, el agua solubiliza y arrastra el material orgánico e inorgánico. Los lixiviados se consideran como una consecuencia inevitable de la disposición de residuos y una alta amenaza de contaminación ambiental, debido a la migración del lixiviado hacia aguas subterráneas. La cantidad de lixiviados se incrementa hacia la fase anaeróbica del proceso de transformación de residuos ([Suthersan, 2001](#)).

Las características de los lixiviados varían de acuerdo al lugar de donde provienen, especialmente al tratamiento previo de los residuos depositados (separación) y a la edad del botadero o relleno sanitario. Por ejemplo, [Giraldo \(2001\)](#), indica que los

lixiviados en los rellenos sanitarios de los países en vías de desarrollo presentan concentraciones mayores de amoníaco y metales pesados, que aquellos de países desarrollados.

Contenido orgánico de los lixiviados: el contenido de materia orgánica de los lixiviados, generalmente se mide en los términos de las demandas química y biológica de oxígeno (DQO y DBO respectivamente) que son indicativo de la cantidad total de materia orgánica y materia orgánica fácilmente biodegradable presente. Estos parámetros (medidos como mg/l), cuantifican la cantidad de oxígeno necesario para la conversión de carbono orgánico a CO₂ y agua, o la cantidad de oxígeno que los microorganismos utilizan en convertir la materia orgánica. Para los lixiviados es común calcular la relación DBO/DQO.

El tiempo transcurrido desde la disposición de los residuos, juega un papel muy importante tanto en la composición como en la relación DBO/DQO. En general, se considera que los lixiviados jóvenes o recientemente producidos contienen mayor cantidad de amoníaco, fósforo, detergentes, sales, hierro, calcio y magnesio, así como una mayor concentración de metales pesados que los lixiviados provenientes de una fase de maduración. En los lixiviados recientes o jóvenes, la alta cantidad de ácidos orgánicos incrementa la DQO y la DBO. La relación DBO/DQO para un lixiviado joven es alta, indicando una buena biodegradabilidad, mientras que para un lixiviado viejo es baja, indicando una baja biodegradabilidad de la materia orgánica ([Giraldo, 2001](#); [Suthersan, 2001](#)). Además del contenido orgánico, los lixiviados presentan diferentes concentraciones de benceno, tolueno, tricloroetileno, xileno y metales pesados ([Miller y Clesceri, 2003](#)).

1.3 Metales pesados

Uno de los principales grupos de contaminantes presentes en los basureros y rellenos sanitarios es el conformado por los metales pesados, también denominados metales tóxicos o metales traza.

En la actualidad, no se cuenta con una definición estricta y completamente aceptada para este grupo, pero entre sus características principales se citan: una densidad mayor a 6 g/cm^3 , su condición de no degradabilidad a través de procesos biológicos, algunos de ellos no tienen función biológica conocida y la acumulación en diferentes componentes de la red alimenticia, razones por las cuales se han calificado como una grave amenaza para la salud ([Alloway, 1995](#); [Barazani, 2004](#), [Pilon-Smits, 2005](#)).

Los metales pesados son elementos de ocurrencia natural en la corteza y atmósfera terrestres, pero el contenido de los mismos se ha incrementado en altas proporciones en ciertas regiones del mundo, debido a su continuo uso en las actividades industriales y agrícolas. El movimiento de los metales pesados se asocia con un inminente riesgo de contaminación de agua subterránea y agua potable ([Kabata y Pendias, 2004](#)).

Los metales pesados de mayor interés en relación con la polución ambiental, los daños en agricultura y en la salud humana son: arsénico (As), cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb), talio (Tl) y uranio (U) ([Alloway, 1995](#)). Sin embargo, bajo la misma denominación de metales pesados se encuentran el cromo y el níquel, dos elementos que aún siendo esenciales para las plantas en muy bajas concentraciones, han sido incluidos en este grupo por su extendido uso en procesos industriales, lo que ha facilitado su acumulación en grandes cantidades, causando toxicidad en animales y plantas ([Shanker et al., 2005](#)).

A continuación se describen las principales características de los metales pesados mercurio (Hg), plomo (Pb), cromo (Cr), cadmio (Cd) y níquel (Ni), considerados como los de mayor abundancia en el Morro de basuras de Moravia, de acuerdo a los estudios previamente reportados ([Integral, 2000](#)).

1.3.1 Mercurio

Este elemento (número atómico 80), tiene una densidad de 13.53 g/cm^3 . Las emisiones naturales de mercurio provienen de la litosfera, la evaporación la superficie

oceánica y la actividad geotérmica. A escala global, las principales actividades antropogénicas que incrementan la concentración de Hg son el consumo de combustibles fósiles y la explotación de oro. El contenido promedio de Hg en la superficie del suelo se presenta en un rango entre 20 µg/kg a 625 µg/kg y en los alimentos debe estar por debajo de 0.02 mg/kg ([World Health Organization, 2007](#)).

El mercurio presenta tres estados de valencia: Hg^0 (elemental o metálico), Hg^{1+} y Hg^{2+} (formando compuestos como el cloruro de mercurio Hg_2Cl_2 o nitrato de mercurio $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$). El ciclo de este metal comprende la emisión de mercurio desde los suelos a la atmósfera, su regreso a la superficie terrestre y cuerpos de agua mediante la adsorción a las partículas de suelo o lecho marino, y su revolatilización a la atmósfera, en donde prevalece en forma de vapor de mercurio. Una vez en el ambiente, el mercurio puede interconvertirse a sus diferentes formas orgánicas (como el metilmercurio MeHg y dimetilmercurio) e inorgánicas, mediante la oxidación a ión mercurio y la metilación. La conversión de Hg inorgánico a metilmercurio (MeHg) ocurre en microorganismos de sistemas acuáticos. ([ATSDR 1999](#)).

Una vez metilado, el Hg puede pasar hacia niveles superiores de la cadena trófica (microorganismos, peces pequeños y peces grandes, en los cuales la bioacumulación puede incrementarse). De hecho, el metilmercurio presente en los peces más grandes, se considera una de las principales rutas de exposición de los seres humanos a este metal. El metilmercurio y dimetilmercurio son las especies químicas más tóxicas de este metal pesado desde el punto de vista de salud humana ([EPA, 1997](#); [ATSDR, 1999](#); [Gochfeld, 2003](#)).

La toxicidad y la distribución del mercurio en los organismos vivos dependen de la solubilidad de los compuestos y son funciones de los estados metálicos iónicos. Todas las formas de mercurio son tóxicas: El mercurio elemental se volatiliza rápidamente, y en estado de vapor puede alcanzar largas distancias. En esta forma, el mercurio es liposoluble y puede entrar por inhalación a los pulmones, posteriormente puede ser oxidado en las en los eritrocitos y de allí continuar al sistema nervioso

central. Las sales de mercurio inorgánico se acumulan en los riñones y se han relacionado también con daños gastrointestinales. El metilmercurio, es rápidamente absorbido por el tracto digestivo y pulmones de animales superiores. A pesar que todas las formas de mercurio pueden acumularse, el metilmercurio se acumula en mayor cantidad que cualquiera de las otras formas. Por ejemplo, en el caso de un embarazo en humanos, los tejidos fetales tienen alta afinidad por el metilmercurio. Una vez en el feto, el metilmercurio llega al sistema nervioso central, en donde ejerce gran parte de su toxicidad. El desarrollo del cerebro es particularmente sensible al metilmercurio, de tal forma que la vida prenatal es más susceptible al daño cerebral que la del adulto y su eliminación del sistema biológico puede tomar entre meses y años ([Gochfeld, 2003](#), [Olivero y Jhonson, 2002](#)).

Los efectos negativos del mercurio en la salud humana han sido relacionados con cáncer, sensibilidad del sistema inmune (estudios realizados con animales de experimentación demostraron que el MeHg modificó la proporción de células inmunes y el desarrollo del sistema inmune), y reproducción (el número de abortos espontáneos se incrementó en mujeres embarazadas y expuestas a este metal). De acuerdo a Olivero y Jhonson (2002), se considera que el mercurio posee tres aspectos importantes para su estudio toxicológico: la percepción de riesgo por la exposición a través del consumo de pescado, la emisión de vapor de mercurio a partir de las amalgamas dentales y el etilmercurio en forma timerosal.

El mecanismo de toxicidad del mercurio, está relacionado con su reactividad con enzimas y proteínas. En el caso de las enzimas, puede interferir con la actividad de las ATPasas de las membranas celulares. Además se ha relacionado con el metabolismo del piruvato en el cerebro, disfunciones mitocondriales en diferentes tipos de células, donde disminuye la actividad de las enzimas presentes ([Timbrell, 2008](#)).

En Colombia la utilización del mercurio en la extracción del oro en el norte del país constituye un verdadero riesgo ambiental y de salud para los habitantes Olivero y Jhonson (2002).

1.3.2 Plomo

El plomo (número atómico 82) presenta una densidad de 11.4 g/cm^3 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 ([Sharma y Dubey, 2005](#)).

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](#)).

Dado que el Pb no es un elemento esencial, las plantas no presentan mecanismos de absorción para este metal y dicha absorción puede ocurrir por transporte pasivo. Algunos complejos entre Pb y grupos carboxílicos presentes en la superficie radicular, pueden entrar a las raíces, a pesar que dicho mecanismo no está completamente definido. Una vez dentro de las raíces, este metal se une a los sitios de intercambio iónico en las paredes celulares, o se precipita como fosfatos o carbonatos. El Pb no ligado, viaja a través de los canales de Ca, y puede acumularse en el floema y en el xilema. La toxicidad de Pb en las plantas está asociada a reducción de la tasa de germinación y crecimiento radicular, reducción de la tasa fotosintética y bajo rendimiento en la producción de biomasa, ([Sharma y Dubey, 2005](#)).

La exposición al plomo puede ocurrir a través de diferentes vías, como el agua y los alimentos, así como la inhalación a través de los pulmones. La ingestión de vegetales con altas concentraciones de Pb es la vía de mayor exposición de organismos en los niveles superiores de la cadena trófica. En los humanos, el efecto nocivo del Pb se ha asociado con daños neurológicos, especialmente por sus efectos negativos en el aprendizaje de los niños. Su acumulación se observa principalmente en los huesos. La absorción de Pb en los humanos sucede principalmente por la ingestión de alimentos, a pesar que la ingestión accidental de suelo contaminado, polvo y pintura son también importantes en el riesgo de contaminación, especialmente de la población infantil. Las actividades de reciclaje son fuentes de exposición para las poblaciones vecinas a los lugares donde se lleva a cabo esta labor ([World Health Organization, 2000](#); [World Health Organization 2007](#)). La toxicidad del Pb está asociada con graves condiciones cerebrales (edemas cerebrales y degeneración de neuronas), también se cita su interferencia con la síntesis de hemoproteínas y el efecto negativo en el funcionamiento renal, donde puede incluso generar cáncer ([Timbrell, 2008](#)). La absorción de Pb en el cuerpo ocurre a través de la ingestión inhalación y contacto dérmico. La toxicidad de Pb en el cuerpo humano, ha sido relacionada con varios procesos, entre los cuales se citan el incremento en la afinidad Ca^{2+} , la disrupción del metabolismo de Ca^{2+} , el bloqueo de absorción de Ca^{2+} en la mitocondria y en el retículo endoplasmático ([ATSDR, 2007](#); [Casas y Sordo, 2006](#)). El estudio realizado por [Olivera et al. \(2007\)](#) en la ciudad de Cartagena, sobre muestras de sangre obtenidas de una muestra de población infantil, relacionó los niveles superiores a 10 $\mu\text{g/dL}$ de Pb, con condiciones adversas presentes en las viviendas de dichos niños. En las viviendas de la población con altos contenidos de Pb, se llevaban a cabo actividades industriales clandestinas relacionadas con la metalurgia, o actividades pesqueras en las que el Pb se utilizaba en la construcción de redes de pesca. Dichas actividades fueron correlacionadas con contaminación del aire y de las superficies tales como paredes, pisos, muebles, ropa y juguetes.

1.3.3 Cromo

Este elemento (número atómico 26), exhibe dos estados relativamente estables: el trivalente (Cr III) y el hexavalente (Cr VI), de los cuales el último se considera altamente tóxico. Este metal se presenta naturalmente en el suelo en el rango entre 10 a 50 mg/kg. El Cr se utiliza en el procesamiento de cuero y en la obtención de acero y también hace parte de los ingredientes de agentes de limpieza. El Cr VI se utiliza en la industria para procesos de esmaltado de materiales y en los tanques de agua. Recientemente se utiliza en la preservación de la madera. Estas actividades han llevado a la contaminación que actualmente se observa con Cr.

El cromo ocurre naturalmente como cromita (FeCr_2O_4) y en compuestos que contienen Pb, como en el caso de cromato de plomo, PbCrO_4 ([Peralta-Videa et al., 2009](#)). En el agua contenida en el suelo, la forma predominante de cromo es la hexavalente, presente como cromatos (CrO_4^{2-}) y dicromatos ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$), y se caracteriza por ser tóxico y del alta movilidad ([Suthersan, 2001](#)).

El Cr III tiene menor movilidad y menor toxicidad, ya que se precipita como hidróxido de cromo $\text{Cr}(\text{OH})_3$, ([Becquer et al., 2003](#)).

La absorción de Cr en las plantas, ha sido un proceso que no se ha estudiado tanto como en el caso de los otros metales pesados, y esto se debe a la complejidad electrónica del elemento, que ha sido un obstáculo y no ha permitido elucidar su mecanismo de toxicidad para las plantas. Sin embargo, se citan ejemplos específicos de la toxicidad de Cr en la germinación, elongación de raíces y producción de materia seca, ([Shanker et al., 2005](#); [Kotas y Stasicka, 2000](#); [Zhang et al., 2007](#)).

En plantas, concentraciones de Cr entre 0.05 y 1 mg/l promueven el crecimiento y la producción de biomasa. Este metal entra en las plantas mediante la reducción o la formación de complejos con los exudados radiculares tales como ácidos orgánicos, que incrementan su movilidad en la planta. Tanto el Cr III como el Cr VI, entran a las células a través de la ruta simplástica, ([Shanker et al., 2005](#)).

El Cr III, en concentraciones traza, es considerado como esencial para el metabolismo de proteínas en humanos y animales. Sin embargo, exposiciones constantes a este elemento pueden ocasionar daños en los riñones y en el hígado. La inhalación de Cr VI puede causar problemas respiratorios, como úlceras en las fosas nasales, incluso cáncer de pulmón. El contacto dérmico con esta especie se ha asociado a problemas de dermatitis, alergias y necrosis de la piel. El Cr VI inhalado puede oxidarse a Cr III que a su vez puede ligarse al ADN y causar mutaciones genéticas, ([Peralta-Videa, 2009](#)).

1.3.4 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 el rango de ocurrencia de este metal está 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](#)).

El cadmio se considera un elemento no esencial en los sistemas biológicos. El cadmio biodisponible para las plantas en la solución del suelo, debe estar en forma de iones libres hidratados o ligado a otros compuestos orgánicos o inorgánicos. La absorción de Cd ocurre a través de los mismos transportadores para minerales como K, Ca, Mg y Fe. Una vez en el citoplasma, el Cd se liga a compuestos como el bisglutinationato, y se trasloca a los tejidos aéreos, alcanzando el xilema a través de las rutas apoplásticas o simplásticas, mediante la formación de complejos como ácidos orgánicos o fitoquelatinas, y se acumula posteriormente en las vacuolas ([Sharma, 2005](#); [Clemens, 2006](#)) El cadmio afecta negativamente los procesos de respiración y fotosíntesis, el transporte de agua, la absorción de potasio, hierro y manganeso. La presencia de formas iónicas libres de Cd en el citoplasma es tóxica.

Las rutas de exposición a este metal son principalmente la dieta y el cigarrillo. El cadmio está presente en la gran mayoría de la comida, especialmente en los vegetales y en la comida de mar. En la población humana, los órganos donde este metal puede acumularse son los riñones y los huesos, ocasionando la excreción de proteínas de bajo peso molecular en la orina y un incremento en el riesgo de osteoporosis, así como un incremento en el riesgo de contraer cáncer de pulmón y de próstata. En estudios de laboratorio, se ha relacionado el contenido de Cd con mutaciones en líneas celulares, Los sectores más sensibles a la exposición son las personas mayores, personas con diabetes y fumadores. El cadmio puede ser absorbido por el tracto digestivo, penetrar la placenta, dañar las membranas celulares y causar mutaciones en el ADN. De igual manera que el plomo, la ingestión directa e indirecta es la causa principal de contaminación con este metal y por tanto se considera como elemento del primer grupo de carcinógenos ([Lalor 2008](#), [Kabata-Pendias, 2004](#))

1.3.5 Níquel

Este elemento (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: Ni^{2+} , NiOH , HNiO_2 y $\text{Ni}(\text{OH})_3$. Los compuestos de níquel son importantes en la industria, especialmente en los procesos de la producción de baterías de cadmio y níquel, en la fabricación de equipo electrónico y maquinaria industrial y armamento. 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. Las expresiones externas de dicha toxicidad son alergias dérmicas y cáncer de las vías respiratorias, ya que los órganos del sistema respiratorio

constituyen los sitios más importantes de acumulación de níquel ([Denkhaus y Salnikow, 2002](#)).

En la nutrición de plantas se ha observado que bajas concentraciones de níquel en la solución del suelo tienen un efecto favorable en el crecimiento, pero una cantidad excesiva de níquel puede tener efectos adversos ([Chen y Wong, 2006](#)), [Prasad y Freitas, 2003](#)).

1.3.6 Biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo

La biodisponibilidad de un metal pesado se define como la presencia del mismo en forma de especies iónicas libres que pueden ser absorbidas por las raíces de las plantas y que una vez en las raíces, puede afectar de alguna manera el ciclo de vida de las mismas. También puede definirse como la disponibilidad de un elemento para interactuar con animales, plantas o microorganismos ([National Research Council, 2003](#)).

Absorción en plantas

En el caso de las plantas, la ruta más común de exposición son las raíces, por las cuales entran los metales pesados y son trasladados a los órganos aéreos ([National Research Council, 2003](#)).

De acuerdo a algunos reportes ([Kabata-Pendias, 2004](#); [Pilon-Smits, 2005](#); [Yang et al., 2006](#), [Pansu y Gautheyrou, 2006](#)), la capacidad de absorción de los metales pesados por las plantas depende principalmente de las características intrínsecas de la misma y de la proporción de metal que se halle en forma disponible. Para la mayoría de los metales pesados, el pH, el potencial de oxidación-reducción, el contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y la textura del sustrato son los factores dominantes que determinan su movilidad y biodisponibilidad. A continuación se describe brevemente el comportamiento de cada uno de estos factores de acuerdo a los reportes de los autores arriba mencionados:

pH: Con la mayoría de los metales pesados se puede observar una mayor movilidad y por tanto mayor biodisponibilidad en suelos de bajo pH. En suelos de pH ácido, la disponibilidad de cationes incrementa, debido al reemplazo de los cationes en el suelo por los H^+ , liberando los metales del suelo. Asimismo, la retención de los metales pesados en la materia orgánica del suelo es muy débil a pH bajos, lo que resulta en la mayor disponibilidad del metal la solución del suelo. Los metales que se encuentran en mayor disponibilidad a pH por debajo de 5.5 son Cd, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn.

Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC): Esta propiedad se define como la carga total de cationes (una medida de la cantidad de sitios sobre la superficie del suelo, que pueden retener iones cargados positivamente por fuerza electrostática). Dichos cationes, son fácilmente intercambiables con otros cationes en la solución del suelo y pueden quedar así rápidamente disponibles para las plantas. La CIC en suelo es normalmente expresada en unidades de carga por peso de suelo, ya sea en meq/100g (miliequivalentes de carga por 100g de suelo seco) ó cmolc/kg (centimoles de carga por kilogramo de suelo seco) y puede presentar valores entre 0 y 60 cmlsc/kg. Generalmente se mide mediante la saturación de sitios de intercambio bajo condiciones controladas de pH. Un valor alto de CIC generalmente se relaciona con alta adsorción de metales pesados a la superficie del suelo.

Contenido de materia orgánica (MO). El rango normal de MO en los suelos se presenta entre 5 a 10% (Cuesta, 2005). El contenido de MO en el suelo se relaciona positivamente con la CIC.

La materia orgánica reacciona con los metales dando lugar a complejos llamados quelatos, de esta forma los metales migran con mayor facilidad a lo largo del perfil. La materia orgánica puede adsorber tan fuertemente a algunos metales que pueden quedar como no disponibles para las plantas. Por este motivo, algunas plantas de suelos con contenidos elevados en materia orgánica presentan carencias de elementos como el cobre. El plomo y el cinc forman quelatos solubles muy estables.

Textura y contenido de arcilla: Los suelos con partículas pequeñas tales como las arcillas retienen mayor cantidad de agua y por tanto tienen mayor cantidad de sitios para conjugarse con iones, especialmente con los cationes.

La arcilla tiene un papel fundamental a la hora de caracterizar la contaminación de metales pesados en suelos ya que influye sobre su movilidad, al adsorber los metales pesados, que quedan retenidos en sus posiciones de cambio. Por el contrario, los suelos arenosos carecen de esta capacidad de fijación, por lo que los metales pesados pasan rápidamente al subsuelo y pueden contaminar los niveles freáticos.

Los metales biodisponibles en la solución del suelo pueden seguir diferentes vías: pueden quedar retenidos en el suelo ya sea disueltos en la solución del suelo o bien fijados por procesos de adsorción, pueden formar complejos y precipitarse, pueden ser absorbidos por las plantas, pueden volatilizarse o movilizarse hacia las aguas superficiales o subterráneas ([Pilon-Smits, 2005](#)).

Toxicidad en animales

Debido a la interacción normal que se desarrolla entre los productores y consumidores de todos los órdenes en la red alimenticia, los contaminantes que se presentan en el suelo o en las aguas y en las plantas, van a afectar considerablemente a todos los organismos que habitan el horizonte superficial del suelo, en su gran mayoría invertebrados. Los predadores de dichos invertebrados, tales como mamíferos y aves están por tanto en riesgo de contaminación por los metales presentes en sus presas ([Rogival et al, 2007](#)).

Los diversos grupos faunísticos y las diferentes familias dentro de cada uno de ellos, difieren en su relación con los metales pesados. La literatura reporta la utilidad de los diferentes grupos en cuanto a su uso como bioindicador de contaminación por metales pesados. Por ejemplo, estudios realizados con escarabajos del suelo, reportaron altos niveles de Pb y Cd en carábidos mientras que en estafiníidos solo se observaron altos contenidos de Pb ([Jelaska, et al., 2007](#)). De manera muy general se

ha establecido que la mayoría de taxones acumula los metales pesados en el siguiente orden de concentración: $Pb > Cr > Cd$.

La exposición de animales como el caso de los ratones a los metales pesados, puede ocurrir a través de consumo directo ya sea a través de alimentos contaminados o indirectamente a través de contacto dérmico o ingestión mediante las vías respiratorias ([Smith et al., 2007](#)).

Una vez acumulados en los tejidos animales, la presencia de metales pesados se ha asociado con malformaciones, acumulación de los metales en forma de gránulos especialmente en los intestinos así como la alteración de los procesos de desarrollo en particular aquellos relacionados con la madurez sexual y la capacidad reproductiva. Los siguientes son algunos ejemplos de estudios específicos realizados en referencia a los efectos de algunos metales pesados. En el caso de plomo, en los ratones se ha reportado disfunción renal, daños en el hígado y reducción de la fertilidad. Tal es el caso reportado por [Sánchez-Chardi et al. \(2007\)](#) en el que se citan malformaciones de hígado y riñón, huesos y pulmones de mamíferos no voladores que estaban expuestos a altas concentraciones de Pb, Cr y Cd.

En el caso de los artrópodos, [Köhler et al. \(2005\)](#) encontraron que una concentración de 2000 mg/kg de Pb estuvo asociada a malformaciones de las extremidades. Por su parte, el estudio de [Kitvatanachai et al. \(2005\)](#), encontró que la presencia de Pb redujo la producción de huevos, el porcentaje de eclosión y las tasas de emergencia de la especie *Culex kinkefaciatus*. En el caso de Cd, la toxicidad por este metal se relaciona con daño a los riñones, (donde se ha asociado con la modificación de los procesos de reabsorción), huesos y pulmones. El Cd también altera el metabolismo del calcio, condición que a su vez, redundando en enfermedades del sistema óseo ([Poprawa et al, 2003](#)).

1.3.7 Bioacumulación, bioconcentración, y biomagnificación de metales pesados

El término bioacumulación indica la absorción de compuestos químicos observada en un organismo desde un medio biótico (recurso alimenticio) o abiótico (ambiente). El factor de bioconcentración es una forma cuantitativa de expresar la bioacumulación y se define como la proporción entre la concentración del compuesto químico en el organismo y la concentración de dicho compuesto en el ambiente o en la comida. El factor de bioconcentración en el caso de los metales pesados se define como la proporción entre la concentración del metal en la biomasa de las plantas y la concentración del metal en el suelo donde crece. Este es un factor determinante de la eficiencia de una planta para remover los metales del suelo. De acuerdo con Sun et al., (2009) y Zhang et al., (2007), las especies vegetales consideradas dentro del grupo de especies con potencial fitorremediador, presentan valores de FBC mayores a 1.

La biomagnificación se refiere a la acumulación progresiva de los compuestos químicos a través de la cadena trófica. El proceso de biomagnificación es muy complejo ya que está influenciado por varios factores fisicoquímicos, fisiológicos y ecológicos, que interactúan con los hábitos de alimentación, metabolismo, tasas de crecimiento y preferencias de los predadores, todos ellos regulando la transferencia de contaminantes hacia niveles tróficos superiores. La bioacumulación y la bioconcentración de sustancias químicas son reconocidas como indicadores apropiados de los efectos biológicos de los contaminantes (Newman y Clements, 2008).

1.3.8 Cuantificación de metales pesados mediante espectrometría de absorción atómica

La espectrometría de absorción atómica (AA) es un método analítico que permite la determinación de la concentración de diferentes elementos metálicos como aluminio, calcio, cadmio, cromo, litio, hierro, magnesio, potasio y sodio, en un orden de detección entre las 3×10^{-4} a más de 20 ppm en una solución. Es el método principal para determinar los niveles de metales pesados en muestras ambientales. Esta técnica

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 y la materia orgánica y solubilizar el elemento a analizar. Por lo general, estos procedimientos de digestión se realizan con ácido nítrico solo (HNO_3) o en combinación con ácido perclórico (HClO_4), clorhídrico (HCl) o sulfúrico (H_2SO_4), ([Cantle, 1982](#)).

Los procesos que se observan en la determinación analítica de elementos mediante absorción atómica comprenden: la atomización de la muestra que inicia con la nebulización de la solución, mediante el uso de una llama producida por un gas oxidante y uno combustible. Una vez en contacto con la llama, el disolvente se evapora formando un aerosol molecular sólido. Posteriormente, la disolución de la mayoría de estas moléculas produce un gas atómico. Los átomos absorben la radiación electromagnética emitida por una lámpara de cationes con una longitud de onda característica. Respecto a las lámparas, las más utilizadas son aquellas denominadas de cátodo hueco. Estas lámparas se componen de un ánodo de wolframio y un cátodo cilíndrico que se hallan cerrados herméticamente en un tubo de vidrio que contiene neón o argón. El cátodo de la lámpara contiene el metal cuyo espectro es el que se desea analizar. Una vez los átomos han absorbido la energía procedente de la lámpara de cátodo hueco, un monocromador que cumple la función de aislar las líneas espectrales no deseadas, de la longitud de onda seleccionada para el análisis. Finalmente, un foto multiplicador convierte la luz en señales eléctricas, que son analizadas por un detector ([Skoog *et al.*, 2000](#), [Alloway, 1995](#)).

Una variación de la atomización por llama es la atomización por medio de vapor frío se utiliza en la determinación de Hg, debido a que la presión de vapor de este elemento se aprecia a temperatura ambiente ([EPA, 1997](#))

1.3.9 Límites permitidos de acuerdo a la literatura y normatividad de algunos países

De acuerdo a [Kabata-Pendias y Pendias \(2001\)](#), el estado del arte en relación con los efectos adversos de los metales pesados es relativamente amplio y conciso, sin embargo no se cuenta con datos suficientes para el establecimiento definitivo de los valores que limiten la cantidad permitida para disminuir el riesgo de contaminación en los suelos y en el ambiente en general. El establecimiento de dichos límites está directamente relacionado con la transferencia de los metales pesados a organismos vivos, la evaluación de los efectos nocivos en el hombre, la estimación de los valores de umbral para variables como la concentración mínima y máxima de exposición a los metales pesados y la estimación del balance de entrada y salida de metales pesados en un sistema. Por lo expuesto anteriormente, pueden observarse límites disímiles en las diferentes normatividades. A pesar que algunas normatividades han coincidido, en la gran mayoría de los países aún se encuentran en discusión los límites de metales pesados y otros contaminantes, razón por la cual se encuentran datos muy disímiles entre unas y otras. Sin embargo, es de anotar que en algunos países de la Unión Europea la normatividad es muy estricta, y en muchos casos, los niveles de contaminantes permitidos son más bajos si se compara con la legislación de otros países ([Instituto Colombiano de Normas Técnicas, 2004](#); [ASCP 2001](#)).

1.4 Procesos de restauración de ambientes intervenidos

Los lugares drásticamente intervenidos, como es el caso de los botaderos o rellenos sanitarios, están caracterizados por cambios muy significativos en la topografía, el paisaje, la vegetación y en el hábitat de la fauna, además de ser considerados una amenaza para el ambiente y la salud humana. Estas condiciones de intervención antropogénica evidencian la necesidad de iniciar actividades conducentes a la restauración en dichos lugares ([Suthersan, 2001](#)).

Como restauración se entiende el proceso mediante el cual se pretende el retorno de un ecosistema a una cercana aproximación de la que fuera su condición previa a la intervención. En dicho proceso, el daño ecológico ocasionado por la intervención se repara y por lo tanto se emula el funcionamiento del sistema original. En los procesos

de restauración se requiere de varias etapas como la reconstrucción de los antecedentes hidrológicos y morfológicos, la descontaminación y la revegetación. Cada uno de los sitios intervenidos tiene sus propias características y por ello, el proceso de restauración debe diseñarse particularmente para cada caso. El principal objetivo de la restauración de ambientes intervenidos o transformados por actividades antropogénicas o naturales, es devolver el espacio a la comunidad, reduciendo el riesgo topográfico, reduciendo el grado de intervención sobre el suelo y promoviendo la recuperación de una zona verde en la que puedan llevarse a cabo actividades de recreación en medio de un ambiente limpio ([National Research Council, 1992](#)).

1.4.1 Caracterización de la fauna y la flora

La prospección de la biodiversidad tiene como objetivo el seguimiento de la integridad biológica de los diferentes ecosistemas. La realización de un inventario de fauna y flora es la forma más directa de reconocer la biodiversidad de un lugar, mediante el uso de herramientas de reconocimiento, ordenamiento, catalogación, cuantificación y mapeo, ([Villarreal et al., 2006](#); [Andersen et al., 2004](#)).

Los estudios de la flora y la fauna son unos de los principales soportes para la planificación, manejo y conservación de los ecosistemas. Los inventarios de flora y fauna están generalmente enmarcados en proyectos de bioprospección y buscan la recopilación y sistematización de datos que permitan obtener un censo y caracterización de la composición y variedad de las especies en un lugar determinado. Dichos estudios se convierten en un requisito importante para la misma conservación y uso sostenible de los recursos naturales y ecosistemas. La realización de inventarios facilita el planteamiento de soluciones a los diversos problemas que afrontan los ecosistemas ([Haila y Margules, 1996](#)).

En los inventarios de diversidad de la fauna se considera indispensable el monitoreo de invertebrados, especialmente de insectos y otros artrópodos ([Andersen et al., 2004](#)). Dicha consideración se basa en la gran contribución de los invertebrados a la biodiversidad de los ecosistemas (en términos de su gran abundancia, diversidad y su

susceptibilidad a la intervención antropogénica), Entre los invertebrados más reconocidos como bioindicadores se encuentran los escarabajos, las arañas, los saltamontes y las hormigas.

Para la captura de artrópodos con fines de identificación y clasificación taxonómica, se utilizan las trampas pitfall o trampas de caída, que han sido señaladas por [Santos et al., \(2007\)](#), como excelentes medios de calificación de la actividad de este grupo faunístico, en ambientes urbanos y rurales.

Dentro de la caracterización faunística también se incluyen los ratones, incluidos en el grupo de pequeños mamíferos no voladores. En el presente estudio y dadas las condiciones del Morro de basuras de Moravia, en las que prima la abundancia de recursos alimenticios, se espera encontrar básicamente roedores, ya que su plasticidad ecológica, les permite sobrevivir en este tipo de ambiente. La captura de ratones puede realizarse mediante el uso de trampas Sherman, estas trampas consisten en un armazón de aluminio con un mecanismo especial que se acciona cuando el animal toma el alimento y se cierra la puerta de acceso ([Wilson et al, 1996](#)).

1.4.2 Revegetación espontánea y dirigida

La revegetación, considerada como un punto clave dentro del proceso de restauración, puede ocurrir en forma espontánea (cuando se remueve los impactos antropogénicos) o como un proceso influenciado o dirigido por el hombre. La revegetación espontánea es de bajo costo pero es un proceso lento. Este tipo de revegetación puede ser utilizada en los procesos de restauración, a menos que haya presencia de altas cantidades de contaminantes ([Prach y Pysek, 2001](#)). De otra parte, el proceso de revegetación guiado se sugiere en las condiciones de alta contaminación del suelo, en la presencia de altas pendientes, cuando es necesario reducir la infiltración y cuando se requiera de acelerar el proceso de establecimiento de una cobertura vegetal determinada ([Bradshaw, 2000](#)).

La vegetación que naturalmente recubre un basurero o aquella vegetación plantada, tiene un papel importante en el control de la erosión, en la remoción de contaminantes y en embellecimiento estético del lugar. En cuanto a la selección de especies a sembrar para descontaminar un basurero, [Nagendran et al., \(2006\)](#) señalan que un buen comienzo es seleccionar plantas nativas del lugar. A pesar que los rellenos sanitarios solo cubren una superficie limitada, por lo general ofrecen una amplia diversidad ambiental y por tanto gran cantidad de nichos para diferentes especies.

En estudios realizados en la caracterización florística de algunos rellenos sanitarios, se citan la presencia y/o dominancia de las familias Poaceae, Asteraceae, Polygonaceae y Chenopodiaceae como familias colonizadoras tempranas de estos lugares ([Nagendran et al., 2006](#); [Kasassi et al, 2008](#)).

1.4.3 Fitorremediación

El termino fitorremediación, proveniente de la raíz phyto (planta) y del sufijo remedium (enmienda o remedio), hace referencia al proceso mediante el cual se hace “limpieza del ambiente” utilizando plantas y sus microbios asociados. Este procedimiento ha venido ganando aceptación durante los últimos diez años, ya que es una tecnología no invasiva, alternativa y complementaria a los métodos de remediación convencionales (ingeniería). La fitorremediación se basa en el uso de procesos naturales existentes en los cuales la planta y/o su rizósfera degradan y/o absorben los contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos ([Cunningham y Berti, 1993](#); [Pilon-Smits, 2005](#)).

Dentro de las ventajas de su uso, se cita su eficiencia (dependiente de la energía solar), característica que la hace 10 veces más económica que los procesos basados en ingeniería, y la aceptación por parte del público, que en general la asocia a procesos “verdes” de limpieza ([Glass, 1999](#)).

Como desventajas de la fitorremediación se citan el posible bajo nivel de adaptación de las plantas a suelos contaminados, la necesidad de realizar enmiendas de suelo

para permitir el crecimiento de la especie y la limitación misma de la eficiencia del proceso por el crecimiento y habilidad de las raíces para alcanzar el contaminante. Finalmente, el proceso es lento, tomando un período extenso en años ([Flechas y Latady, 2003](#)).

Sin embargo, es necesario entender que la finalidad de la fitoextracción es recuperar la salud misma del suelo (entendida como la capacidad de funcionar como un sistema vivo), recuperar el potencial uso de la tierra para sostener la productividad biológica, así como la recuperación de la calidad del aire y del agua y la posibilidad de mantener plantas, animales y humanos sanos ([Epelde et al, 2008](#)).

El proceso de fitorremediación comprende dos estrategias en la absorción de metales pesados:

La fitoestabilización: Es una técnica que persigue la reducción de la toxicidad en sitios contaminados, mediante la inmovilización o inactivación de los metales en el suelo, donde la migración de las mismas se minimiza, mediante la aplicación de enmiendas del suelo. En términos generales, para establecer un programa de fitoestabilización, se prepara el suelo para la siembra, y se aplican fertilizantes fosfatados, materia orgánica o biosólidos, capas de arcilla o una mezcla de dichas enmiendas. Las plantas seleccionadas para llevar a cabo esta técnica deben expresar baja traslocación de los contaminantes desde sus raíces a las partes aéreas, cubrir rápidamente el suelo y adaptarse a las condiciones de toxicidad ([Cunningham y Berti, 1993](#); [Prasad y Freitas, 2003](#))

La fitoextracción: La más conocida de las técnicas de fitorremediación es la fitoextracción. En la práctica, las plantas que acumulan metales pesados se cultivan en la matriz contaminada, de acuerdo a las prácticas agrícolas establecidas. Las raíces de estas especies absorben los metales desde el suelo, los traslocan hacia los órganos aéreos, donde se acumulan. En el cultivo, se pueden utilizar enmiendas de suelo para incrementar la biodisponibilidad de los metales a remediar. Después del término de crecimiento de las plantas, éstas son cosechadas, lo que permite la remoción de los

metales de las capas superficiales del suelo o matriz. Esta técnica de fitorremediación debe considerarse como un esfuerzo a largo plazo, que requiere varios ciclos de cultivo, para reducir la cantidad de metales. El tiempo empleado en la recuperación (que puede extenderse a más de 20 años), dependerá de la habilidad para acumular grandes cantidades de metales y una alta producción de biomasa ([Kumar et al., 1995](#), [Alloway, 1995](#); [Dahmani-Muller et al., 2000](#); [Chaney et al., 1997](#)).

Trabajos recientes han estudiado diferentes herramientas para incrementar la eficiencia del proceso de fitorremediación. Entre ellas se encuentran la adición de enmiendas al suelo, con el propósito de mejorar la biodisponibilidad de metales pesados, el estudio de las interacciones entre los microorganismos de la rizósfera y los cambios en disponibilidad de metales pesados, así como la ingeniería genética con el fin de incorporar genes que incrementen la afinidad o la capacidad de absorción y acumulación de metales pesados ([Kidd et al., 2009](#)).

1.4.4 Familias, géneros y especies vegetales identificadas por su potencial fitorremediador

De acuerdo a [Prasad y Freitas \(2003\)](#), las familias que predominan en los procesos de acumulación de metales son la Asteraceae, Brassicaceae, Caryophyllaceae, Cyperaceae, Cunouniaceae, Fabaceae, Flacourtiaceae, Lamiaceae, Poaceae, Violaceae y Euphorbiaceae. Dentro de la familia Brassicaceae se encuentran 11 géneros y 87 especies que han sido identificados por su potencial fitorremediador. Los géneros con mayor cantidad de especies acumuladoras son: *Allysum* (46) y *Thlapsi* (28).

Existe un alto número de estudios específicos sobre la acumulación de metales en diferentes especies vegetales. La Tabla 1 referencia algunos estudios realizados con plantas acumuladoras de metales pesados.

Los reportes sobre acumulación y fitorremediación de metales pesados son más abundantes para el Cd, Pb y Zn comparado con el número de trabajos realizados en la

fitorremediación de Hg. El trabajo realizado por [Moreno-Jiménez et al. \(2006\)](#), evaluó la bioacumulación de Hg en las especies *Rumex induratus* Boiss y Reuter (Polygonaceae) y *Marrubium vulgare* L. (Lamiaceae). Los autores indicaron que el tejido aéreo de cada una de las dos especies puede extraer entre 10 y 30 g de Hg/ha/año, demostrando que las dos especies poseen potencial para fitorremediar el alto contenido de Hg en los suelos. En otro estudio de fitorremediación de biosólidos, [Lomonte et al., 2009](#), concluyeron que las especies *Atriplex codonocarpa* y *Australodanthonia caespitosa*, tienen alto potencial de fitorremediación de Hg, media como el índice de traslocación y su capacidad para tolerar el alto contenido de mercurio en los biosólidos.

Dentro del grupo de plantas utilizadas para la fitoextracción, se reconocen algunas que tienen una capacidad excepcional para acumular metales pesados. Aquellas especies han sido denominadas hiperacumuladoras.

Tabla 1: Especies identificadas por su potencial fitorremediador de algunos metales pesados

Especie Fitorremediadora	Contaminante	Referencia
<i>Rumex induratus</i> Boiss y Reuter (Polygonaceae), <i>Marrubium vulgare</i> L. (Lamiaceae)	Hg	Moreno-Jiménez et al, 2006
<i>Conyza dioscorides</i> (Asteraceae), <i>Cynodon dactylon</i> (Poaceae)	Zn, Cu y Pb	Abou-Shanab, et al, 2007
<i>Armeria maritima</i> (Brassicaceae)	Pb, Zn	Olkoa, et al, 2007
<i>Chenopodium amaranticolor</i> (Convolvulaceae)	U	Eapen et al, 2003
<i>Lupinus albus</i> (Fabaceae)	Zn, Mn, Co, Cd	Page et al., 2006
<i>Pelargonium sp.</i> , (Geraniaceae)	Pb	Arshad et al, 2008
<i>Hyptis capitata</i> (Lamiaceae), <i>Nicotiana tabacum</i> (Solanaceae)	Cd, Cu	Nedelkoska y Doran, 2000
<i>Allium schoenoprasum</i> (Liliaceae)	Cd	Barazani, 2004
<i>Arabidopsis thaliana</i> (Plumbaginaceae)	Hg	Battke et al., 2008
<i>Brachiaria decumbens</i> (Poaceae)	Cd, Zn, Pb	Santos, 2006
<i>Leersia hexandra</i> (Poaceae)	Cr	Zhang et al, 2007
<i>Sorghum bicolor</i> (Poaceae)	Cd, Co, Cu, Zn	Marchiol et al, 2007
<i>Bidens pilosa</i> (Asteraceae)	Cd	Sun et al., 2009

El reporte de [Prasad y Freitas \(2003\)](#), cita a la familia Brassicaceae como la de mayor número de especies hiperacumuladoras de níquel (7 géneros y 72 especies) y zinc (3 géneros y 20 especies).

De acuerdo a [Wei et al., \(2008\)](#) y a [Ghosh y Singh \(2005\)](#), las plantas hiperacumuladoras exhiben las siguientes características: alta capacidad acumuladora que les permite acumular más de 100 mg/kg de Cd, 1000 mg/kg de As, Pb, Cu, Ni o Co ó más de 10.000 mg/kg de Zn o Mn, una alta capacidad de traslocación de los metales pesados desde la raíz hacia los tejidos aéreos, tolerancia a la toxicidad ocasionada por los metales pesados, en especial la continua producción de biomasa, el factor de bioconcentración entre el contenido de metales pesados del suelo y la planta debe ser mayor que 1. Hasta el momento, no se han identificado plantas hiperacumuladoras de Hg ([Lomonte et al., 2009](#)).

Cabe anotar que han sido pocos los estudios donde se evalúa el potencial fitorremediador de las plantas en estudios in situ ([McGrath et al., 2002](#); [Kidd et al., 2009](#)).

1.5 Condiciones del botadero de basuras de Moravia

1.5.1 Localización y características físicas

En la Figura 1 se describe la localización del antiguo botadero de basuras de Moravia en la ciudad de Medellín, así como una vista actual del sector conocido como el Morro de basuras, en el que se observa el proceso de revegetación en los lotes vacíos como consecuencia de la reubicación de las familias. El Morro de basuras está localizado a los 6° 13' de latitud norte y a los 75° 34 de longitud oeste en el sector nororiental de la ciudad de Medellín, en el departamento de Antioquia. En la actualidad, el Morro de basuras de Moravia se extiende a un área de 7.6 ha y presenta un altura de 42.5 m. Sus laderas presentan pendientes máximas entre 8-10° en sentido norte-sur, y entre 20-25° en sentido oriente-occidente, y su nivel freático se determinó en 19.8 m en su parte más alta, medido con respecto a la base.

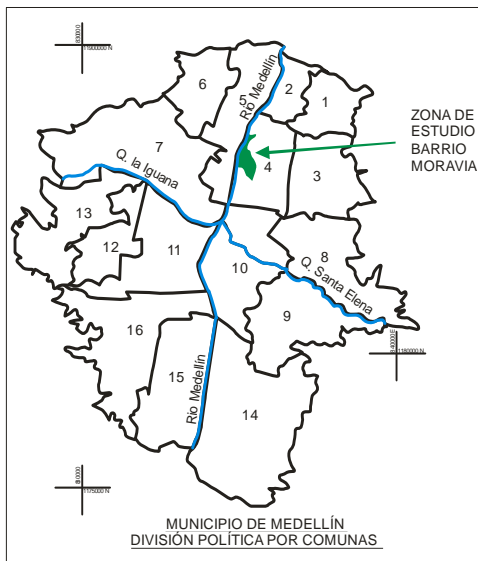


Figura 1: Localización del Morro de basuras de Moravia en la ciudad de Medellín y vista actual de la zona

La matriz de residuos que compone el Morro de basuras, presenta un alto contenido de plásticos no degradados, tuberías de aguas limpias y residuales de las viviendas allí ubicadas, vidrios, prendas de vestir, tapetes y fragmentos de concreto. Presenta además un bajo porcentaje de suelo depositado como cubierta temporal al momento del llenado del basurero.

De acuerdo a Martínez y Sabogal (2009), los registros obtenidos de la instrumentación geotécnica instalada, muestran que las condiciones de flujo dentro de la masa de residuos, se encuentran estables. El lixiviado dentro de la masa de residuos varía entre 13.6 y 20.6 m desde la base del cerro. La permeabilidad del cerro es baja, comparable a la de un suelo arcilloso. La producción de lixiviados se calculó en 1.78 m³/día. Actualmente, el Morro no cuenta con un sistema de drenaje superficial ni planta de tratamiento de los lixiviados. El cerro de basuras presenta en su interior capas impermeables de agregación de plásticos, que fueron prácticamente imposibles de perforar con la instrumentación geotécnica utilizada por el equipo. Este porcentaje

de plástico, corrobora la lenta degradación de este material en las matrices de residuos en los botaderos a cielo abierto y rellenos sanitarios debido a su baja degradabilidad por factores biológicos y químicos ([Miller y Clesceri, 2003](#)).

Desde hace dos años, el Área Metropolitana del Valle de Aburrá y la Empresa de Desarrollo Urbano, EDU, iniciaron el proceso de reubicación de las familias en otros sectores de la ciudad. Debido al proceso de reubicación, el Morro de basuras ha ido quedando despoblado y en algunos de sus lotes se ha evidenciado un proceso de revegetación tanto espontánea como de influencia antropogénica, en el que prima el estrato herbáceo ([Sánchez et al., 2009](#)). En algunas áreas específicas dentro del Morro, las autoridades municipales depositaron una capa de arcilla de 20 cm con el propósito de reducir la erosión y mejorar el aspecto estético del lugar. Por esta razón, en el presente estudio los lotes donde se depositó la cubierta de arcilla se describen con el adjetivo de arcillosos.

1.5.2 Historia

Durante los últimos años de la década de los 60 y primeros de los 70, en el área hoy conocida como Moravia, para ese entonces, un área periférica de Medellín, se llevaba a cabo una explotación minera. Con la clausura de esta mina, y entre los años 1970 a 1984 dicho lugar pasó a convertirse en el “botadero” de basura de la ciudad, recibiendo alrededor de 100 toneladas diarias todo tipo de desechos (domésticos, hospitalarios, industriales, de construcción). Durante los años de operación como basurero, la disposición de los residuos se llevó a cabo sin la presencia de un programa de separación o clasificación de los mismos. Diversas comunidades, principalmente personas desplazadas por la violencia, paulatinamente poblaron el área del botadero y las zonas aledañas. El proceso de ocupación del Morro de basuras inicialmente obedeció a la operación de reciclaje de la basura, y posteriormente, al asentamiento sobre el Morro mismo de basuras, como lugar de vivienda de más de 17000 pobladores ([Integral, 2000](#); [Intervención Integral del Barrio Moravia, 2004](#)).

La baja calidad de vida de los habitantes y la obvia amenaza representada por el Morro de basuras motivó esfuerzos municipales, nacionales e internacionales, en los que se determinó la necesidad inmediata de medidas de restauración del barrio, el control de la contaminación y el establecimiento de programas de orden social para el beneficio de las más de 7500 familias habitantes del antiguo botadero. Estudios previos realizados en el Morro de Moravia, determinaron la presencia de gases tóxicos (cianuros, sulfuros y metano) y altos contenidos de metales pesados (determinación en lixiviados) en diferentes puntos de muestreo en el Morro de basuras. ([Integral, 2000](#)).

Entidades como el Área Metropolitana del Valle del Aburrá (AMVA) han venido encargándose de la planificación para la recuperación integral del Morro de basuras, y en general del barrio Moravia. Dicha recuperación incluye procesos de reubicación de familias habitantes del cerro (proceso que empezó hace dos años y medio) y la implementación de un programa de estudio y ejecución de obras de remediación que permitan devolver este espacio a la ciudad y disminuir la contaminación de las áreas circundantes por problemas de lixiviados, gases y posible transferencia de contaminantes.

2. Caracterización florística y evaluación del contenido de metales pesados en la matriz de residuos y la flora en el Morro de basuras de Moravia en Medellín, Colombia

2.1 Introducción

Los metales pesados se definen como elementos químicos con densidad mayor a 6 g/cm^3 , que no son eliminados de los ecosistemas por procesos de transformación biológica o química y por lo tanto permanecen por un largo periodo de tiempo en el suelo, posibilitando su entrada y acumulación en la red alimenticia ([Nedelkoska y Doran, 2000](#)). La causa principal de la contaminación por metales pesados es intervención antropogénica ([Banat et al., 2005](#); [Chen et al., 2005](#)) siendo los botaderos y rellenos sanitarios uno de los sitios de mayor acumulación de estos contaminantes (Nedelkoska y Doran, 2000).

La flora que crece espontáneamente o que se planta en los sitios de disposición final de residuos, es de suma importancia ya que mejora las características estéticas del lugar, contribuye al control de la erosión y puede ayudar a la remoción de contaminantes. En los espacios de disposición final de residuos generalmente se observa gran cantidad de nichos y por tanto una amplia diversidad vegetal, dentro de la que es factible encontrar especies con gran potencial para la recuperación ambiental ([Nagendran et al., 2006](#)).

La disponibilidad de metales pesados y el crecimiento de especies vegetales en los basureros pueden verse afectados por la descomposición de basuras. Dicho proceso, es afectado por las condiciones particulares de los basureros, tales como las condiciones de conformación de los mismos, las condiciones climáticas y el tiempo transcurrido desde su fase inicial de transformación ([Giraldo, 2001](#)).

El antiguo botadero a cielo abierto de la ciudad de Medellín, conocido como el Morro de basuras de Moravia, recibió más de 100 ton diarias de residuos domésticos,

hospitalarios, industriales y algunos de construcción de la ciudad de Medellín y municipios vecinos por más de una década. Sin embargo, y a pesar de haber transcurrido más de 24 años desde su cierre, no se han realizado estudios que determinen el grado de contaminación por metales pesados en la matriz de residuos que conforma este cerro de basuras ni la disponibilidad y transferencia de dichos metales para las plantas y animales habitantes del cerro.

2.2 Objetivos

2.2.1 Objetivo general

Generar información sobre: (1) La concentración actual de los metales pesados Hg, Pb, Cr, Cd y Ni en las capas superficiales de la matriz de residuos; (2) La biodisponibilidad actual de los metales pesados Hg, Pb, Cr, Cd y Ni y su transferencia a la flora que actualmente revegeta el cerro y (3) Diferencias en absorción de metales pesados (Hg, Pb, Cr, Cd y Ni) entre las especies que actualmente están colonizando el cerro, con el propósito de identificar aquellas promisorias para ser incluidas en un proceso de revegetación dirigido.

2.2.2 Objetivos específicos

- a. Realizar una caracterización florística en el Morro de basuras
- b. Determinar el nivel de concentración de Hg, Pb, Cr, Cd y Ni en muestras representativas de la matriz de residuos del Morro de basuras de Moravia
- c. Establecer el nivel de transferencia de los metales pesados desde la matriz de residuos del Morro a la red alimenticia, mediante la determinación del contenido de metales pesados en especies vegetales
- d. Evaluar la habilidad de la flora nativa (medida como cobertura, producción de materia seca y adaptación al nivel de contaminación) para su futuro uso en los procesos de revegetación dirigida

2.3 Materiales y Métodos.

2.3.1 Caracterización florística

2.3.1.1 Muestreo

Este proceso se llevó a cabo entre febrero y junio del 2008. Para el muestreo florístico de las especies colonizadoras del Morro, se recorrió el basurero en su totalidad, enumerando aquellos lotes en los que se observaba un proceso de revegetación. En cada lote, se procedió a registrar el área aproximada, la estimación visual del grado de pendiente (definida como alta, media o baja) y naturaleza de la capa superficial de la matriz de residuos (nativa o introducida). El proceso de inventario incluyó el 100% de los lotes en proceso de revegetación e incluyó tanto especies vegetales pertenecientes al estrato herbáceo, las cuales en ese momento predominaban en el Morro de Moravia, como los arbustos y árboles presentes.

Se recolectaron muestras de especies vegetales en cada lote las cuales se codificaron de acuerdo al número del mismo y a un número consecutivo correspondiente al orden de colección de cada especie vegetal. Una vez recolectadas, las muestras se prensaron inmediatamente entre dos láminas de cartón, dentro de una hoja de periódico (29 x 37.5 cm), teniendo en cuenta que los individuos estuvieran completos, con órganos relevantes visibles y que permitieran la observación de la disposición, tipo y características del haz y envés de las hojas o folíolos (nervadura, pubescencia, etc.) y visualizando las flores y/o frutos, de acuerdo a la metodologías estándar de herborización. De cada espécimen se realizó un registro fotográfico, y en la libreta de campo se anotaron las siguientes características: hábito de crecimiento y altura, descripción de la flor o inflorescencia, descripción de las hojas y fruto entre otras características importantes.

Para su identificación taxonómica, las muestras colectadas se enviaron al jardín botánico Joaquín Antonio Uribe (JAUM), de la ciudad de Medellín. En el herbario de dicha institución, se identificaron las muestras y se incluyeron en una colección de

referencia con su respectivo código de registro expedido por el herbario JAUM. Aquellas especies comunes (como las comestibles, tomate y mango entre otras) que se encontraban presentes en el Morro de basuras no se enviaron al herbario; para dichas especies el equipo técnico en campo registró el nombre común y científico en el mismo sitio de recolección.

2.3.1.2 Determinación del porcentaje de cobertura

Para esta estimación se utilizó una modificación de la metodología de los cuadrados de [Matteucci, y Colma \(1982\)](#). A continuación se explica la metodología empleada:

Cobertura de una especie vegetal determinada en cada lote muestreado: En cada lote se trazó una cuadrícula para facilitar la estimación del área del mismo. Enseguida se procedió al reconocimiento de las especies predominantes. De cada una de estas especies se estimó el porcentaje de cobertura en relación con el área del lote.

Cobertura de una especie vegetal en el cerro de basuras de Moravia: Una vez muestreados todos los lotes, se estimó el área (m²) cubierta por cada especie vegetal en la totalidad del área muestreada. El porcentaje de cobertura en la totalidad del cerro para cada especie, se estimó de acuerdo al siguiente cálculo

$$\% \text{ cobertura} = \frac{\text{Suma de la cobertura de la especie } x \text{ en los diferentes lotes}}{\text{Suma del área total muestreada}} \times 100$$

2.3.1.3 Estimación de la producción de biomasa de las especies más abundantes

Este procedimiento se realizó con muestras colectadas en algunos de los lotes donde previamente se había realizado el inventario florístico y se incluyeron aquellas especies en las que el porcentaje de cobertura en el área total del cerro de basuras estaba por encima del 3%. Para la toma de la muestra vegetal se utilizó una medida de área (un cuadrado de madera de 0.25 m²). Una vez determinada la muestra a colectar, se procedió a colocar el cuadrado sobre la superficie, realizando cortes del material vegetal limitado por el cuadrado, de forma manual con la ayuda de tijeras de podar.

El material cosechado se colectó y codificó en bolsas de papel con capacidad para 2 kg, y se transportó inmediatamente al laboratorio de Nutrición Animal de la Universidad Nacional, Sede Medellín. El material a secar se dispuso en bandejas de plástico y/o papel periódico; el proceso de secado se llevó a cabo en un horno con circulación interna de aire, a una temperatura de 60°C, por un período de tres días, para asegurar reducción máxima de la humedad, al cabo de los cuales se pesó, registrando todos los pesos de las muestras recolectadas. Para las muestras donde se obtuvieron réplicas en diferentes lotes, el valor definitivo de producción de materia seca se calculó como la media aritmética. Los datos se reportaron como g/m^2 , en base a materia seca.

2.3.2 Determinación de metales pesados en la matriz de residuos y en el material vegetal

Matriz de residuos: La determinación de metales pesados en las capas superficiales de la matriz de residuos se llevó a cabo en forma progresiva. De acuerdo a los resultados de las primeras muestras y obedeciendo a restricciones presupuestales del proyecto, los análisis posteriores se realizaron en los metales pesados de mayor concentración: Pb, Cr, Cd y Ni. Por tanto, las últimas determinaciones del presente estudio se centraron en la determinación de estos cuatro metales.

Para la determinación de metales pesados en las muestras de la matriz de residuos, se incluyeron los lotes que presentaban vegetación. En los lotes muestreados se observaban diferentes características, como la presencia/ausencia de una capa de arcilla previamente depositada por las entidades municipales, la localización dentro del morro de basuras, el grado de inclinación del lote y la exposición a flujos de agua residual. Cada lote recibió un código, (M1 a M14). Los códigos M3 y M4 correspondieron a los lotes con cubierta de arcilla y el código M11, correspondió al lote de referencia o lote control. Este lote, situado cerca de la ribera del río Medellín y distanciado por 40 m de la base del Morro de basuras de Moravia, estaba constituido

por suelo agrícola depositado allí con fines de embellecimiento de las áreas urbanas. Una descripción de las características de los lotes se presenta en el Anexo 1.

En cada lote, y obedeciendo al hecho que el basurero presenta alta heterogeneidad en la composición de la matriz de residuos, se tomaron entre dos y tres muestras en cada lote, que se transportaron debidamente rotuladas, al laboratorio de Nutrición Animal de la Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. Una vez en el laboratorio, las muestras de cada lote, se mezclaron con ayuda de una pala pequeña y se obtuvo una muestra representativa del mismo. En cada muestra se retiraron los elementos de mayor tamaño tales como vidrio, plástico, prendas de vestir y otros materiales de naturaleza antropogénica. La muestra se secó a temperatura ambiente por espacio de 7 días.

Material vegetal: Para la determinación de metales pesados en las muestras de tejido vegetal, se seleccionaron algunas especies que presentaban un porcentaje de cobertura total en el Morro mayor al 3%, y/o que se encontraron creciendo en diferentes lotes del Morro. El material vegetal colectado, se codificó y transportó al mismo laboratorio en bolsas de papel. Una vez en el laboratorio, el material vegetal se lavó con agua de llave, con el fin de retirar partículas de suelo y materiales adheridos a su superficie. Posteriormente se secó en un horno a 60°C hasta alcanzar humedad constante. La muestra de material vegetal se conformó de todos los órganos que estaban presentes en la planta al momento del muestreo.

Las muestras obtenidas a partir de la matriz de residuos y las de material vegetal secas se transportaron a la Sede de Investigaciones Universitarias SIU, de la Universidad de Antioquia, donde se analizó el contenido de metales pesados totales, por medio de espectroscopia de absorción atómica y siguiendo metodologías estándar EPA SW-846 3050B para la determinación de Pb, Cr, Cd y Ni ([EPA, 1996](#)) y EPA SW-846 7471B para la determinación de Hg por medio de vapor frío ([EPA, 1998](#)).

Para la determinación de mercurio total, el material seco se pasó por un tamiz de 2 mm, con el fin de homogeneizar el tamaño de partícula. Se continuó con una

digestión ácida, mezclando 0.5g de muestra, 5ml de H_2SO_4 , 5 ml de $KMnO_4$ y 15 ml de H_2O . La digestión del material se llevó a cabo en baño maría a $60^\circ C$. Después de digerido y a temperatura ambiente, el material se mezcló con suficiente NH_2OH , con el fin de decolorar la mezcla; la cual se filtró. A la solución filtrada se le agregaron 5 ml de $ZnCl_2$ y la solución resultante se utilizó para medir el contenido de Hg por medio de espectrometría de absorción atómica.

Para la determinación de Pb, Cr, Cd y Ni el material se secó en la mufla a $100^\circ C$ por espacio de 12 horas y se pasó por el tamiz de 2mm con el propósito de homogeneizar la muestra. A continuación, 1g de material tamizado se llevó de nuevo a la mufla, con el propósito de obtener las cenizas de material ($400^\circ C$ por 20 minutos). La digestión ácida, se llevó a cabo mezclando HNO_3 y $HClO_4$ (1:1) a temperatura de ebullición. La mezcla resultante se evaporó con el propósito de reducir el volumen y llevar la muestra a un volumen final de 25 ml, en la que se realizó la medición de absorbancia en un espectrómetro GBC 932. En el caso de las plantas, la determinación se realizó sobre una muestra representativa de todo el material colectado (hojas, tallos, frutos y raíces). El contenido de metales pesados se expresó como mg/kg en base a materia seca. Los límites de detección de los métodos empleados (mg/kg) son: Hg: 0.001, Pb: 0.125, Cr y Ni: 0.250 y Cd 0.050.

2.3.3 Determinación de la textura, capacidad de intercambio catiónico, contenido de materia orgánica y pH de la matriz de residuos en lotes del Cerro de basuras de Moravia

La matriz de residuos sólidos parcialmente degradados que compone el cerro de basuras de Moravia, no constituye un suelo agrícola. Sin embargo, uno de los objetivos del presente estudio (la evaluación de la fitorremediación como medida alternativa para la descontaminación del cerro), motivó a que dicha matriz sea considerada como el material de soporte físico y nutricional para las plantas. Desde este punto de vista, las propiedades físicas y químicas mencionadas pueden aproximar el grado de biodisponibilidad de los metales pesados en las capas

superficiales de la matriz de residuos. Por tanto, la determinación de estas características físicas y químicas, se llevó a cabo con el propósito de estimar la biodisponibilidad de metales pesados en el cerro de basuras de Moravia. Dicha determinación se llevó a cabo en cuatro lotes, seleccionados por sus características de área, accesibilidad y diferencias en pendiente.

Para la determinación de estas propiedades, se utilizó la misma muestra obtenida para la determinación de metales pesados previamente descrita y correspondiente a los primeros 20 cm de la matriz de residuos. En el análisis fisicoquímico fue realizado por el Laboratorio de Suelos de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, siguiendo metodologías estándar: textura (Bouyoucos, citado por [IGAC, 1990](#)), pH (Agua 1:1), contenido de materia orgánica (Walkley Black), contenido de sales (Ca, Mg, K, método acetato de amonio 1M), y capacidad intercambio catiónico efectiva (Suma de cationes de cambio), metodologías estándar citadas en [Pansu y Gautheyrou \(2006\)](#).

2.3.4 Cálculo de Factores de bioconcentración

El cálculo de los FBC se realizó en la medida en que fue posible obtener los datos de concentración del metal en la matriz de residuos y en los tejidos vegetales provenientes del mismo lote. Teniendo en cuenta la alta heterogeneidad característica de la matriz de residuos del Morro y el hecho que al momento del muestreo fue imposible encontrar todas las plantas en los mismos lotes del muestreo, solo se calcularon algunos FBC. El valor de FBC para una especie determinada, se obtuvo dividiendo el contenido de un metal en el tejido vegetal entre el contenido del mismo metal en la matriz de residuos.

2.4 Resultados

2.4.1 Composición florística

En la Tabla 2 se reportan las familias, las especies y el código de registro del herbario JAUM para cada uno de los especímenes colectados durante la caracterización florística del Cerro de Moravia.

Tabla 2: Especies y familias de plantas colonizadoras identificadas en el Cerro de basuras de Moravia

Familia	Especies	Código de registro
Amaranthaceae	<i>Alternanthera albotomentosa</i> Suess	43888
	<i>Amaranthus spinosus</i> L.	43870
Asteraceae	<i>Acmella oppositifolia</i> (Lam.) Jansen	43832
	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	43833
	<i>Ambrosia cumanensis</i> Kunth.	43866
	<i>Bidens pilosa</i> L.	43834
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Crong.	43836
	<i>Emilia coccínea</i> (Sims) Sweet.	43835
	<i>Erechtites hieracifolia</i> (L.) Raf.	43839
	<i>Gallinsoga ciliata</i> (Raf.) Blake.	43837
	<i>Tagetes patula</i> L.	43838
Bignoniaceae	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beruv	43841
Brassicaceae	<i>Brassica campestris</i> L.	43842
	<i>Lepidium virginicum</i> L.	43889
Caesalpiniaceae	<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	43844
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.	43845
Caryophyllaceae	<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd.	43846
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	43847
Commelinaceae	<i>Commelina diffusa</i> Burm. F.	43890
	<i>Setcreasea purpurea</i> Boom	43871
Convolvulaceae	<i>Ipomoea clavata</i> (G. Don) Van Oostroom	43848
	<i>Ipomoea nil</i> (L.) Roth.	43867
	<i>Ipomoea tiliacea</i> (Willd.) Chass.	43885
Cucurbitaceae	<i>Elateriopsis oerstedii</i> (Cogn.) Pitt.	43849
Cyperaceae	<i>Cyperus ferax</i> Rich.	43850
	<i>Cyperus odoratus</i> L.	43851
	<i>Fuirena cf. umbellata</i> Rottb	43852
	<i>Mariscus flabelliformis</i> Kunth	43853
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	43854

Familia	Especies	Código de registro
	<i>Phyllanthus cf. niruri</i> L.	43868
	<i>Ricinus communis</i> L.	43873
Fabaceae	<i>Crotalaria pallida</i> Ait.	43874
Geraniaceae	<i>Pelargonium cf. zonale</i>	43872
Lamiaceae	<i>Stachys micheliana</i> Briquet	43876
Lauraceae	<i>Persea caerulea</i> (Ruiz & Pavón) Mez	43891
Malpighiaceae	<i>Bunchosia armeniaca</i> (Cav.)DC.	43869
Malvaceae	<i>Hibiscus sabdariffa</i> L.	43877
	<i>Malachra cf. alceifolia</i> Jacq.	43878
	<i>Malvaviscus arboreus</i> Cav.	43879
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	43880
Mimosaceae	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) De Wit.	43855
	<i>Mimosa pudica</i> L.	43857
Nyctaginaceae	<i>Mirabilis jalapa</i> L.	43858
Poaceae	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	43882
	<i>Paspalum plenum</i> Chase.	43862
	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach	43896
	<i>Sorghum halapense</i> (L.) Pers.	43894
	<i>Urochloa maxima</i> (Jacq.) R. Webster (Synm: <i>Panicum máximum</i> Jacq.)	43897
Phytolaccaceae	<i>Petiveria alliacea</i> L.	43859
	<i>Phytolacca icosandra</i> L.	43892
Plantaginaceae	<i>Plantago major</i> L.	43860
Polygonaceae	<i>Polygonum punctatum</i> Ell.	43861
	<i>Polygonum segetum</i> Kunth	43886
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	43881
Solanaceae	<i>Brugmansia arborea</i> (L.) Lagerh.	43863
	<i>Nicotiana glauca</i> Graham	43898
	<i>Nicotiana tabacum</i> L.	43883
	<i>Pyysalis peruviana</i> L.	43864
	<i>Solanum americanum</i> L.	43865
Verbenaceae	<i>Verbena litoralis</i> Kunth.	43884

En total, se identificaron más de 60 especies, agrupadas en 28 familias botánicas. Como puede observarse, las familias mejor representadas de acuerdo al número de especies en el Morro de basuras son: Asteraceae (9), Poaceae y Solanaceae (5), Cyperaceae y Malvaceae (4), Convolvulaceae y Euphorbiaceae (3). Dentro de las especies identificadas en el herbario, se incluyen los árboles *Spathodea campanulata*,

Senna occidentales, *Leucaena leucocephala* y *Persea caerulea* (aguacatillo, cuyo fruto es comestible) y los arbustos *Ricinus communis*, *Nicotiana glauca*, *Brugmansia arborea* y *Bunchosia armeniaca*, así como el árbol frutal *Carica papaya*. Como cabe esperar en los procesos de revegetación temprana, el estrato herbáceo se presentó con alta abundancia. Además de las especies identificadas taxonómicamente, se encontraron especies comestibles plantadas por los habitantes como complemento de su dieta, tales como tomate (*Lycopersicon esculentum*), mango (*Mangifera* sp.), naranja (*Citrus* sp.) y banano (*Musa paradisiaca*).

2.4.2 Cobertura y producción de materia seca de las especies herbáceas y arbustivas

En la Tabla 3 se reporta el número de lotes donde se encontró una especie en particular, el porcentaje mínimo y máximo de cobertura y la cobertura promedio. En total, se muestrearon 14 lotes con un área revegetada total de 2842,66 m² y 802.2 m² de área descubierta. Como puede observarse, alrededor de 50% de la cobertura vegetal del Morro al momento del muestreo correspondía a las especies *U. maxima* y *B. pilosa*, las que se encontraban presentes en 11 y 12 de los 14 lotes muestreados, respectivamente. A estas siguió la especie comestible *Cucúrbita maxima* (ahuyama), con una cobertura del 9% y presencia en 6 de los 14 lotes.

Esta especie comestible fue inicialmente plantada por habitantes del Morro en los lugares vacíos cerca de sus viviendas, y siguió su proceso de colonización en los lotes que iban quedando vacíos.

Tabla 3: Presencia en lotes y valores de cobertura máxima y mínima para las especies identificadas en el Morro de basuras de Moravia

Especies	Número de lotes	Valores de Cobertura (%)		
		Mínima	Máxima	Promedio
<i>Urochloa maxima</i>	11	0.81	71.07	24.74
<i>Bidens pilosa</i>	12	12.46	50.32	23.38
<i>Cucurbita maxima</i>	6	3.36	35.43	9.08
<i>Alternanthera albotomentosa</i>	7	1.68	19.48	4.92
<i>Ipomoea tiliacea</i>	4	0.33	28.28	4.37
<i>Amaranthus spinosus</i>	7	1,66	15.15	3.88
<i>Nicotiana tabacum</i>	6	0.17	25.97	3.25
<i>Commelina diffusa</i>	3	4.43	36.90	3.20
<i>Eleusine inidca</i>	1	12.94	12.94	2.47
<i>Nicotiana glauca</i>	7	0.14	12.36	2.37
<i>Cynodon dactylon</i>	1	21.86	21.86	2.19
<i>Gallinsoga ciliata</i>	3	5.63	6.47	1.92
<i>Ipomoea nil</i>	3	1.68	13.39	1.82
<i>Leucaena leucocephala</i>	6	0.37	6.88	1.31
<i>Emilia coccinea</i>	7	0.22	12.12	1.17
<i>Sida rhombifolia</i>	3	1.19	4.75	1.00
<i>Cyperus ferax</i>	1	16.81	16.81	0.95
<i>Ricinus communis</i>	4	0.46	6.72	0.73
<i>Lepidium virginicum</i>	3	0.79	1.74	0.61
<i>Pysalis peruviana</i>	2	0.41	10.42	0.58
<i>Ageratum conyzoides</i>	2	1.19	2.51	0.54
<i>Chenopodium ambrosoides</i>	1	2.59	2.59	0.49
<i>Carica papaya</i>	2	2.76	4.06	0.46
<i>Ipomoea clavata</i>	2	0.26	3.18	0.37
<i>Verbena sp.</i>	2	0.26	3.17	0.34
<i>Crotalaria pallida</i>	1	2.85	2.85	0.30
<i>Polygonum segetum</i>	1	2.37	2.37	0.24
<i>Portulaca oleracea</i>	2	1.32	6.06	0.12
<i>Senna occidentalis</i>	2	0.08	0.79	0.09
<i>Conyza bonariensis</i>	2	0.22	1.28	0.06
<i>Mimosa pudica</i>	1	0.16	0.16	0.03
<i>Plantago mayor</i>	1	0.04	0.04	0.01

La Tabla 4 muestra los valores calculados para la producción de biomasa en las diferentes especies y muestras analizadas. Como puede observarse, *U. maxima* fue la especie con mayor producción de materia seca (7.4 kg/m²), sobrepasando con mucho la producción de materia seca registrada para la mayoría de especies, que varió entre 0.4 y 0.1 kg/m².

Cabe anotar que los datos producción de materia seca presentaron una alta variación a través de los diferentes sitios de muestreo, lo cual obedeció a diferencias en fertilidad de la matriz de residuos y en la edad de las plantas muestreadas.

Los resultados del inventario florístico, el cálculo de cobertura y de producción de materia seca corroboran la predominancia de las familias Poaceae y Asteraceae en el Morro de basuras de Moravia, al momento del muestreo.

Tabla 4: Producción de materia seca (kg/m²) en plantas muestreadas en el morro de basuras de Moravia

Especies	Número de muestras	Producción de materia seca (kg/m ²)	Desviación estándar del promedio
<i>Urochloa maxima</i>	2	7.40	6.41
<i>Leucaena leucocephala</i>	1	4.70	—
<i>Pelargonium cf. zonale</i>	1	1.10	—
<i>Sida rhombifolia</i>	2	0.44	0.24
<i>Cynodon dactylon</i>	4	0.34	0.16
<i>Nicotiana glauca</i>	2	0.31	0.01
<i>Alternanthera albotomentosa</i>	4	0.31	0.12
<i>Amaranthus spinosus</i>	2	0.26	0.11
<i>Bidens pilosa</i>	5	0.25	0.07
<i>Lepidium virginicum</i>	3	0.24	0.06
<i>Cucurbita maxima</i>	8	0.23	0.09
<i>Ipomoea tiliacea</i>	3	0.23	0.03
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	2	0.20	0.07
<i>Ipomoea nil</i>	4	0.19	0.06
<i>Ageratum conyzoides</i>	2	0.10	0.02
<i>Commelina diffusa</i>	3	0.08	0.02

2.4.3 Textura, Contenido de materia orgánica, Capacidad de intercambio catiónico y pH en la matriz de residuos del cerro de basuras de Moravia

En la Tabla 5 se muestran las características físicas y químicas de las capas superficiales de la matriz de residuos de los cuatro lotes seleccionados para la evaluación. Como muestra la Tabla 5, tres de las cuatro muestras analizadas fueron clasificadas como franco-arenosas, mientras que la muestra proveniente del lote con cobertura de arcilla se clasificó como franco-arcilloso, con un contenido de arcilla 3 veces mayor que los lotes sin cobertura de arcilla. En cuanto a los cationes intercambiables, el contenido de Ca se clasificó como alto para todos los lotes, el contenido de Mg se considera medio a bajo para el caso de los lotes sin cobertura de arcilla, mientras que para arcilla se presentó en valores elevados. El contenido de K se clasificó como muy alto para los lotes sin arcilla y bajo en el lote con cubierta de arcilla. Como consecuencia del contenido de cationes de cambio, la capacidad de intercambio efectiva (CICE) se presentó en el mismo rango de valores para los cuatro lotes muestreados, a pesar que el valor mínimo se presentó en el lote de arcilla (21.9 cmolc/kg). El contenido de materia orgánica varió en un amplio rango presentando valores entre 1 y 12.9%.

En las muestras provenientes del lote sin arcilla se observó un alto contenido de materia orgánica. De acuerdo a la literatura, un contenido de materia orgánica mayor al 5% en clima cálido se considera alto ([Cuesta, 2005](#); [Alloway, 1995](#); [WSTB, 2003](#)). Sin embargo el contenido de materia orgánica en el lote de arcilla solo fue del 1%. Los valores de pH se presentaron en el rango de 7.0 a 7.6; el pH más alto se observó en la muestra proveniente del lote 2. Las condiciones de pH observadas se encontraron muy cercanas a la neutralidad y a los valores considerados como óptimos para producción agrícola.

Tabla 5: Propiedades físicas y químicas de la matriz de residuos en lotes seleccionados del cerro de basuras de Moravia

Propiedad	M1	M3*	M5	M7
Arena (%)	66	32	68	60
Limo (%)	24	36	20	24
Arcilla (%)	10	32	12	16
Clasificación	Franco arenoso	Franco arcilloso	Franco arenoso	Franco arenoso
Ca (cmolc/kg)	29.6	11.0	28.5	27.8
Mg (cmolc/kg)	1.6	10.7	2.5	1.4
K (cmolc/kg)	1.8	0.16	2.28	1.87
Capacidad de intercambio catiónico (cmolc/kg)	32.6	21.9	33.3	31.3
Materia orgánica (%)	12.9	1.0	9.1	7.8
pH	7.6	7.3	7.6	7.0

*Lote con cubierta de arcilla

2.4.4 Contenido de metales en la matriz de residuos

La Tabla 6 describe el número de muestras, el rango, el promedio y la desviación estándar del promedio para los contenidos de Hg, Pb, Cr, Cd y Ni observados en los diferentes lotes, así como algunos valores de referencia encontrados en la literatura. En la Figura 2 (a-e) se observan los contenidos de cada uno de los metales en las diferentes muestras, los que se compararon con las Normativa Colombiana (Instituto Colombiano de Normas Técnicas [ICONTEC, 2004](#)) y la Suiza ([ASCP Guidelines 2001](#)), que establecen los límites máximos permitidos para enmiendas de suelo y aplicaciones de lodo y basura municipal, respectivamente.

Tabla 6: Número de muestras, rango de concentración, promedio y desviación estándar del contenido total metales pesados en la matriz de residuos del Morro de basuras de Moravia.

Descripción	Concentración de metales pesados (mg/kg)				
	Hg	Pb	Cr	Cd	Ni
Número de muestras	10	14	14	14	14
Rango de concentración (mg/kg)	<LD -121.3	2.86-9624	17.9-476.7	<LD -13.14	5.12-1689
Promedio (mg/kg)	16.63	2339.5	160.6	5.32	322.4
Desviación estándar del promedio	11.8	713.7	34.4	1.1	154.5
Rango normal en suelos ¹	0.020–0.625	10 – 30	14-70	0.07- 1.1	3–1000
Promedios reportados en Eritrea ²	0.95	597.5	186.4	3.3	87.7
Valores reportados en la literatura ³	—	2-300	5-1500	—	2-750

¹[World Health Organization, \(2007\)](#), ² Valores de referencia reportados por [Tesfai y Dresher, \(2009\)](#), ³ [Haque et al., \(2008\)](#)

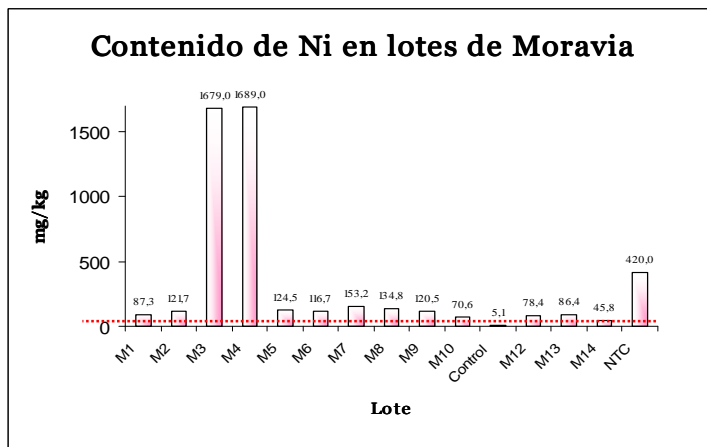
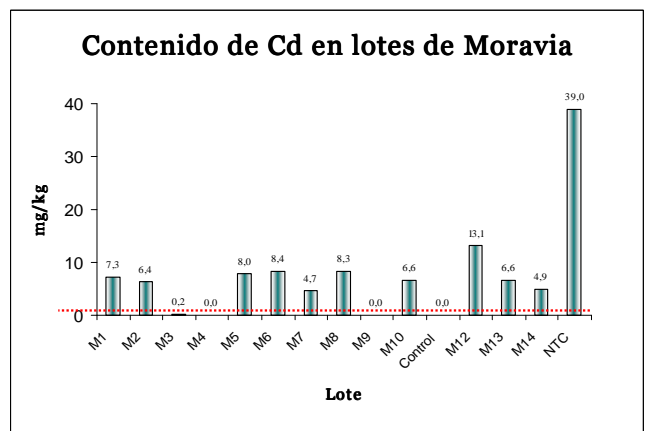
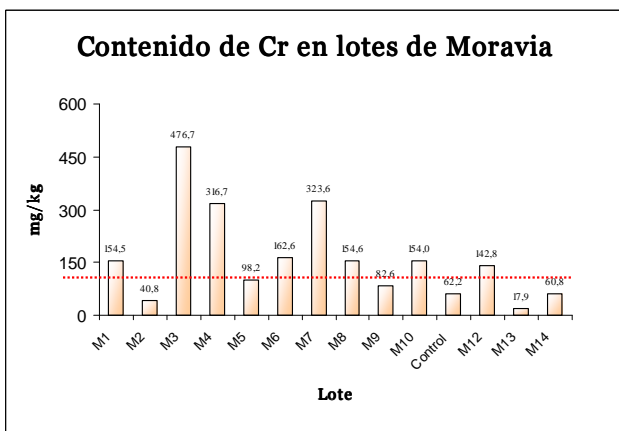
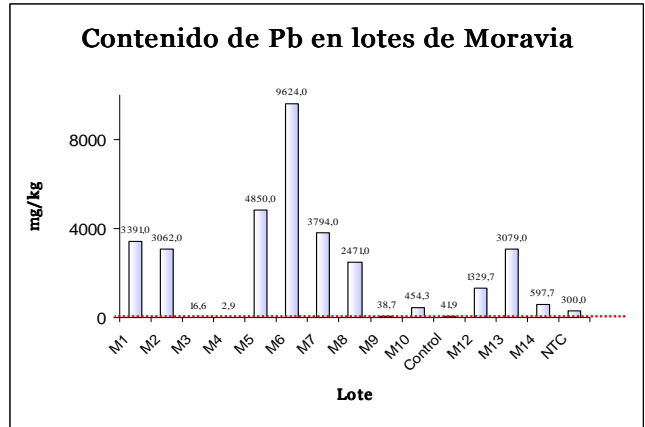
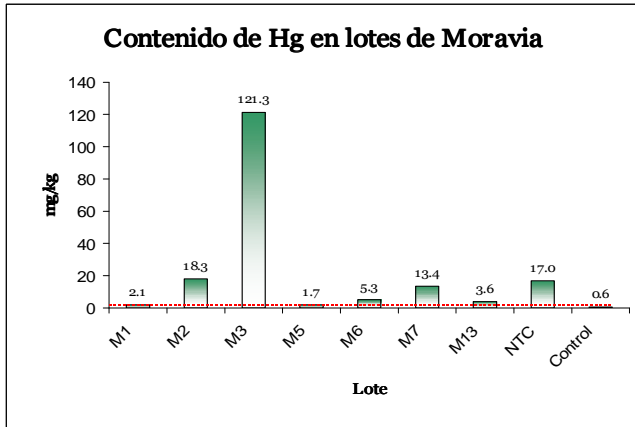


Figura 2: Contenido de Hg, Pb, Cr, Cd y Ni (mg/kg) en los muestras de la matriz de residuos en los diferentes lotes del cerro de basuras de Moravia La línea punteada indica el contenido máximo permitido para cada metal de acuerdo a la [ASCP, 2001](#)

En total se analizaron 14 muestras de la matriz de residuos, provenientes de 10 lotes. En todos los sitios se muestreó los primeros 20 cm y adicionalmente se analizaron cuatro muestras, obtenidas de la matriz de residuos a una profundidad mayor (20-40 cm). Por consideraciones presupuestales solamente fue posible recolectar cuatro muestras de la matriz de residuos a mayor profundidad.

Los resultados mostraron que en la mayoría de muestras analizadas, el contenido de metales pesados fue mayor a los valores máximos permitidos en la normativa suiza y en algunos casos más altos que los valores máximos permitidos en la normativa colombiana. A su vez, en el lote de referencia, el contenido de Hg, Pb y Cr estuvo dentro de los rangos normales. Es importante observar que los mayores contenidos de Hg, Ni y Cr se registraron en la muestra proveniente del lote con cubierta de arcilla. En el caso del Hg, el máximo contenido observado (121.3 mg/kg), excedió ampliamente al contenido encontrado en las muestras nativas del Morro (0.58 a 18.32 mg/kg). Con Ni se observó un comportamiento similar, ya que en el lote de arcilla se observaron 1689.0 mg/kg, mientras que en los lotes sin arcilla el contenido varió entre 45 y 153 mg/kg. El contenido máximo de Cr (476.7mg/kg), también excedió el rango de contenido en los lotes sin arcilla (62 a 17 mg/kg). Además de la tendencia observada en las muestras provenientes del lote con cubierta de arcilla, no se observó otra tendencia que pudiera estar relacionada con las propiedades de los lotes donde se obtuvieron las muestras analizadas. El alto contenido de Hg observado en las muestras provenientes de los lotes con cobertura de arcilla, puede deberse a las relaciones de biodisponibilidad y las propiedades físico químicas proporcionadas por la capa de arcilla. Se considera que altos valores de pH, contenido de arcilla y contenido de materia orgánica favorecen la sorción del mercurio por suelos. Sin embargo, la materia orgánica es el más efectivo sorbente natural para el mercurio en suelos ácidos ($\text{pH} < 4$), considerando que óxidos de hierro y minerales arcillosos podrían llegar a ser más efectivos sorbentes a altos pH ($> 5,5$). En un estudio específico comparando suelos arcillosos y arenosos, [Mbarki et al. \(2008\)](#), encontraron

que los contenidos de metales pesados en los suelos arcillosos eran entre tres y cuatro veces más altos que aquellos suelos arenosos.

Las concentraciones de Pb, Cr y Ni variaron dentro de un rango muy amplio, lo que se ve reflejado en los altos valores de la desviación estándar del promedio.

Los valores de Cd se presentaron en un rango más estrecho, por lo que el valor de la desviación estándar del promedio fue bajo. Cabe anotar que de acuerdo a lo reportado por la [World Health Organization \(2007\)](#), una concentración de 0.5 mg/kg de cadmio refleja contaminación antropogénica, por lo que aunque las concentraciones observadas fueron bajas comparadas con los otros metales, no puede subvalorarse la contaminación por este metal.

De acuerdo al contenido observado en los análisis, la abundancia relativa de los metales pesados en la matriz de residuos degradados del Morro de Moravia se estableció en el siguiente orden: $Pb > Ni > Cr > Hg > Cd$.

2.4.5 Contenido de metales pesados en plantas.

En la Tabla 7 se resumen el rango, promedio y desviación estándar para las concentraciones de metales pesados en las plantas muestreadas. En total se analizaron 28 muestras vegetales provenientes de 13 especies muestreadas en diferentes lotes del Morro. La mayoría de especies se muestrearon en dos o tres lotes, y cuatro especies solo se encontraron en un lote. No se observaron concentraciones detectables de Cd (a excepción de una muestra de *Ricinus communis*) o Ni en ninguna de las muestras vegetales

Absorción de Hg: Los valores para el contenido de Hg en plantas no fueron mayores a 1 mg/kg (con un promedio general a todas las muestras de 0.53) y las especies donde se registraron las concentraciones más altas fueron *B. pilosa* (1.0 mg/kg, en el lote M9). El contenido de Hg en la muestra de la especie *B. pilosa* obtenida del lote con cubierta de arcilla fue de 0.6 mg/kg, valor cercano al promedio calculado (0.53)

Absorción de Pb: El contenido de Pb varió ampliamente entre las diferentes especies presentando valores en el rango <LD a 123.7 mg/kg, con el contenido más alto observándose en *L. virginicum* (proveniente del lote M10).

Absorción de Cr: El contenido de Cr varió ampliamente a través de todas las muestras, presentando valores desde <LD a 263.7 mg/kg, con una desviación estándar del promedio de 10.38. El valor máximo de absorción de Cr se observó en la especie *B. pilosa*, proveniente del lote M3 (cubierta de arcilla).

Los resultados mostraron una alta variabilidad en los contenidos de metales en cada una de las especies recolectadas en diferentes lotes, especialmente en el caso de Pb y Cr, por lo que la desviación estándar del promedio mostró valores muy altos.

Un ejemplo de esta alta variabilidad se observó en los contenidos de plomo en *L. virginicum* (34.0 a 123.7 mg/kg y una desviación estándar del promedio de 28.6) o el caso de *B. pilosa* y Cr (84-263.7 mg/kg y una desviación estándar del promedio de 53.2). De acuerdo con los resultados observados en el contenido de metales en tejido vegetal, el siguiente es el orden de absorción y probablemente de biodisponibilidad de metales pesados en las condiciones actuales de la matriz de residuos: Cr > Pb > Hg > Cd > Ni, observación hecha sin diferenciar entre especies vegetales.

Tabla 7: Número de muestras, rango promedio y desviación estándar para el contenido de metales pesados en plantas colectadas en el cerro de Moravia

Especies	Hg	Pb	Cr	Cd	Ni
<u><i>Alternanthera albotomentosa</i></u>					
n	3	3	3	3	3
Rango de contenido (mg/kg)	0.24 - 0.80	2.8 - 3.2	68.4 - 86.3	<LD	<LD
Promedio	0.5	2.3	74.4	—	—
Desv. Est. promedio	0.2	0.7	6.0	—	—
<u><i>Bidens pilosa</i></u>					
n	3	3	3	3	3
Rango de contenido (mg/kg)	0.4 - 1.0	3.2 - 9.9	84.0 - 263.7	<LD	<LD
Promedio	0.7	6.1	162.3	—	—
Desv. Est. promedio	0.2	2.0	53.2	—	—
<u><i>Cucurbita maxima</i></u>					
n	2	2	2	2	2
Rango de contenido (mg/kg)	0 - 0.7	<LD - 3.1	<LD - 75.5	<LD	<LD
Promedio	0.5	1.5	37.8	—	—
Desv. Est. promedio	0.3	1.5	37.8	—	—
<u><i>Emilia coccinea</i></u>					
n	3	3	3	3	3
Rango de contenido (mg/kg)	0.4 - 1.0	0.3 - 45.7	61.3 - 100.8	<LD	<LD
Promedio	0.9	27.1	77.3	—	—
Desv. Est. promedio	0.0	15.2	13.1	—	—
<u><i>Ipomoea cf trifida</i></u>					
n	2	2	2	2	2
Rango de contenido (mg/kg)	0.4 - 0.9	2.0 - 12.4	2 - 30.4	<LD	<LD
Promedio	0.6	11.4	55.3	—	—

Especies	Hg	Pb	Cr	Cd	Ni
Desv. Est. promedio	0.3	1.1	24.9	—	—
<i>Ipomoea nil</i>					
n	3	3	3	3	3
Rango de contenido (mg/kg)	0.5 – 0.9	2.1 – 43.4	<LD – 12.0	<LD	<LD
Promedio	0.6	17.6	4.0	—	—
Desv. Est. promedio	0.1	13.0	4.0	—	—
<i>Lepidium virginicum</i>					
n	3	3	3	3	3
Rango de contenido (mg/kg)	0.2 – 0.9	34.0 – 123.7	29.6 – 80.4	<LD	<LD
Promedio	0.6	66.6	48.8	—	—
Desv. Est. promedio	0.2	28.6	15.9	—	—
<i>Leucaena leucocephala</i>					
n	3	3	3	3	3
Rango de contenido (mg/kg)	0.3	2.5 – 38.0	<LD – 3.0	<LD	<LD
Promedio	0.3	15.4	23.2	—	—
Desv. Est. promedio	0.0	11.3	23.2	—	—
<i>Urochloa maxima</i>					
n	2	2	2	2	2
Rango	0.2 – 0.9	2.6 – 7.0	78.0 – 94.4	<LD	<LD
Promedio	0.6	4.8	86.2	—	—
Desv. Est. promedio	0.3	2.2	8.2	—	—
<i>Pelargonium cf zonale</i>					
Contenido (mg/kg)	0.2	47.7	17.7	<LD	<LD
<i>Ricinus communis</i>					
Contenido (mg/kg)	ND	<LD	12.3	4.6	<LD
<i>Carica papaya</i>					
Contenido (mg/kg)	0.4	<LD	56.3	<LD	<LD

2.4.6 Factores de Bioconcentración

La Tabla 8 muestra los valores máximos estimados para los FBC por especie vegetal. Debe recordarse que el cálculo de los FBC no pudo realizarse para todas las especies. Esto obedeció a que algunas de ellas no se encontraban creciendo en todos los lotes muestreados. De otra parte, estos FBC solo se calcularon para los metales Pb y Cr. El bajo contenido de Hg (menor de 1 mg/kg) en las muestras vegetales, se reflejó en FBC muy bajos (no reportados en la Tabla 8). De forma similar, los contenidos no detectables de Cd y Ni en tejido vegetal, tampoco permitieron el cálculo del FBC para estos dos metales. Por lo anterior, debe recordarse que la inclusión de datos presentados en la Tabla 8 para los FBC, obedece a factores de disponibilidad de información y no se pretende descartar como fitorremediadoras a las especies no mencionadas en dicha tabla.

Los valores estimados de FBC variaron de acuerdo a las especies, lotes y metales pesados. Por ejemplo, los FBC para Pb variaron entre 1.18 (*E. coccinea*, proveniente del lote M9) y 0.01 (*L. leucocephala*, proveniente del lote M10), y aquellos FBC para Cr variaron entre 1.68 (*B. pilosa*, proveniente del lote M9) y 0.08 (*I. nil*, proveniente del lote M14). No pudo establecerse un patrón de comportamiento del FBC de las especies, con relación al contenido de metales pesados del lote donde estaban creciendo. En esto debe anotarse, que como se demuestra en el capítulo cinco, existe gran variabilidad espacial en el contenido de metales pesados en los lotes de Moravia, con dichos valores cambiando drásticamente en muestras obtenidas en lotes adyacentes.

El valor de FBC promedio calculado a partir de las muestras vegetales disponibles, mostró mayor absorción de Cr en las condiciones actuales del cerro de basuras de Moravia.

Tabla 8: Valores máximos de factores de bioconcentración para algunas de las especies analizadas en el cerro de basuras de Moravia

Especies	BCF	
	Pb	Cr
<i>Alternanthera albotomentosa</i>	0.07	0,88
<i>Bidens pilosa</i>	0.32	1.68
<i>Cucurbita maxima</i>	0.08	0.77
<i>Emilia coccinea</i>	1.18	1,03
<i>Ipomoea cf trifida</i>	0.03	0.82
<i>Lepidium virginicum</i>	1.09	0.82
<i>Leucaena leucocephala</i>	0.98	0.45
<i>Pelargonium cf zonale</i>	0.04	0.12

2.5. Discusión

2.5.1 Caracterización florística

Los inventarios de flora en sitios intervenidos por diversas causas, permiten obtener elementos de juicio para el diagnóstico del área y la selección de las especies apropiadas para la revegetación y/o rehabilitación de dicho espacio, al tiempo que permiten evidenciar si la presencia de contaminantes causa toxicidad en dichas especies colonizadoras. Es claro que las especies identificadas en estos sitios están genética y fenotípicamente equipadas para sobrevivir a las condiciones presentes, y en este caso particular, a los altos contenidos de contaminantes de diversa naturaleza. En el presente estudio, el número de especies identificadas en el Morro de basuras de Moravia es indicativo de una alta diversidad, aun cuando este estudio se realizó al momento en que Moravia estaba en una etapa temprana de su proceso de revegetación (los datos obtenidos a través de comunicación personal con la EDU, permiten establecer que a la fecha en que fue llevada a cabo la caracterización

florística, había transcurrido un periodo máximo de dos años en los cuales los primeros desocupados, presentaban un proceso de colonización).

Nuestros datos sobre la presencia mayoritaria de las familias Poaceae, Asteraceae, Polygonaceae y de las especies *B. pilosa*, y *C. maxima* coinciden con datos de composición botánica previamente reportados en rellenos sanitarios (Nagendran *et al.*, 2006). Asimismo, las especies de *A. conyzoides* y *C. dactylon* (identificada *in situ*) han sido previamente reportadas como dominantes o comunes en inventarios de flora en lugares contaminados con metales pesados ([Li *et al.*, 2007](#); [Remon *et al.*, 2005](#); [Chan *et al.*, 1997](#)). A su vez, la especie *Panicum maximum* (*Urochloa maxima*) se estudió por su capacidad para remediar suelos ligeramente contaminados con crudos de petróleo ([Hernández y Mager, 2003](#)). Entre las especies de menor cobertura en Moravia, *Nicotiana glauca*, se reportó por [Barazani *et al.*, \(2004\)](#), como la única especie arbustiva que crecía en un relleno sanitario en Israel. En cuanto a la presencia de especies arbóreas, [Chan *et al.*, \(1997\)](#) reportó la dominancia y buen rendimiento agronómico de *Leucaena leucocephala*, la cual se recomienda como indicada para la revegetación de este tipo de ambientes. Por su parte, [Kasassi *et al.*, \(2008\)](#) reportaron el uso de *C. dactylon* en la revegetación exitosa de un relleno sanitario clausurado en el norte de Grecia. Estos reportes confirman el grado de adaptación de las familias y especies identificadas en el cerro de basuras a condiciones de alta contaminación ambiental. En el presente estudio y durante el tiempo en que el equipo realizó el muestreo, se observó una excelente adaptación de la mayoría de especies vegetales a juzgar por los datos de cobertura, presencia en diferentes lotes y la ausencia de síntomas de toxicidad. En la mayoría de los casos, las especies se encontraban en diferentes estados fenológicos (vegetativo, floración) a través de los lotes muestreados, observándose en algunos de ellos una abundante producción de semillas.

En el análisis de los resultados de cobertura vegetal, cabe recordar que el proceso de revegetación en el Morro de Moravia ha sido ampliamente influenciado por factores

antropogénicos, incluyendo la siembra directa de algunas especies de carácter ornamental y comestible.

En cuanto a la producción de materia seca, el valor más alto en las especies evaluadas se observó en *U. maxima*, datos que coinciden con la producción esperada de una gramínea vigorosa de porte alto. La alta variabilidad observada en los datos de producción de materia seca pudo estar asociada a la metodología de muestreo (recolección al azar de material vegetal en los diferentes lotes), ya que las plantas colectadas no presentaban condiciones homogéneas en cuanto a la etapa de crecimiento y condiciones microambientales como fertilidad y contenido de metales, en cada uno de los lotes muestreados. Está ampliamente aceptado que las condiciones anteriormente descritas inciden directamente en la productividad de cualquier especie vegetal. Cabe recordar que la alta producción de biomasa es una de las condiciones necesarias para el exitoso establecimiento de un programa de recuperación ambiental basado en el uso de especies vegetales.

La presencia de las especies identificadas en el morro de basuras de Moravia, permite concluir que a pesar de los prolongados procesos a que ha sido sometida la matriz de residuos, tales como el continuo asentamiento humano y constante manipulación de sus capas externas, ésta presenta condiciones adecuadas para el establecimiento exitoso de una cobertura vegetal. Además es indicativo de la diversidad de recursos disponibles para futura evaluación y selección de especies adaptadas a las condiciones particulares de esta zona.

2.5.2 Contaminación por metales pesados en la matriz de residuos semidegradados

En el presente estudio, la metodología utilizada para medir el contenido de metales pesados en las muestras de la matriz de residuos, permitió medir el contenido total de los mismos. De acuerdo a varios autores, los contenidos totales de metales pesados no están directamente relacionados con la absorción de metales por las plantas ([Alloway, 1995](#); [Kabata-Pendias, 2007](#); [Antoniadis et al., 2008](#);). Sin embargo, la determinación

de propiedades fisicoquímicas del suelo (textura, CICE, % Materia orgánica y pH) permite aproximar la biodisponibilidad de metales pesados en los lotes del cerro de basuras.

Se considera que las arcillas retienen con mayor fuerza los cationes de elementos metálicos ([Gier y Johns, 2000](#)). De acuerdo a esta consideración, se esperaría que en el lote de arcilla (textura franco-arcillosa) se presentara un contenido mayor de metales pesados, comparado con aquel esperado en los lotes sin arcilla (textura franco arenosa). Los resultados obtenidos en nuestro estudio evidenciaron un mayor contenido de Hg, Cr y Ni en las muestras provenientes del lote de arcilla, condición que podría asociarse a una alta adsorción de cationes metálicos en la arcilla presente en algunos lotes de Moravia. Esta condición debe tenerse en cuenta al momento de integrar diversas medidas de recuperación, como es el caso de la combinación de capas impermeabilizantes de la matriz de residuos y el uso de coberturas vegetales con propósito fitorremediador, así como la posible necesidad de agregar enmiendas de suelo, con el objetivo de mejorar la biodisponibilidad para las plantas, en los procesos de fitorremediación.

A valores bajos de pH, la cantidad de iones H^+ es mayor y por tanto desplazan mayor cantidad cationes adsorbidos, aumentando el movimiento de estos hacia la solución del suelo. Además, la retención de los metales pesados en la materia orgánica del suelo es muy débil a pH bajos. Por el contrario, a valores altos de pH, los cationes metálicos son adsorbidos con mayor fuerza, reduciendo la cantidad de los mismos en la solución del suelo ([Alloway, 1995](#); [Pilon Smits, 2005](#)). En el caso del cerro de basuras de Moravia, el pH de las muestras (cercano a valores de 7) sugiere baja biodisponibilidad de metales pesados, condición que restringe la absorción de metales pesados por parte de las especies vegetales.

Como puede observarse en la Tabla 6 y en las Figuras 2 a-e, los contenidos de Hg, Pb, Cr, Cd y Ni encontrados en la matriz de residuos del cerro de basuras, se encuentran en su gran mayoría en concentraciones muy por encima de los rangos

previamente reportados como normales para suelos agrícolas. Aún en el caso que no se compararan con suelos agrícolas, los contenidos de metales pesados se encuentran en un nivel superior a aquellos niveles permitidos por la normatividad suiza (límites en compost para uso agrícola) y aún cuando se compararon con los contenidos reportados por Tesfai y Dresher (2009), determinación realizada en un relleno sanitario de la república de Eritrea, Norte de África. Sin embargo, el contenido de algunas muestras no se encuentra excediendo los límites permitidos en la normatividad colombiana, (reglamentada en la Norma técnica colombiana [ICONTEC, 2004](#)) para compost y enmiendas de suelo. Al comparar el contenido de metales pesados de la matriz de residuos del presente estudio con las normatividad suiza, se observó que algunos de los contenidos de mercurio se encontraban 121 veces por encima de dicho valor, los de plomo hasta 80, los de níquel hasta 33 y los de cromo y cadmio entre 5 y 6. El altísimo contenido de todos los metales pesados puede explicarse por la disposición de residuos industriales depositados en Moravia durante el periodo de funcionamiento como basurero municipal. Estos datos confirman por una parte el alto grado de contaminación por metales pesados existente en el Morro, contaminación claramente proveniente de una inadecuada disposición de desechos y por la otra, la necesidad de iniciar las acciones de rehabilitación con el fin de reducir el daño ambiental a los sectores aledaños y a los habitantes. Asimismo, evidencia la presencia de altas concentraciones de metales en la matriz, aun después de 24 años de la clausura del botadero de basura. El riesgo que representa la contaminación por metales pesados en el Morro de Moravia es evidente y se presenta como una gran amenaza para la salud de animales y humanos que pueden ingerir o entrar en contacto con el material particulado por su continua cercanía con el área contaminada ([World Health Organization, 2007](#)).

El proceso progresivo de reubicación de pobladores en el cerro de basuras, permite la exposición de sectores de la matriz de residuos a condiciones climáticas que incrementan el riesgo de contaminación por metales pesados y la actual amenaza que representa. Dichas condiciones (como el arrastre de metales pesados tanto por la

lluvia, agua de escorrentía y viento), justifican la necesidad de establecer varias medidas de recuperación para disminuir la contaminación.

Los valores de desviación estándar del promedio observados en el contenido de metales en la matriz de residuos corroboran la naturaleza altamente heterogénea del Morro de basuras de Moravia y ponen de manifiesto la necesidad de integrar este concepto a la recuperación del cerro. Por ejemplo, dicha heterogeneidad no permite la sectorización del cerro con fines de remediación, ya que no se apreció un patrón de distribución de los metales pesados.

El proceso de absorción de metales pesados en plantas ha sido documentado en la literatura; son diversas las familias botánicas señaladas como acumuladoras de metales pesados, entre ellas Asteraceae, Brassicaceae y Caryophyllaceae ([Prasad y Freitas, 2003](#)). En nuestro estudio, todas las muestras vegetales analizadas (13 especies pertenecientes a 11 familias), absorbieron en diferente grado Hg, Pb y Cr. El nivel de absorción varió entre especies, lotes y metales. Por ejemplo, en las muestras de *L. virginicum*, se encontraron diferentes niveles de absorción de Pb (medidos mg/kg): 123.7 en el lote M10, 42.2 en el lote M9 y 34.0 en el lote M5. Esta variabilidad en absorción puede estar relacionada con la alta heterogeneidad de la matriz de residuos en la que crecen las plantas y las condiciones particulares de cada uno de los lotes, aunque también debe recordarse que las plantas estaban en diferentes estadios de crecimiento.

Los resultados del contenido de metales pesados en las muestras de tejido vegetal, confirman la transferencia de metales pesados desde la matriz de residuos hacia niveles basales de la cadena trófica. Es importante recalcar que dicha transferencia se presenta aún después de 24 años de degradación de los residuos que conforman la matriz. Estos resultados son de gran importancia, no solo en nuestro estudio, sino en estudios similares que puedan llevarse a cabo, para el diseño, implementación y manejo de lugares de disposición final de basuras. Asimismo, sugiere la transferencia de metales pesados a niveles superiores de la cadena trófica.

La transferencia de metales pesados desde la matriz de residuos a los tejidos vegetales es aún más preocupante en el caso del contenido de Pb y Cr en la especie comestible *C. maxima* y el de Cr en *C. papaya*. Dicho contenido excede por un amplio rango los límites establecidos por el [Codex Alimentarius Commission \(2006\)](#), donde se sugieren 0.1 y 2.6 ppm (Pb y Cr respectivamente) para vegetales comestibles.

Algunas de las especies reportadas en nuestro estudio, han sido previamente documentadas respecto al contenido de metales pesados en sus tejidos. En el caso de *Pelargonium* sp. ([Arshad et al., 2008](#)), se registraron contenidos de plomo entre 486 y 1467 mg/kg en raíces de diferentes cultivares de esta especie. [Fakayode y Onianwa \(2002\)](#), encontraron los siguientes contenidos de metales pesados (mg/kg): Pb: 0.3-4.3, Cr: 0.1-6, Cd: 0.02-1.4, Ni: 0.1-6.6, en un estudio realizado con *U. maxima* en una región industrial de Nigeria. En el presente estudio, el contenido de Pb en plantas de *P. cf zonale* fue menor que el reportado; en el caso de *U. maxima* los valores de Pb y Cr estuvieron por encima de los valores en el estudio señalado. Las diferencias señaladas, sugieren la necesidad de realizar estudios *in situ*, tanto de absorción de metales, como de adaptación de las especies vegetales a las condiciones particulares de cada lugar. En el caso de Moravia, las condiciones son aún más particulares, dadas las características ya descritas respecto a su conformación e historia.

El cálculo de los FBC, permite aproximar la tolerancia y la capacidad de absorción de metales pesados de una especie vegetal determinada. De otra parte, las especies hiperacumuladoras son aquellas que acumulan en sus tejidos concentraciones mayores de 1000 mg/kg de Pb o Ni, y 100 mg/kg de Cd y se perfilan como las más eficientes en los procesos de descontaminación ([Zhang et al., 2007](#)). En el presente estudio, a pesar que en algunas muestras se encontraron cantidades altas de metales, especialmente de Pb y Cr, la mayoría de las plantas presentes en el morro presenta FBC bajos. Esta condición puede asociarse a: (1) baja biodisponibilidad de metales en las capas externas de la matriz de residuos y (2) bajo potencial acumulador de las plantas que actualmente se encuentran revegetando el cerro. Las especies *E. coccinea* y *L. virginicum* presentaron los FBC mas altos para Pb (1.18 y 1.09,

respectivamente); y las especies *B. pilosa* y *E. coccinea* presentaron los FBC mas altos para Cr (1.68 y 1.03, respectivamente). Debe recordarse sin embargo, que la capacidad fitorremediadora no solamente está relacionada con el FBC de una especie. Factores adicionales como la producción de materia seca y rápido establecimiento, deben considerarse al momento de seleccionar alternativas de revegetación y remediación. Una alta producción de materia seca, puede compensar una baja concentración de metales pesados en tejido vegetal, aumentando la extracción de metales pesados por unidad de área.

El caso de las especies *B. pilosa*, *L. virginicum*, *U. maxima* y *E. coccinea* merecen una mención especial. En nuestro estudio, estas especies exhibieron una gran adaptación a las condiciones del morro de Moravia (medidas por su cobertura y producción de materia seca), y adicionalmente presentaron contenidos y/o FBC de metales pesados que sugieren su uso exitoso en procesos de revegetación y descontaminación y por tanto ameritan su evaluación en condiciones controladas. En un estudio específico con la especie *B. pilosa*, [Sun et al., \(2009\)](#) evaluó el grado de tolerancia de la especie a altas concentraciones de Cd. Sin embargo, a nuestro conocimiento, no hay reportes de esta especie respecto al contenido de plomo y cromo.

2.6 Conclusiones

La matriz de residuos que compone el cerro de basuras de Moravia ha experimentado un largo proceso de degradación e intervención antropogénica. Desde su clausura en 1984, el antiguo botadero ha sido constantemente poblado, llegando a reportarse altos índices de hacinamiento en la zona. Dichos asentamientos sin duda han incrementado la intervención antropogénica, relacionada con la construcción de casas, siembra de especies comestibles y ornamentales y manipulación de las capas superficiales de la matriz de residuos, generando unas condiciones muy particulares de contenido y movimiento de metales pesados.

La reubicación parcial de los pobladores del cerro, ha permitido un proceso de colonización de especies vegetales, en la que predomina el estrato herbáceo, y el cual ha sido parcialmente influenciado por los habitantes. El presente estudio evidenció que la condición actual del cerro de basuras, ofrece las condiciones de fertilidad necesarias para el establecimiento y propagación de más de 60 especies. Dicha diversidad permite contar con numerosas alternativas para iniciar un proceso de revegetación dirigida, necesario en el cerro de basuras.

A pesar de haber transcurrido 24 años desde su cierre, el antiguo botadero de basuras de Moravia presenta en sus capas superficiales una alta concentración de Pb, Ni, Cr, Hg y Cd, con valores que exceden por un amplio rango los límites permisibles en suelos agrícolas, en enmiendas para aplicación en suelos agrícolas, e incluso reportes previos de rellenos sanitarios. La causa más probable de dicha acumulación de metales pesados, es la disposición indiscriminada de residuos sólidos de diversa naturaleza, entre los que seguramente se encontraban aquellos industriales y agrícolas, conocidos por su alto contenido de contaminantes. El alto contenido de metales pesados en las capas superficiales, demanda acciones inmediatas de control de erosión y en general la reducción de las rutas de dispersión de estos contaminantes.

Los metales pesados analizados, se encuentran además en un nivel de biodisponibilidad que permite la transferencia a la flora que crece sobre la superficie de la matriz de residuos. Al momento del muestreo, la transferencia de metales a la flora, seguía el patrón de absorción Cr, Pb, Hg y Ni. Sin embargo, este orden puede cambiar tanto espacial como temporalmente, ya que la matriz de residuos demostró una alta heterogeneidad en relación con el contenido de metales pesados.

La transferencia de metales permite concluir que los habitantes del cerro (flora, fauna y población humana), se encuentran expuestos a la ingestión y/o contacto de material contaminado. Es por tanto necesario, monitorear y dirigir el proceso de revegetación del cerro, con el fin de disminuir dichas rutas de exposición.

Una de las acciones a tomar para disminuir el impacto negativo, es el establecimiento de coberturas vegetales que permitan la reducción de la erosión, la remoción de contaminantes y el embellecimiento del lugar. La caracterización florística realizada permitió determinar que las especies *B. pilosa*, *L. virginicum*, *U. maxima* y *E. coccinea*, se presentan como especies promisorias por sus características de crecimiento y de absorción de metales pesados, por lo que deben evaluarse en condiciones semicontroladas.

El presente estudio permitió observar el comportamiento de un botadero de basuras, 24 años después de su clausura, desde el punto de vista de contenido de metales pesados y transferencia de los mismos a la flora. Este estudio pone de manifiesto que el problema de la disposición de residuos, es de vital importancia para la salud humana y el medio ambiente, y que las consecuencias de la disposición no tecnificada de residuos sólidos es una amenaza que permanece activa por mucho tiempo.

3. Estudio preliminar de la fauna en el Morro de basuras de Moravia y transferencia de metales pesados en artrópodos y roedores

3.1 Introducción

La caracterización de las especies presentes, incluyendo aquella que se realiza en los sitios intervenidos provee una medida de la variedad de formas de vida y aporta información acerca de la diversidad funcional en la cadena alimenticia. Al inventariar y caracterizar el estado de la biodiversidad de un sitio, es indispensable restringir los muestreos a sólo unos componentes de la biodiversidad, ya que el conocimiento taxonómico, el financiamiento y el esfuerzo necesario para obtener información, son algunos de los limitantes para la ejecución de este tipo de estudios. ([Villareal et al. 2006](#)).

El grupo faunístico de los artrópodos (insectos, arácnidos, crustáceos y miriápodos) se considera como uno de los más importantes dentro del reino animal. Dicha importancia se relaciona con su histórica permanencia en nuestro planeta, la adaptación diversos ambientes. Dichas características han determinado la importancia de este grupo en procesos como la caracterización de la diversidad y la evaluación de los impactos de un ambiente determinado ([Ritz et al., 2009](#)).

No obstante, otros estudios incluyen múltiples grupos del componente faunístico. Por ejemplo, el orden Rodentia se incluye en muchos estudios, ya que este orden supone casi un tercio de todos los mamíferos, y entre ellos están algunas de las plagas que padece el hombre como son el ratón casero (*Mus musculus*), la rata común (*Rattus norvegicus*) y la rata negra (*Rattus rattus*), las cuales de la mano del hombre, se han hecho ecuménicas. [Talmage y Walton \(1991\)](#) indicaron que los pequeños mamíferos o roedores son bioindicadores efectivos del grado de contaminación de un lugar, debido a su abundancia, amplia distribución, patrones de migración en corta distancia, hábitos alimenticios, alta tasa de reproducción y facilidad de captura.

Los botaderos y rellenos sanitarios se caracterizan por ser un ambiente muy rico en recursos alimenticios altos en energía, lo que los hace un sitio atractivo para hospedar gran variedad de organismos. La cantidad y tipo de hospederos que se encuentren en estos sitios, dependerá del tipo de recurso alimenticio, ya que éste es un aspecto determinante en el éxito de supervivencia de los seres vivos. La población predominante de hospederos en un lugar de disposición de residuos será aquella que puedan tolerar y adaptarse a las condiciones desfavorables, presentes en dichos sitios, ([Miller y Clesceri, 2003](#)). Algunos de estos pobladores se han considerado como bioindicadores, a fin de obtener información e inferir acerca del impacto causado por uno o varios factores sobre el ecosistema. El uso repetido de dichos indicadores ayuda en la detección de cambios ambientales, o evalúa la eficacia de los programas de restauración ([Van Straalen, 1998](#)).

El Morro de Moravia, antiguo botadero de la ciudad de Medellín es un claro ejemplo de un espacio altamente intervenido y contaminado. De acuerdo a los datos descritos en la historia del cerro, el continuo asentamiento y hacinamiento de pobladores, ha incrementado el nivel de intervención antropogénica en este lugar. Asimismo, la determinación del contenido de Pb, Cr, Cd y Ni (realizada en nuestro estudio descrito en el Capítulo 2) indicó que en las capas superficiales de la matriz de residuos del botadero se encuentran cantidades que exceden por un amplio rango, los niveles permitidos en suelos agrícolas.

Además del alto contenido de contaminantes, también se estableció la transferencia activa de metales pesados a las especies vegetales colonizadoras del cerro. Se hace por tanto necesario determinar si la transferencia de metales pesados alcanza los niveles de consumidores en la cadena trófica en el cerro de basuras de Moravia, realizando una caracterización de dos grupos faunísticos en el antiguo botadero y el nivel de contaminación por metales pesados en sus tejidos.

3.2 Objetivos

- a. Describir, mediante el uso de trampas y observaciones directas, la composición de las comunidades de artrópodos y pequeños mamíferos no voladores (roedores), presentes en el Morro de basuras de Moravia
- b. Determinar la transferencia de metales pesados desde la matriz de residuos a la población de artrópodos y pequeños mamíferos no voladores (roedores), capturados en el Morro de basuras, mediante el análisis del contenido de Pb, Cr, Cd y Ni en tejidos animales seleccionados

3.3 Materiales y métodos

Para la caracterización de la fauna presente en el cerro de basuras de Moravia, se seleccionaron grupos faunísticos adaptados a un amplio rango de ambientes, tal como es el caso de los artrópodos (invertebrados) y los roedores (del grupo de los pequeños mamíferos no voladores).

3.3.1 Muestreo de Artrópodos

Para el muestreo de artrópodos se establecieron tres estaciones de muestreo. Cada estación de muestreo consistió de tres trampas de caída pitfall, generalmente utilizadas en el monitoreo de este grupo faunístico ([Underwood y Fisher, 2006](#)). Las trampas tenían diferentes tipos de atrayente y estaban separadas una de otra por una distancia mínima de 30 m. Cada trampa de caída consistió de un vaso plástico con capacidad para 450 ml enterrado a ras de la superficie, suspendido con un alambre sobre el vaso. En cada trampa se colocó una copa plástica con capacidad para 50 ml la cual contenía excremento, fruta en descomposición o pescado en descomposición como se muestra en la Figura 3. Para coleccionar los insectos atraídos, se utilizó etanol al 70% ([Villareal et al., 2006](#)). Estas trampas permanecieron en el campo 48 horas sin ser recebadas. Adicionalmente, se realizó un muestreo mediante red entomológica o

jama en una parcela de 2 x 2 m dentro de la cual se realizó captura de los insectos atrapados en la red.

Todo el material biológico contenido en los vasos se colectó y se trasladó en bolsas plásticas rotuladas al laboratorio de entomología de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. La identificación se realizó hasta el nivel de familia, mediante el uso de claves taxonómicas y por medio de la comparación de los ejemplares con los individuos del Museo Entomológico Francisco Luís Gallego (MEFLG).

Para el muestreo de arañas se establecieron tres puntos de muestreo, muestreando en cada uno de los puntos, un área de 1 m². Para la captura de especímenes, las telas de araña localizadas en el sitio de muestreo, se espolvorearon con fécula de maíz para mejorar la visibilidad de la tela y a continuación se colectaron las arañas presentes. Asimismo se capturaron aquellas que se encontraban en el área mediante captura directa o búsqueda activa de especímenes, según la metodología de [Turnbull \(1973\)](#).



Figura 3: Trampas de caída Pitfall para la captura de artrópodos

3.3.2 Muestreo de pequeños mamíferos no voladores

Para el muestreo de roedores, se utilizaron 15 trampas tipo Sherman, (Figura 4) que se ubicaron al interior de viviendas.



Figura 4: Uso de trampas Sherman en las viviendas de Moravia para captura de ratones

Este tipo de trampa (live trap) se utiliza generalmente para capturar especímenes sin causar su muerte, ([Drickamer y Springer, 1998](#)). En el presente estudio, en cada trampa se colocó un pedazo de carne, como atrayente y los especímenes capturados se colectaron 24 horas después. Para el traslado del material biológico al laboratorio se utilizaron bolsas de tela y guantes de carnaza. Los especímenes capturados se llevaron a laboratorio de Nutrición Animal de la Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. Una vez en el laboratorio, los especímenes se clasificaron por medio de comparaciones morfológicas con claves de identificación.

3.3.3 Determinación de metales pesados en tejido animal

Los especímenes de artrópodos conservados en etanol (70%), se refrigeraron a 4°C, hasta el momento de la determinación de Pb, Cr, Cd y Ni. Con el fin de obtener una

cantidad suficiente de material biológico, los artrópodos capturados se agruparon por familias y se enviaron de esta forma al laboratorio de la Sede de Investigaciones Universitarias, SIU. En la muestra se incluyó el cuerpo completo de los insectos, siguiendo la metodología reportada por [Jelaska et al., \(2007\)](#).

Los especímenes de roedores capturados e identificados, se sacrificaron por medio de inhalación con éter. Inmediatamente se procedió a realizar una necropsia, con el fin de extraer el hígado y los riñones de cada espécimen. Dicha extracción obedeció a los reportes previos, en donde se indica que en dichos órganos se pueden acumular altas cantidades de metales pesados ([Sánchez-Chardi et al., 2007](#)). Los órganos y el resto del cuerpo de los especímenes para analizar, se secaron en horno a 105°C, por espacio de 24 h de acuerdo a la metodología reportada por ([Sánchez-Chardi et al., 2007](#)). Una vez seco, el material se transportó a los laboratorios de la SIU, en la Universidad de Antioquia, en donde se determinó la concentración de Pb, Cr, Cd y Ni, de acuerdo a la metodología estándar ya descrita ([EPA, 1998](#); [EPA, 1996](#)).

3.4 Resultados

3.4.1 Muestreo de Artrópodos

La Tabla 9 muestra el número de individuos y las familias de los especímenes capturados de acuerdo al tipo de trampa. En total, fueron capturados 534 insectos, distribuidos en 9 órdenes, 51 familias y 75 morfoespecies. El orden más abundante fue Coleoptera con 195 Individuos y la familia más abundante fue Formicidae con 122 individuos capturados. Las trampas pitfall con coprocebo mostraron ser las más efectivas para la colecta ya que con ellas se colectaron 195 individuos, mientras que las trampas pitfall con pescado y con fruta en descomposición capturaron 93 y 112 individuos respectivamente. Por medio de la captura con jama se capturaron 134 individuos.

Tabla 9: Insectos identificados provenientes del Morro de basuras de Moravia

ORDEN	Método de captura				Total capturados
	Jama	Pitfall Coprocebo	Pitfall fruta	Pitfall pescado	
Blattodea			5	4	9
Blattidae			5	4	9
Coleoptera	19	132	34	10	195
Bostrichidae			2		2
Cantharidae	2				2
Coccinellidae	5				5
Curculionidae		1			1
Chrysomellidae	7	1	1		9
Hydrophylidae				1	1
Lagriidae	3				3
Nitidulidae		21	26	5	52
Staphylinidae		108	3	3	114
Tenebrionidae	2	1	2	1	6
Dermaptera		1	22	3	26
Forficulidae		1	22	3	26
Diptera	51	36	7	7	101
Agromyzidae	1				1
Callyphoridae	1	1	1		3
Chloropidae	6		1	1	8
Chyromiidae	2		3		5
Dolichopodidae	4				4
Drosophilidae	7		2	2	11
Lauxaniidae	5				5
Muscidae	10	8		1	19

ORDEN Familia	Método de captura				Total capturados
	Jama	Pitfall Coprocebo	Pitfall fruta	Pitfall pescado	
Otitidae	1				1
Phoridae	1			2	3
Sepsidae	3	5		1	9
Sphaeroceridae		21			21
Stratiomyidae		1			1
Syllidae	1				1
Syrphidae	2				2
Tachinidae	2				2
Tipulidae	5				5
Hemiptera	42	1	5	5	53
Aphididae	1	1			2
Cicadellidae	7		2	2	11
Coccinellidae			1		1
Coreidae	9				9
Cydnidae			2		2
Lygaeidae	1				1
Membracidae	3				3
Miridae	17			2	19
Pentathomidae	2				2
Simidae				1	1
Tingidae	2				2
Hymenoptera	10	25	38	63	136
Apidae	1				1
Braconidae	5				5
Chalcididae	1				1

ORDEN Familia	Método de captura				Total capturados
	Jama	Pitfall Coprocebo	Pitfall fruta	Pitfall pescado	
Encyrtidae	1				1
Eupelmidae				1	1
Formicidae	1	25	35	61	122
Ichneumonidae	1		3	1	5
Lepidoptera	5		1		6
Heliconidae	1				1
Noctuidae			1		1
Pieridae	4				4
Orthoptera	7			1	8
Acrididae	7			1	8
Total general	134	195	112	93	534

Cabe resaltar la presencia de *Palpada vinetorum* y *Palpada furcata*, pertenecientes al grupo conocido como los sírfidos, como primeros registros de estas especies para el valle de Aburrá. La familia Syrphidae es una de las más numerosas en el orden Diptera. Algunas especies dentro de esta familia han sido empleadas en el control biológico de plagas, así como bioindicadores de contaminación ambiental ([Sommaggio, 1999](#))

La clasificación taxonómica de estas especies se describe a continuación:

Reino: Animalia
Phylum: Arthropoda
Clase: Insecta
Orden: Diptera
Familia: Syrphidae

Subfamilia: Eristalinae
Tribu: Eristalini
Género: Palpada
Especies: *Palpada vinetorum*, y *Palpada furcata*

La Tabla 10 describe el número de arañas capturadas en el muestreo realizado y la familia a la que pertenecen.

Tabla 10: Número de arañas y familias presentes en el cerro de basuras de Moravia

Familia	Número de individuos
Aranaeidae	67
Lycosiidae	12
Salticidae	4
Thomisidae	12
Gasteracantha	14
<i>Total individuos</i>	109

Adicionalmente, se encontraron 4 especímenes de milpiés (Diplopoda: Polyesmida: Strongylosomidae) pertenecientes a la especie *Oxidus gracilis*, en las trampas de caída cebadas con pescado y excremento.

3.4.1 Muestreo de mamíferos no voladores

En total se capturaron 10 individuos, todos pertenecientes a la misma especie, *Mus musculus* Linnaeus, 1758, especie comúnmente conocida como ratón doméstico.

3.4.2 Contenido de metales en tejido animal

En la Tabla 11 se describen las concentraciones de Pb, Cr, Cd y Ni encontrados en las muestras de tejido animal capturadas en el Morro de basuras de Moravia. De acuerdo a los resultados observados en la Tabla 11, los tejidos animales analizados contienen Pb y Cd principalmente, aunque se encontraron concentraciones de níquel en cucarachas.

Tabla 11: Contenido (mg/kg) de Pb, Cr, Cd y Ni en artrópodos y pequeños mamíferos capturados en el cerro de basuras de Moravia

Grupo faunístico y familia	Contenido en mg/kg			
	Pb	Cr	Cd	Ni
<i>Artrópodos</i>				
Arañas (Gasteracantha)	5.01	<LD	10.31	<LD
Coleópteros (Nitidulidae)	<LD	<LD	2.16	<LD
Grillos (Acrididae)	<LD	<LD	1.18	<LD
Cucarachas (Blattidae)	<LD	<LD	3.39	9.5
<i>Pequeños mamíferos no voladores</i>				
Ratón (cabeza, <i>M. musculus</i>)	45.05	<LD	0.72	<LD
Ratón (cuerpo, <i>M. musculus</i>)	8.05	<LD	0.57	<LD
Ratón (hígado, <i>M. musculus</i>)	<LD	<LD	0.18	<LD
Ratón (riñón, <i>M. musculus</i>)	<LD	<LD	6.74	<LD

3.5 Discusión

Diversidad de artrópodos en el cerro de basuras de Moravia: De acuerdo a los resultados de la caracterización preliminar de la fauna del Morro de Moravia, se presenta una alta diversidad de artrópodos. Sin embargo, la ausencia de otros filos como Annelida (lombrices de tierra) se ha relacionado con prácticas de manejo agrícola de alto impacto ambiental negativo ([Miller y Clesceri, 2003](#)).

Una de las principales causas que ha promovido la diversidad de artrópodos es la alta disponibilidad de recursos alimenticios y el proceso de colonización vegetal (reportado en el Capítulo 2 de este documento), lo cual proporciona diversos nichos aptos para la reproducción de estos invertebrados. Dentro de los artrópodos identificados en el cerro de Moravia, se encuentran órdenes y familias con diversos hábitos alimenticios, desde predadores hasta generalistas. Por ejemplo las arañas y las cucarachas (Blattidae) son especies omnívoras, que pueden establecerse con éxito en diversos ambientes. Dentro del orden Coleoptera, se encuentran familias de fitófagos, (Chrysomellidae), depredadores (Staphylinidae), larvas necrófagas (Callyphoridae) y descomponedores (Nitidulidae). La diversidad tanto de hábitos como de recursos alimenticios promueve el exitoso establecimiento de artrópodos, aún en ambientes altamente intervenidos como el cerro de basuras de Moravia.

La diversidad de artrópodos observada en el Morro de Moravia, también pone de manifiesto una alarma en cuanto a la posible transferencia de metales pesados a niveles superiores de la red trófica. Debido a que los metales pesados pueden biomagnificarse a medida que se incrementa el nivel en cadena trófica, el contenido de los mismos puede ser mayor en los niveles tróficos superiores, como el de los mamíferos ([Gochfeld, 2003](#)).

Presencia de roedores en el cerro de basuras de Moravia. Las ratas (*Rattus norvegicus* y *Rattus rattus*), y ratones (*M. musculus*) son los roedores de presencia mayoritaria en botaderos y rellenos sanitarios ([Millar y Clesceri, 2003](#)). En el caso del

cerro de basuras de Moravia, la presencia de estos roedores está directamente relacionada con la disponibilidad de recursos alimenticios (la matriz de residuos y los residuos producidos por la población residente).

El muestreo de pequeños mamíferos no voladores solo mostró la presencia del ratón doméstico (*M. musculus*). Sin embargo, cabe esperar que un muestreo realizado por un periodo de tiempo más extenso, permita la captura de otras especies de pequeños mamíferos comunes a sitios de disposición de residuos.

Metales pesados: De acuerdo a [Rabitsch \(1995\)](#), la ingestión de comida contaminada se presenta como la vía de exposición más frecuente de los invertebrados terrestres a la contaminación por metales pesados. En el caso de los vertebrados, especialmente de los mamíferos, la ruta de exposición más frecuente es el consumo de contaminantes, ya sea por consumo de comida o por ingestión accidental.

Contenido de plomo: El contenido de plomo en los diferentes tejidos varió desde 5.01 a 45.5 mg/kg (en materia seca). Los tejidos en donde se presentaron las concentraciones detectables de este metal fueron: arañas de la familia Gasteracantha (5.01), los ratones (*M. musculus*) (cuerpo: 8.05 y cabezas: 45.05).

Estudios previos ([Damek-Poprawa y Sawicka-Kapusta, 2003](#)) señalan que algunos especímenes de la especie *Apodemus sylvaticus* (pequeño mamífero) capturados en sitios contaminados por la industria del acero y zinc contenían 17.61 y 93.21 mg/kg de Pb en sus tejidos de hígado y riñón, respectivamente. El estudio de [Rogival et al., 2007](#), reporta información acerca de los contenidos de plomo en tejidos de diversas especies de ratones, capturados en sitios contaminados y no contaminados. En este caso, los sitios no contaminados se asociaron con concentraciones entre 0.5 y 7.0 mg/kg, mientras que los tejidos provenientes de sitios contaminados llegaron hasta 20 mg/kg. De acuerdo a [Metcheva et al. \(2003\)](#), la acumulación de Pb en pequeños mamíferos no voladores se presenta en el siguiente orden: hueso > riñones > hígado.

En el presente estudio, el contenido de plomo en la cabeza de los ratones, alcanzó un nivel muy alto, reflejando el alto grado de contaminación en el Morro de basuras y la alta exposición de los ratones a estos contaminantes. El alto contenido de Pb observado en las cabezas puede estar relacionado con el alto contenido de hueso en esta parte del cuerpo de los ratones.

Respecto al contenido de plomo en arañas, el estudio de [Wilczek et al., \(2004\)](#), reporta contenidos de plomo entre 6.3 y 50 mg/kg de plomo en las especies *X. nemoralis*, *A. labyrinthica* y *L. triangularis* en dos sitios diferentes de Polonia, con diferentes grado de contaminación por metales. El mismo estudio, cita que la determinación de metales pesados en arañas, sirve como indicador de metales pesados en ambientes presumiblemente contaminados y como estos organismos agregar e introducen contaminantes a la red alimenticia.

Contenido de Cd: El contenido de Cd en las arañas muestreadas en el presente estudio fue de 10.31 g/kg. Este valor está en el rango de los valores reportados por [Wilczek et al., \(2004\)](#), donde se indican contenidos de cadmio entre 12 y 102 mg/kg de cadmio en las especies *X. nemoralis*, *A. labyrinthica* y *L. triangularis*.

El contenido de este Cd en Coleópteros procedentes de Moravia, se determinó en 2.60 mg/kg. El estudio realizado por [Jelaska et al., \(2007\)](#), reporta contenidos de Cd en diversas especies del género *Carabus*, colectados en diversos sitios de la región norte de Croacia, contaminados con diferentes metales. En dicho estudio, contenidos en coleópteros variaron entre 3.5 y 1.79 mg/kg de cadmio.

En el presente estudio, la concentración de Cd en cucarachas de la familia Blattidae, se determinó en 3.39 mg/kg. [Rabitsch \(1994\)](#), encontró concentraciones de Cd entre 2 y 7 mg/kg en varios géneros pertenecientes a esta familia. Sin embargo, la literatura específica respecto a este tipo de insectos no es muy frecuente.

Respecto al contenido de Cd en ratones, el estudio de [Rogival et al., 2007](#), reporta contenidos en tejidos de diversas especies capturadas en sitios contaminados y no

contaminados. Para este metal, los sitios no contaminados se asociaron con concentraciones entre 0.66 y 3.26 mg/kg, mientras que los tejidos provenientes de

Contenido de Níquel: De acuerdo a los análisis realizados, se encontraron 9.5 mg/kg de Ni, en los tejidos de cucarachas, siendo ésta la única concentración por encima de los límites de detección del método utilizado.

De acuerdo a la determinación del contenido de metales pesados en los diferentes tejidos animales analizados en este estudio, es claro que en el botadero de basuras de Moravia se presenta una transferencia de Pb y Cd, a diferentes niveles de la red alimenticia. Al respecto, la literatura cita que la acumulación de contaminantes en artrópodos y pequeños mamíferos está directamente ligada a la biodisponibilidad de contaminantes, frecuencia de exposición, abundancia de alimentos o recursos contaminados. De forma similar, las interacciones propias en la red alimenticia, afectan la acumulación de contaminantes. De acuerdo a [Miller y Clesceri \(2003\)](#), la acumulación observada en sitios de disposición de basuras puede modelarse de acuerdo al siguiente esquema: los principales descomponedores, como bacterias y hongos y grupos de pequeños artrópodos como ácaros y protozoos conforman el primer nivel trófico, en el que compiten por materiales orgánicos en descomposición. El grupo de ácaros y pequeños artrópodos son fuente alimenticia de escarabajos, milpiés y moscas, considerados como el segundo nivel trófico. Un grupo paralelo del segundo nivel trófico, se alimenta de tejido vegetal fresco o lignificado, dependiendo de su aparato bucal y preferencia alimenticias. Los individuos pertenecientes a la clase Collembola, que son esencialmente consumidores de hojarasca, son consumidos por los milpiés y otros invertebrados.

En nuestro estudio, se evidenció la acumulación de Cd a través de los niveles de la cadena trófica: herbívoros (grillos) < omnívoros (cucarachas y roedores). Un patrón similar se observó con la acumulación de Pb: carnívoros inferiores (arañas) < carnívoros superiores (ratón).

3.6 Conclusiones

El cerro de basuras de Moravia ofrece recursos alimenticios y nichos suficientes para el establecimiento de varios grupos de artrópodos. Sin embargo, la diversidad observada al momento de muestreo es susceptible de cambiar sobre un periodo corto de tiempo. El proceso de reubicación de las familias, permitirá más espacios abiertos que seguramente cambiarán el panorama de la fauna en la matriz de residuos.

El contenido de Cd y Pb en las muestras analizadas en este estudio sugiere que la acumulación de estos metales en el cerro de basuras se incrementa con el nivel trófico, como pudo observarse en arañas y los ratones, grupos con dietas carnívoras.

Los resultados del contenido de Cr y Ni, sugieren la baja biodisponibilidad de estos metales, y la baja acumulación de ellos en la cadena trófica, tanto a niveles inferiores como superiores.

La transferencia de metales pesados desde la matriz de residuos, productores primarios, artrópodos y ratones sugiere que la población humana residente también está a la contaminación por metales pesados. Es por tanto necesario, incluir un permanente monitoreo de las poblaciones y su nivel de contaminación por metales pesados, como un indicativo de la evolución de dicha contaminación y el riesgo existente.

Finalmente, la transferencia de metales pesados a niveles superiores de la cadena trófica, en las actuales condiciones del cerro de basuras, corrobora la necesidad de iniciar acciones de recuperación ambiental de la zona, con el fin de reducir las rutas de exposición de todos los pobladores del cerro y zonas cercanas.

4. Evaluación del crecimiento y absorción de metales pesados de cuatro especies vegetales en el Morro de basuras de Moravia, Medellín-Antioquia

4.1 Introducción

Los metales pesados (elementos de ocurrencia natural en la corteza terrestre), se han asociado con impactos ambientales negativos y detrimento de la salud de la población que se encuentra expuesta ya sea por contacto, inhalación o ingestión a dichos contaminantes. Actividades como la explotación minera y procesos industriales tales como la producción de cemento, baterías, recubrimientos metálicos y acabados del cuero, han sido señalados como las causas principales de la acumulación de cantidades tóxicas de estos metales. La acumulación de metales pesados es uno de los componentes toxicológicos de los sitios de disposición final de residuos ([Alloway, 1995](#); [Shanker et al., 2005](#)).

De acuerdo a los resultados descritos en los Capítulos 2 y 3 de este documento, el morro de Moravia, antiguo botadero de la ciudad de Medellín que fue clausurado en 1984, aún representa una amenaza tanto para la salud de sus pobladores, como para el entorno. Nuestros estudios previos demostraron un alto contenido de metales pesados (especialmente Pb, Cr, Cd y Ni) en las capas superficiales de la matriz de residuos actualmente existente en Moravia y la transferencia de los mismos hacia la flora y la fauna presentes. Dicha situación hace necesaria la implementación de técnicas de remediación que disminuyan el nivel de contaminación. Teniendo en cuenta la abundancia relativa de los metales pesados determinados en el cerro de basuras de Moravia, y obedeciendo a criterios presupuestales, en el presente estudio se incluyeron los metales pesados de mayor abundancia, los cuales correspondieron a Pb, Cr, Cd y Ni.

La fitorremediación o uso de especies vegetales para reducir la contaminación de un lugar determinado es una técnica en la cual se ha investigado extensivamente durante

la pasada y la presente década ([Prasad y Freitas, 2003](#); [Pilon-Smits, 2005](#); [Wei et al., 2008](#)). En esta técnica se estudian los procesos biológicos, químicos y físicos que están involucrados en la absorción de metales pesados en las plantas, así como con los procesos de traslocación, bioacumulación y almacenamiento de metales pesados en los tejidos vegetales. De acuerdo a Suthersan (2001), las principales ventajas de la fitorremediación son su bajo costo en comparación con otras técnicas como el lavado de suelos. Esta estrategia reduce el lixiviado de contaminantes y promueve la estabilización del suelo. En el caso específico de la descontaminación de metales pesados, dentro del esquema de fitorremediación se pueden incluir actividades como el riego, la fertilización o aplicación de enmiendas y la cosecha de varios ciclos de cultivo así como la correcta disposición final de la biomasa. Sin embargo, el uso de esta estrategia también se ha asociado con las siguientes desventajas: la necesidad de emplear periodos de tiempo muy largos y varios ciclos de cultivo, el tratamiento posterior de la biomasa contaminada, la imposibilidad de alcanzar y extraer los metales pesados de las capas u horizontes profundos y la baja adaptabilidad de las especies a los altos niveles de contaminación. El estudio de las posibilidades reales de esta estrategia ha sido llevado a cabo en su gran mayoría en laboratorio o en estudios bajo condiciones controladas. Un número significativamente menor de estudios, se ha realizado en campo, de los cuales la mayoría han sido pruebas de fitorremediación de Cd ([Kidd et al., 2009](#)).

La eficiencia de la fitorremediación depende de factores relacionados con el ambiente donde las plantas crecen (externos) y aquellos intrínsecos a las especies vegetales. Dentro de los externos se encuentran principalmente las propiedades fisicoquímicas del suelo o sustrato, que inciden directamente en la movilidad y entrada del metal en el sistema radicular y su posterior traslocación. Dentro de las condiciones que suponen una alta movilidad de los metales pesados, se encuentran valores bajos de pH (<5) y bajos contenidos de materia orgánica del suelo ([Alloway, 1990](#)). Dentro de los factores inherentes a las especies vegetales, la capacidad de producción de biomasa y los mecanismos especializados que le permiten acumular el metal en sus

tejidos, se consideran como los más importantes. De acuerdo a Suthersan (2001) y Dahmani-Muller *et al.*, (2000), aquellas especies vegetales que acumulan cantidades excepcionalmente altas de metales se han denominado especies hiperacumuladoras. Dichas especies pueden presentar contenidos mayores a 100 mg/kg (en el caso de Cd), 1000 mg/kg (para Ni, Pb y Cu) o 10000 mg/kg (para Zn o Mn). Sin embargo, el fenómeno de hiperacumulación no es generalizado en plantas superiores y hasta nuestros días solo se reportan alrededor de 400 especies identificadas con esta característica, es decir, menos del 0.2% de las angiospermas ([McGrath et al., 2002](#)).

4.2 Objetivos

4.2.1 Objetivo general

Evaluar *in situ* el crecimiento y adaptación así como el potencial fitorremediador de las especies *Bidens pilosa*, *Lepidium virginicum*, *Brachiaria decumbens* y *Arachis pintoii* bajo las condiciones actuales del cerro de basuras de Moravia

4.2.2 Objetivos específicos

- a. Determinar la adaptación, medida en términos de cobertura, altura y producción de materia seca de las especies *Bidens pilosa*, *Lepidium virginicum*, *Arachis pintoii* y *Brachiaria decumbens* bajo las condiciones del cerro de basuras de Moravia
- b. Evaluar la concentración de metales pesados en los tejidos de las especies *Bidens pilosa*, *Lepidium virginicum*, *Arachis pintoii* y *Brachiaria decumbens* a diferentes edades de crecimiento
- c. Estimar el potencial de las especies *Bidens pilosa*, *Lepidium virginicum*, *Arachis pintoii* y *Brachiaria decumbens* para actuar como extractores de Pb, Cr, Cd y Ni bajo las condiciones actuales del cerro de basuras de Moravia

4.3 Materiales y métodos

4.3.1 Descripción del sitio

El cerro de basuras de Moravia, conformado por la acumulación de residuos de diversa naturaleza y sometidos a un proceso de degradación por más de 24 años, ha sido expuesto a procesos de transformación biológica y antropogénica. En la Figura 5 se muestra un corte típico de la matriz de residuos que conforma el cerro de basuras.



Figura 5: Corte representativo de la matriz de residuos semidegradados en el cerro de basuras de Moravia

Como puede observarse, en la matriz de residuos predomina el plástico, vidrio y fragmentos de zapatos y ropa. En algunos sectores del cerro de basuras, también se encuentran fragmentos de tapetes y tuberías. En algunos lotes donde se habían construido las viviendas, se pueden observar láminas de concreto muy porosas y de un espesor variable (10-15 cm). En las capas superficiales se observa mayor porcentaje de suelo agrícola, adicionado como cobertura durante la operación del botadero.

Durante los años de operación como basurero a cielo abierto y aquellos transcurridos desde su clausura, el cerro ha sido densamente poblado y en la actualidad residen allí aproximadamente 4.000 personas. Sin embargo, y debido al proceso de reubicación de los habitantes del Morro hacia otras zonas de Medellín, los lotes que han quedado desprovistos de viviendas han sido paulatinamente colonizados por especies vegetales; en dicho proceso de revegetación predomina el estrato herbáceo. Los lotes revegetados se encuentran distribuidos en la superficie del cerro, y presentan diferencias en pendiente, exposición a escorrentía y presencia de cubierta de arcilla, descrita en el Capítulo 2 de este documento.

4.3.2 Selección de lotes

Para la evaluación del crecimiento y producción de materia seca de las especies, se seleccionaron cuatro lotes dentro de aquellos disponibles en el cerro de basuras de Moravia. La Figura 6 muestra la localización de los lotes dentro del cerro. Dicha selección obedeció a parámetros de área requerida para la siembra, ubicación dentro del cerro y accesibilidad de los lotes. Asimismo se tuvieron en cuenta otras características propias de cada lote, tal como la pendiente y la presencia o ausencia de una cubierta de arcilla.

- a) **Lote 1:** matriz de residuos sin cubierta de arcilla, pendiente de 15° e influencia de escorrentía
- b) **Lote 2:** matriz de residuos sin cubierta de arcilla, pendiente de 22° sin influencia de escorrentía
- c) **Lote 2 arcilla:** matriz de residuos con cubierta de arcilla, pendiente de 22° y sin influencia de escorrentía
- d) **Lote 3,** matriz de residuos sin cubierta de arcilla, pendiente de 35° y una exposición media a escorrentía.

Una vez seleccionados los lotes, se procedió al encerramiento de los mismos. Para tal fin, se utilizó guadua y malla metálica. Esta actividad permitió limitar el paso e interferencia hacia las parcelas por parte de la población y visitantes del cerro.

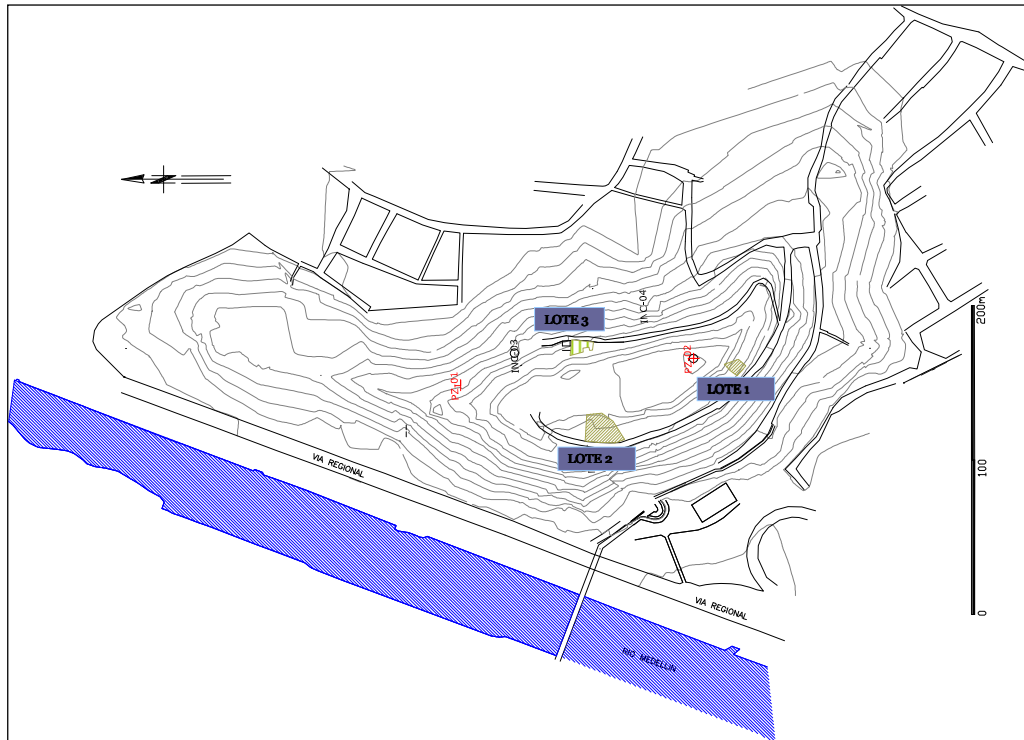


Figura 6: Localización de los lotes de fitorremediación en el Morro de basuras de Moravia, Medellín

Posteriormente, se procedió a la erradicación manual de la cubierta vegetal de los lotes, así como a la remoción de fragmentos de residuos muy grandes (concreto, plástico, madera, vidrio).

La Figura 7 muestra las características físicas de los cuatro lotes seleccionados, y la preparación y demarcación de las parcelas previas al establecimiento de las especies.

4.3.3 Criterios de selección y siembra de especies vegetales

En el proceso de decisión sobre las especies a evaluar, intervinieron tanto el equipo técnico de trabajo, así como representantes del Área Metropolitana del Valle de Aburrá y la Empresa de Desarrollo Urbano. Los criterios de acuerdo a los cuales se seleccionaron las especies estuvieron influenciados por las políticas del Macroproyecto de Moravia, parcialmente ajenas a las decisiones del grupo técnico.



Lote 1



Lote 2



Lote 2 arcilla



Lote 3

Figura 7: Proceso de preparación de los lotes seleccionados para el establecimiento de las parcelas en Moravia

Además, factores como la cobertura, arquitectura y estética de las plantas también se tuvieron en cuenta. Finalmente, los reportes encontrados en la literatura con respecto al uso de algunas especies vegetales en procesos de fitorremediación ayudaron en el proceso de selección. A continuación se describen algunas características de las cuatro especies seleccionadas:

Bidens pilosa: Esta planta herbácea, que en nuestra caracterización florística del cerro de basuras de Moravia fue denominada como nativa del cerro, mostró ser una de las plantas predominantes en el proceso de revegetación, con una alta cobertura (23.38%) respecto al área total del muestreo. Esta especie es una arvense anual, propia de zonas tropicales y subtropicales de Asia, América y otros continentes (Lastra y Ponce de Leon, 2001). Estudios previos se ha demostrado su tolerancia a factores ambientales adversos, rápido crecimiento y alta producción de materia seca. Asimismo, ha sido reportada como hiperacumuladora de Cd, en condiciones semicontroladas ([Sun et al., 2009](#)).

Lepidium virginicum: Es una especie herbácea anual o bienal de la familia Brassicaceae, nativa de Centro América (Vibrans, 2004), que en nuestra caracterización florística del cerro de basuras de Moravia fue denominada como nativa del cerro de basuras, presentó altos valores de FBC para la absorción de Pb (1.09) y Cr (0.82). A pesar que la cobertura de esta especie no demostró gran predominancia en el cerro, sus condiciones de absorción de metales pesados y su alta producción de semilla fueron decisivas para su inclusión en la lista de especies a evaluar. A pesar que no se han reportado estudios de fitorremediación específicos con *L. virginicum*, otra especie del mismo género (*L. sativum*) ha sido reportada por su potencial acumulador de arsénico ([Robinson et al., 2003](#))

Brachiaria decumbens: Esta gramínea de clima cálido, originaria de África, con un hábito de crecimiento decumbente y laminas florales lanceoladas (Miles et al., 1998). En nuestra caracterización florística del cerro de basuras de Moravia esta especie no se encontró colonizando el cerro de basuras, por lo que se denominó

como introducida. Su selección dentro del grupo de especies a evaluar, obedeció a su capacidad de colonización, producción de biomasa y porque ha sido reportada en estudios previos por su capacidad de absorber metales, especialmente Cd y Pb ([Santos et al., 2006](#)) en condiciones controladas y con adición de EDTA (ácido etileno diamino tetracético) para mejorar su absorción de metales.

Arachis pintoii: Esta especie introducida al cerro de basuras de Moravia (no estaba presente al momento de la caracterización florística inicial del cerro), se conoce también como maní forrajero. Es una leguminosa perenne originaria de América del Sur. Es una especie con hábito de crecimiento postrado, estolonífero e invasor, tiene una altura que no supera los 20 cm (Rincón et al., 1992). Además de su uso como leguminosa forrajera, esta especie ha tenido gran aceptación para ser utilizada con fines estéticos debido a su hábito de crecimiento (rizomas) y su atractiva floración. A pesar que a nuestro conocimiento, esta especie no ha sido reportada en estudios de fitorremediación, su alta adaptación a suelos del trópico y su hábito decumbente de crecimiento ([Ayres, 2004](#)) podrían ayudar al control de la erosión en el cerro de basuras.

Para el establecimiento de las parcelas, y como material de propagación de las especies *B. pilosa* y *L. virginicum* se utilizaron semillas previamente colectadas en los mismos lotes del cerro de basuras. Para la especie *B. decumbens* se utilizaron semillas adquiridas en una casa comercial y para el establecimiento de *A. pintoii* se utilizaron rizomas de 45 días, adquiridos en un vivero local. Las plantas se establecieron en los lotes seleccionados en Julio de 2008. Las especies seleccionadas se establecieron en parcelas de 6 m² en cada uno de los lotes. La asignación de parcelas dentro de cada lote fue aleatoria. En la Figura 8 se muestra la disposición de las parcelas en los cuatro lotes.

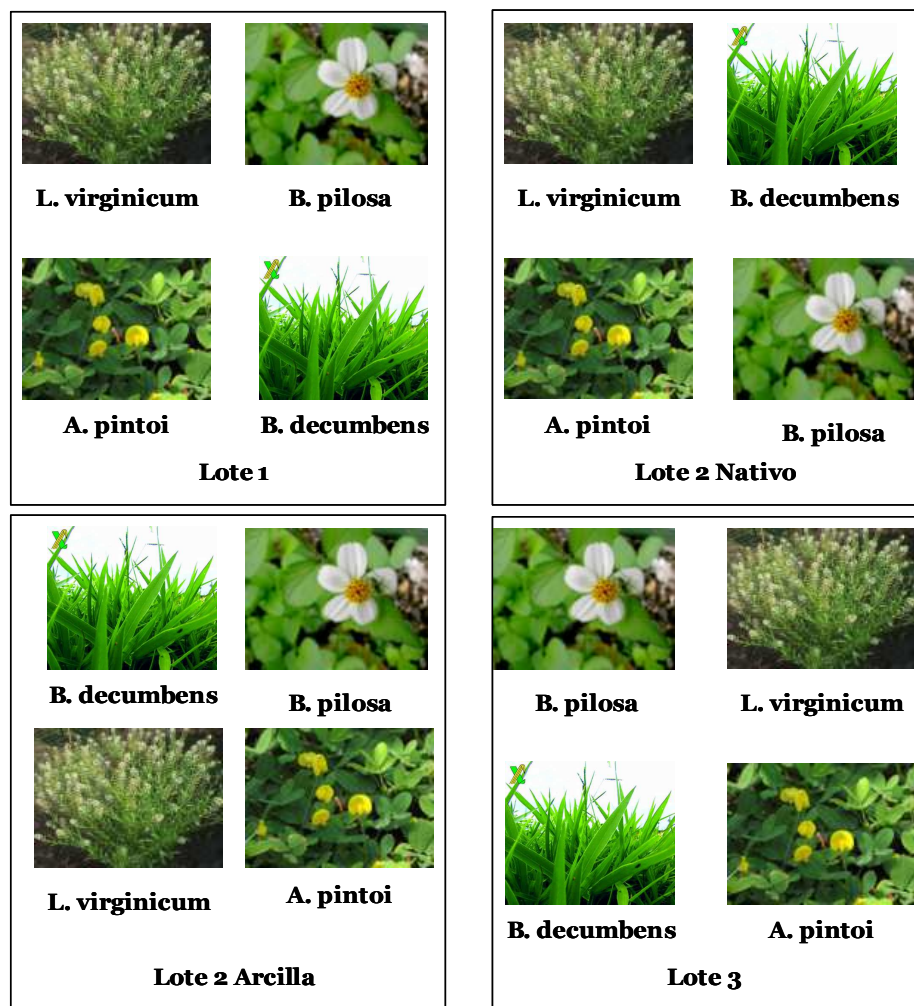


Figura 8: Disposición de las parcelas de *Arachis pintoii*, *Brachiaria decumbens*, *Bidens pilosa* y *Lepidium virginicum* en los cuatro lotes seleccionados para la evaluación en el cerro de basuras de Moravia.

Las especies *B. pilosa*, *L. virginicum* y *A. pintoii* se establecieron en una densidad final de 6 plantas/m² mientras que el pasto *B. decumbens* se estableció una densidad final de 3 kg/ha de semilla.

Las plantas se establecieron y cultivaron bajo condiciones de campo, sin la adición de enmiendas de suelo o fertilizantes. Debido a que durante el periodo de establecimiento, hubo adecuada precipitación, solamente durante las tres primeras semanas después del establecimiento, las parcelas recibieron riego.

El establecimiento bajo condiciones de campo obedeció al propósito de evaluar la adaptación y absorción de metales en forma similar a la que se presentaría en el proceso de revegetación del Morro de basuras.

4.3.4 Propiedades fisicoquímicas de los lotes

En los lotes seleccionados para la evaluación de las especies, se había realizado un muestreo con el fin de determinar la textura, CICE, contenido de materia orgánica, y pH. La metodología y resultados de dicho muestreo se describen en el Capítulo 2 de este documento.

4.3.5 Contenido de metales pesados en los lotes

En cada uno de los cuatro lotes se realizó una determinación del contenido de metales pesados en muestras de la matriz de residuos. Este muestreo se realizó en tres fechas: previo al establecimiento de las parcelas y cuando las plantas completaron 60 y 105 días después del establecimiento (DDE). El muestreo y la determinación de metales pesados se llevaron a cabo en forma similar a la descrita en el Capítulo 2 de este documento. Los resultados obtenidos en la determinación de metales pesados (Capítulo 2 de este documento), mostraron que la abundancia relativa de los metales pesados en la matriz de residuos seguía el orden de Pb > Ni > Cr > Hg > Cd. A su vez, el contenido de metales pesados en tejido vegetal, solamente demostró transferencia de Pb y Cr. De acuerdo a estos resultados, en la evaluación de las

especies vegetales, en este experimento se decidió determinar solamente el contenido de Pb, Cr, Cd y Ni.

4.3.6 Evaluación del crecimiento de las especies y absorción de metales pesados

La evaluación del desempeño biológico de especies vegetales permite determinar su capacidad de crecer, producir biomasa y completar su ciclo reproductivo, en respuesta a las condiciones del medio. En esta evaluación pueden incluirse numerosas variables como la altura, cobertura y producción de semilla, entre otras ([Puignao, 1990](#); [Steubing et al., 2001](#)).

Altura y Cobertura: Los muestreos de cobertura y altura se realizaron cuando las plantas alcanzaron 45, 60, 75, 90 y 105 DDE.

En cada muestreo se midió la altura con cinta métrica, seleccionando al azar cinco individuos en cada parcela. Debido al hábito de crecimiento de la especie *A. pintoii* (extensión y propagación de rizomas) que hace que su altura que no supere los 20 cm (Rincón et al., 1992), la variable altura no se midió las parcelas establecidas con esta leguminosa. La altura de las otras especies, se midió en centímetros, como la longitud desde la superficie de la matriz de residuos, hasta la yema terminal (en el caso de *L. virginicum* y *B. pilosa*) o hasta la hoja bandera (*B. decumbens*)

La cobertura de las especies *A. pintoii*, *B. pilosa* y *L. virginicum* se midió como la proyección horizontal de cinco individuos seleccionados al azar en cada parcela, siguiendo la metodología de [Steubing et al., \(2001\)](#) y fue expresada en cm². La cobertura de la especie *B. decumbens* se evaluó mediante escala visual de cubrimiento en las cuatro parcelas. Finalmente, durante el periodo de evaluación y de forma cualitativa, se evaluó visualmente la incidencia de plagas y enfermedades, así como la posible aparición de síntomas de toxicidad.

Producción de materia seca y contenido de metales pesados en las especies evaluadas: Para el análisis de producción de materia seca y contenido de Pb, Cr, Cd y

Ni en tejidos vegetales, se llevaron a cabo dos muestreos, los que fueron realizados a los 60 y 105 DDE. Para tal fin, en cada parcela se seleccionaron tres individuos, que se cosecharon manualmente, incluyendo tejido radicular y aéreo. El material se transportó al laboratorio de la Universidad Nacional de Colombia, donde se lavó con agua de llave, y se llevó a peso constante mediante secado al horno a 60°C. El material seco se pesó con el fin de determinar la producción de materia seca, que se expresó en g/m². Posteriormente, el material seco se transportó a la Sede de Investigaciones Universitarias SIU, donde se realizó el análisis de metales pesados de acuerdo al procedimiento descrito anteriormente (ver Capítulo 2 de este documento). La muestra para análisis de metales pesados se conformó por todos los tejidos cosechados, incluyendo raíz y órganos aéreos y los resultados se expresaron en mg/kg de tejido seco.

Factores de Bioconcentración (FBC): Los FBC para cada una de las especies vegetales evaluadas, se calcularon como la proporción entre la concentración de un metal determinado en el tejido vegetal y la concentración del mismo metal en la matriz de residuos. Este cálculo se realizó para las dos fechas de muestreo correspondientes a los 60 y a los 105 DDE.

Cálculos de la extracción de metales pesados: La *extracción de metales pesados por planta*, se estimó en mg metal/planta, empleando para ello la producción de materia seca por planta multiplicada por la concentración de metales pesados en el tejido vegetal. La *extracción de metales pesados por unidad de área* (mg metal/m²), se calculó multiplicando la estimación de extracción de metales pesados por planta (mg metal/planta) por la densidad de plantas por unidad de área.

4.3.7 Análisis de datos

Los datos obtenidos en la evaluación de las cuatro especies (altura, cobertura, producción de materia seca y contenido de Pb, Cr, Cd y Ni) así como los datos calculados (FBC, extracción de metales por planta y unidad área), se analizaron bajo un diseño de bloques completos al azar con cuatro tratamientos. Los bloques fueron

representados por los lotes y los tratamientos por las cuatro especies evaluadas. Para cada fecha de muestreo se realizó un análisis de varianza independiente. Las medias se separaron mediante la prueba de Duncan. Cuando el análisis de varianza mostró una interacción significativa ($P < 0.05$) entre lotes y especies, se procedió a la comparación mediante contrastes lineales, definidos como sigue:

Contrastes lineales para lotes (L): Los contrastes **1 a 3** evaluaron el efecto de la presencia o ausencia de cubierta de arcilla y la pendiente:

L1: Lote 2 vs. Promedio de lotes 1, 2 arcilla y 3

L2: Lotes 2, 2-arcilla y 3 (pendiente $> 20^\circ$) vs. Lote 1 (pendiente $< 20^\circ$)

L3: Lotes 2 y 2-arcilla vs. Lote 3

Los contrastes lineales **4 a 6** compararon los lotes por su ubicación dentro del Morro de la siguiente manera:

L4: lotes cercanos (2 + 2 – arcilla) vs. lotes distantes (3+1)

L5: comparación entre lotes distantes (Lote 1 vs. Lote 3)

L6: comparación entre lotes cercanos (2 y 2 – arcilla)

Los contrastes lineales para la comparación entre especies se definieron de la siguiente manera:

L_s1: Comparación entre especies previamente caracterizadas en el cerro de basuras (*B. pilosa* y *L. virginicum*) vs. especies introducidas (*B. decumbens* o *A. pintoii*)

L_s2: Comparación entre especies del cerro de basuras (*B. pilosa* y *L. virginicum*)

4.4 Resultados

4.4.1 Contenido de metales totales en los lotes

La Tabla 12 muestra los contenidos de metales pesados totales colectados en los cuatro lotes del Morro de basuras de Moravia, utilizados para el establecimiento de las parcelas. De acuerdo con el análisis de varianza, no hubo diferencias significativas para el contenido de Pb, Cr, Cd y Ni entre los lotes, en ninguno de los muestreos

realizados, lo cual estuvo asociado con los altos valores del coeficiente de variación de los contenidos de Pb, Cr, Cd y Ni observado.

Tabla 12: Contenido de metales pesados totales (mg/kg) en la matriz de residuos de los cuatro lotes en el Morro de basuras de Moravia

Muestreo	Lote	Pb	Cr	Cd	Ni
1° (0 DDE)	1	3391.0	154.5	7.30	87.3
	2 arcilla	16.6	476.7	0.20	1679.0
	2	4850.0	98.2	7.96	124.5
	3	3794.0	323.6	4.65	153.2
2° (60 DDE)	1	722.3	147.2	33.91	8755.8
	2 arcilla	34.8	219.2	1.47	254.0
	2	462.4	82.1	4.48	76.6
	3	505.4	145.9	7.69	88.8
3° (105 DDE)	1	8193.5	564.0	3.98	151.8
	2 arcilla	94.2	221.0	1.15	130.3
	2	426,8	273.4	5.64	124.6
	3	603.8	367.4	7.96	173.6
	Promedio	1924.6	256.1	7.20	983.3
	Desviación estándar del promedio	747.0	43.8	2.55	718.2
	Coeficiente de variación, %	38.8	17.1	35.4	73.0
	Rango normal en suelos (mg/kg) ¹	10 – 30	14-70	0.07- 1.1	3–1000
	Contenidos reportados en relleno sanitario (mg/kg) ²	597.5	186.4	3.3	87.7
	Límites permitidos para compost (mg/kg) ³	120	100	1	30
	Límites permitidos para compost (mg/kg) ⁴	300	1200	39	420

¹([World Health Organization, 2007](#)), ² [Tsfai y Dresher, \(2009\)](#), ³ [ASCP \(2001\)](#), ⁴([Instituto Colombiano de Normas Técnicas, ICONTEC, 2004](#))

De acuerdo a los resultados obtenidos en la determinación de metales en los lotes mostrados en la Tabla 12, no se puede establecer una relación entre contenido de metales en los diferentes lotes y tiempos de muestreo.

Como se muestra en la Tabla 12, las concentraciones para Pb variaron entre 16.6 a 8193.5; la concentración de Cr estuvo en el rango ente 82.1 y 564.0, la concentración de Cd entre 0.20 y 33.91 y la concentración de Ni entre 76.6 y 8755.8, datos registrados para los tres muestreos realizados (0, 60 y 105 DDE).

El contenido de cada uno de los metales, calculado como el promedio de 12 datos (4 lotes y tres fechas de muestreo), muestra que la abundancia relativa de metales pesados en los lotes sigue el orden: $Pb > Ni > Cr > Cd$.

El valor más alto de Pb Cr, Cd y Ni (mg/kg) se detectó en el lote 1. Esta mayor concentración de metales pesados en el lote 1 pudo estar relacionada con la mayor exposición a lixiviados observada como consecuencia de la localización de este lote, el cual estaba ubicado exactamente debajo de una pendiente muy alta con lo que recibía gran cantidad de agua infiltrada, la que probablemente contenía metales pesados. A excepción de esta observación, no se pudo establecer otra tendencia que asociara los contenidos de metales pesados a la topografía o a la exposición a lixiviados en los diferentes lotes evaluados.

4.4.3 Crecimiento y absorción de metales pesados

4.4.2 Cobertura de plantas

En el Anexo 4 se registran los datos de cobertura obtenidos en esta evaluación. La Tabla 13 muestra el promedio de cobertura de plantas (valor obtenido a partir de 15 observaciones) para cada uno de los lotes del Morro de basuras. En todas las especies y todos los lotes, la cobertura se incrementó al aumentar el número de DDE.

Tabla 13: Valores promedio de cobertura (cm²) en los cuatro lotes del cerro de Moravia

DDE	Lotes				Contrastes lineales
	1	2 arcilla	2	3	
45	248.2b	265.1b	455.6a	275.5b	
60 □	448.6	538.0	803.8	507.9	L3: (2+2c) vs. 3 *
					L4: (2+2c) vs. (1+3) *
					L6: 2 vs. 2c *
75 □	667.1	821.6	1149.5	955.0	L2: (2+2c+3) vs. 1 *
90	1206.1	1711.2	2189.3	1370.1	
105	1792.9	1308.4	1723.6	1904.2	

* Medias seguidas de letras diferentes son significativamente diferentes, ($P < 0.05$) de acuerdo a la prueba de Duncan. □ Interacción entre lotes y especies.

El análisis de regresión lineal mostró que en general, la cobertura aumentó de 21 a 27 cm²/día/lote después de los 45 días de establecimiento ($R^2 \geq 0.78$).

Al comparar la cobertura entre lotes, se observaron diferencias significativas a los 45, 60 y 75 DDE. Asimismo, se observaron interacciones significativas entre lotes y especies para los muestreos a los 60 y 75 DDE. No se observaron diferencias significativas entre lotes a los 90 y 105 DDE.

A los 45 DDE, el lote 2 mostró el valor máximo de cobertura (455.6 cm²), mientras que en los otros tres lotes, no se observaron diferencias significativas. A los 60 DDE los contrastes lineales 3, 4 y 6 mostraron diferencias significativas ($P < 0.05$). En estos contrastes, la cobertura de plantas en el lote 2 (803.3 cm²) fue mayor que aquella observada para los otros lotes (valor promedio 498.16 cm²; $P < 0.05$). A los 75 DDE, el contraste lineal 2 mostró los valores más altos para los lotes 2 y 3 (1052 cm², con una pendiente $> 15^\circ$), comparada con 667 cm² registrados para el lote 1 con una pendiente de 15° ($P < 0.05$).

La Tabla 14 muestra los valores de cobertura para las especies evaluadas (promedio de 20 observaciones). A los 45 DDE se observaron diferencias significativas entre especies, con la especie *A. pintoii* mostrando el valor máximo de cobertura. A los 60 y 75 DDE, los contrastes lineales no mostraron diferencias significativas entre especies nativas e introducidas. Sin embargo, se observaron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre *L. virginicum* y *B. pilosa* a los 60 DDE, donde se observó que la especie *B. pilosa* mostró el valor máximo de cobertura (685 cm^2). A los 90 y 105 DDE, se observaron diferencias significativas entre las especies evaluadas, en esta ocasión de nuevo *B. pilosa* mostró el valor máximo de cobertura (2068.8 cm^2 ; $P < 0.05$).

Las diferencias de cobertura observadas a los 45 DDE con *A. pintoii* estuvieron asociadas al estado de crecimiento en el cual las especies fueron establecidas en las diferentes parcelas. Así, la biomasa inicial de *A. pintoii* fue la máxima, lo que contribuyó a la observación de dichas diferencias.

Tabla 14: Valores promedio de cobertura (cm^2) para las cuatro especies evaluadas en el cerro de Moravia

DDE	<i>L. virginicum</i>	<i>B. pilosa</i>	<i>A. pintoii</i>	Contrastes lineales
45	222.4b	321.9ab	389.1a	
60	431.5	685.9	606.5	<i>L. virginicum</i> vs. <i>B. pilosa</i> *
75	843.2	1055.9	795.9	
90	1132.4b	2062.6a	1662.6ab	
105	1271.6b	2068.8a	1706.5ab	

* Medias seguidas de letras diferentes significativamente diferentes, ($P < 0.05$) de acuerdo a la prueba de Duncan.

4.4.3 Altura de plantas

En el Anexo 5 se registran los datos de altura de planta obtenidos en la evaluación. En forma similar a los datos para cobertura, se observó un incremento en los valores de altura de planta al aumentar el número de DDE. El análisis de regresión lineal

mostró un incremento en la altura entre 1 y 1.4 cm/día, como promedio para cada una de las especies ($R^2 \geq 0.78$). La Tabla 15 muestra los valores de altura promedio por lote (15 observaciones) y la Tabla 16 los promedios por especie (20 observaciones).

Los análisis de varianza mostraron interacciones significativas entre lote y especie, para todos los cinco muestreos realizados. A los 45 y 60 DDE, el análisis mediante contrastes lineales mostró diferencias significativas entre las muestras provenientes de lotes sin arcilla y aquella proveniente del lote con cubierta de arcilla, ésta última mostrando valores de altura mayores ($P < 0.01$). Por su parte, a los 105 DDE, las plantas establecidas en los lotes sin arcilla mostraron mayores valores de altura que aquellas creciendo en el lote con arcilla ($P < 0.01$).

Tabla 15: Valores promedio de altura (cm) para los cuatro lotes en el cerro de basuras de Moravia

DDE	Lotes				Contrastes lineales	
	1	2 arcilla	2	3		
45	16.2	14.9	9.9	7.7	L1: 2c vs. (1+2+3)	*
					L2: (2+2c+3) vs. 1	**
					L5: 1 vs. 3	**
					L6: 2 vs. 2c	**
60	26.3	28.1	22.17	21.4	L1: 2c vs. (1+2+3)	*
					L2: (2+2c+3) vs. 1	*
					L6: 2 vs. 2c	*
75	51.3	42.9	39.1	37.9	L2: (2+2c+3) vs. 1	*
					L5: 1 vs. 3	*
90	61.7	53.1	62.7	49.2	L3: (2+2c) vs. 3	**
					L5: 1 vs. 3	**
					L6: 2 vs. 2c	*
105	72.3	59.7	65.5	65.6	L1: 2c vs. (1+2+3)	*
					L2: (2+2c+3) vs. 1	*

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

Tabla 16: Valores promedio de altura (cm) para las cuatro especies establecidas en el cerro de basuras de Moravia

DDE	<i>L. virginicum</i>	<i>B. pilosa</i>	<i>B. decumbens</i>	Contrastes lineales
45	11.43	14.30	10.90	
60	21.90	28.20	23.35	<i>L. virginicum</i> vs. <i>B. pilosa</i> *
75	40.55	50.55	37.40	
90	41.60	71.15	57.30	<i>L. virginicum</i> vs. <i>B. pilosa</i> **
105	42.70	85.05	69.60	<i>L. virginicum</i> vs. <i>B. pilosa</i> **

*P < 0.05

**P < 0.01

Por su parte, al comparar entre los lotes sin arcilla, a los 45, 60 y 75 DDE las plantas establecidas en el lote 1 presentaron los valores más altos (26.3 y 51.3 cm²; P<0.05) que las plantas creciendo en los otros dos lotes.

Al comparar entre especies, *B. pilosa* tuvo mayor altura que *L. virginicum* a los 60, 90 y 105 DDE (P<0.01). Sin embargo, cuando se compararon las especies nativas con las introducidas no se observaron diferencias significativas.

4.4.4 Producción de materia seca (MS) y contenido de metales pesados en tejido vegetal

Los valores de producción de MS (g/m²) y contenido de metales pesados en tejido vegetal se presentan en la Tabla 17. En todas las especies evaluadas, la producción de materia seca incrementó a medida que aumentó el número de DDE. Los valores promedio de producción (g/m²) de MS por especie variaron de 22.77 (*B. decumbens*) a 68.47 (*B. pilosa*) a los 60 DDE y de 112.8 (*L. virginicum*) a 357.9 (*B. decumbens*) a los 105 DDE. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas en la producción de MS entre especies o entre lotes en ninguno de los dos muestreos realizados, aunque es de anotar que *B. decumbens* pasó de ser la especie de menor

producción de biomasa a los 60 DDE a producir la mayor cantidad de biomasa a los 105 DDE. Esto estuvo asociado al hecho de esta especie se sembró a partir de semilla cuya germinación fue más lenta que la de las especies *B. pilosa* y *L. virginicum* y a que *A. Pintoi* se sembró a partir de rizomas.

Tabla 17. Producción de materia seca (g/m²) y contenido (mg/kg) de metales pesados en el tejido vegetal de cuatro especies evaluadas en el cerro de basuras de Moravia

Días de establecimiento	Especie	Producción de Materia seca (g/m ²)	Contenido(mg/kg) de metales pesados		
			Cr	Cd	Ni
60	<i>A. pintoi</i>	50.07	23.7	1.3	NA
	<i>B. pilosa</i>	68.47	32.8	3.6	NA
	<i>B. decumbens</i>	22.77	29.8	8.2	NA
	<i>L. virginicum</i>	54.50	21.1	3.9	NA
105	<i>A. pintoi</i>	147.42	17.2	NA	8.9
	<i>B. pilosa</i>	194.70	8.9	0.7	4.4
	<i>B. decumbens</i>	357.85	24.4	NA	11.0
	<i>L. virginicum</i>	112.83	7.4	0.09	4.4

^{a,b} Medias con diferente letra en la misma columna y en cada tiempo de muestreo, son estadísticamente diferentes (P < 0.05)

Contenido de Cr: En la mayoría de las muestras colectadas se encontraron concentraciones detectables de Cr tanto a los 60 como a los 105 DDE. Dichas concentraciones se presentaron en el rango de 21.1 a 32.8 (60 DDE) y entre 7.4 a 24.4 (105 DDE) mg/kg de materia seca. A pesar que no se encontraron diferencias significativas entre plantas o sitios en ninguno de los dos muestreos, el análisis de varianza demostró diferencias significativas entre el primer y el segundo muestreo (P = 0.007).

Contenido de Cd: Se observaron mayores contenidos de Cd a los 60 DDE, variando entre 1.3 (*A. pintoi*) a 8.2 mg/kg (*B. decumbens*) que hacia el final de la evaluación (105 DDE). En este ultimo muestreo, las especies *L. virginicum* y *B. pilosa* mostraron contenidos de Cd de 0,09 y 0.71 mg/kg, respectivamente. El análisis estadístico a los 60 DDE no mostró diferencias significativas ($P > 0.05$) entre plantas o sitios, pero hubo diferencias significativas entre el primer y el segundo muestreo ($P = 0.004$).

Contenido de níquel: La absorción de Ni en las plantas solamente se observó a los 105 DDE, con las muestras vegetales mostrando contenidos entre 4.4 a 11.0 mg/kg. A pesar de esta gran variación, no se encontraron diferencias significativas entre especies o entre sitios ($P > 0.05$).

Contenido de Pb: El contenido de Pb en las muestras vegetales de los dos muestreos realizados, se muestra en la **Tabla 18**. Como se puede observar, el contenido de Pb estuvo por debajo del límite de detección en todas las muestras obtenidas a los 60 DDE, y solo en algunas muestras obtenidas a los 105 DDE se observaron concentraciones detectables. Por esta razón, el contenido de Pb en tejidos vegetales no se incluyó en la Tabla 17.

Tabla 18: Contenido de Pb, en muestras vegetales obtenidas a los 105 DDE

Especie	Lote	Contenido de plomo (mg/kg)
<i>Arachis pintoi</i>	1	32.4
<i>Arachis pintoi</i>	3	4.40
<i>Bidens pilosa</i>	1	2.60
<i>Bidens pilosa</i>	2	7.67
<i>Brachiaria decumbens</i>	2	8.09
<i>Lepidium virginicum</i>	3	0.77

4.4.5 Extracción de metales pesados por planta y por unidad de área

Los valores calculados para la extracción de los metales pesados Cr, Cd y Ni por planta (mg/planta) y por unidad de área (mg/m²) se presentan en la Tabla 19.

Tabla 19. Extracción de metales pesados por planta y por unidad de área en cuatro especies evaluadas en el cerro de basuras de Moravia

Días de establecimiento	Especie	Extracción de metales pesados (mg/planta)			Extracción de metales pesados (mg/m ²)		
		Cr	Cd	Ni	Cr	Cd	Ni
60	<i>A. pintoi</i>	0.21ab	0.01	NA	1.17	0.08	NA
	<i>B. pilosa</i>	0.40a	0.07	NA	1.91	0.32	NA
	<i>B. decumbens</i>	0.03b	0.01	NA	2.97	0.26	NA
	<i>L. virginicum</i>	0.24a	0.01	NA	1.11	0.23	NA
105	<i>A. pintoi</i>	0.29ab	NA	0.24	1.47b	NA	1.37
	<i>B. pilosa</i>	0.49a	NA	0.16	2.33b	NA	0.79
	<i>B. decumbens</i>	0.31ab	NA	0.13	30.78a	NA	12.97
	<i>L. virginicum</i>	0.14b	NA	0.18	0.64b	NA	0.81

^{a,b}Medias con diferente letra en la misma columna y en cada tiempo de muestreo, son estadísticamente diferentes ($P < 0.05$)

La extracción de Cr (mg/planta) mostró diferencias significativas entre especies tanto a los 60 como a 105 DDE, con la especie *B. pilosa* mostrando los valores más altos (0.4 y 0.49 mg/planta, respectivamente). Cuando se expresó la extracción de Cr en términos de mg/m², se encontraron diferencias significativas en el muestreo realizado a los 105 DDE, donde la especie *B. decumbens* extrajo alrededor de 31 mg Cr/m², siendo la especie con el valor de extracción por unidad de área más alto.

La extracción de Cd (mg/planta) fue baja, cuando se comparó con la obtenida para Cr; no se presentaron diferencias significativas entre especies a los 60 DDE. Las plantas extrajeron entre 0.003 a 0.07 mg Cd/planta. Por otra parte, la extracción de

Ni, (mg/planta y mg/m²) no mostró diferencias significativas entre especies para ninguno de los muestreos realizados. La extracción de Ni en plantas, se presentó en un rango entre 0.13 a 0.24 mg/planta y desde 0.79 a 12.97 mg/m², con los valores más altos correspondiendo a la especie *B. decumbens* colectada a los 105 DDE. Finalmente, el contenido de Pb observado en las especies evaluadas en este estudio fue muy bajo. Los valores observados se esperaban ya que las propiedades de la matriz de residuos de Moravia no estuvieron asociadas con altos valores de biodisponibilidad de metales pesados. Sin embargo, se observó un nivel muy alto en la absorción de Pb en la especie *A. pintoii* colectada del sitio 1 (32.38 mg/kg), sugiriendo que las condiciones microambientales pueden favorecer la absorción de Pb en los tejidos vegetales. En general, el patrón de absorción de metales pesados en las especies evaluadas siguió el orden: Cr > Cd > Ni > Pb.

4.4.6 Factores de bioconcentración (FBC) de metales pesados

Los FBC se calcularon como la proporción entre el contenido de un metal en el tejido de las plantas y la concentración del mismo metal pesado la matriz de residuos y se muestran en la Tabla 20. Dichos valores corresponden al promedio de lotes para cada especie. Debido al bajo número de muestras en las que se observó absorción de Pb, no se calcularon FBC para este metal.

Como se observa en la Tabla 20, los FBC son muy bajos y se encontraron en el rango entre 0.03 (*L. virginicum* y Ni) y 1.15 (*B. pilosa* y Cd). El análisis estadístico mostró diferencias significativas entre especies para los FBC de Cd a los 60 DDE. Los valores máximos de FBC se observaron para la absorción de este metal, con las especies *B. pilosa* (1.15) y *L. virginicum* (1.01).

4.4.7 Síntomas de toxicidad y presencia de plagas y enfermedades

Durante los primeros muestreos (45 y 60 DDE), se observó que en las parcelas establecidas con *A. pintoii* las plantas presentaron una clorosis extendida a los tallos y hojas. Las flores de estas mismas plantas presentaron una decoloración parcial de los

pétalos (Figura 9). Estos síntomas pudieron haberse presentado como respuesta de las plantas a las altas concentraciones de metales pesados. A partir del tercer muestreo, las plantas se recuperaron completamente.

Tabla 20: Factores de bioconcentración calculados para los metales pesados en la evaluación de especies vegetales

<i>Días después de establecimiento</i>	<i>Especie</i>	<i>Factores de Bioconcentración</i>		
		<i>Cr</i>	<i>Cd</i>	<i>Ni</i>
60	<i>A. pintoi</i>	0,19	0,12c	NA
	<i>B. pilosa</i>	0,23	1,15a	NA
	<i>B. decumbens</i>	0,20	0,94b	NA
	<i>L. virginicum</i>	0,16	1,01b	NA
105	<i>A. pintoi</i>	0,07	NA	0,06
	<i>B. pilosa</i>	0,03	NA	0,03
	<i>B. decumbens</i>	0,09	NA	0,08
	<i>L. virginicum</i>	0,03	NA	0,03

Valores de FBC corresponden al promedio de los cuatro lotes

^{a,b,c} Medias con diferente letra en la misma columna y en cada tiempo de muestreo, son estadísticamente diferentes



Figura 9: Síntomas probablemente asociados a toxicidad, observados en las plantas de la especie *Arachis pintoi*

En cuanto a la presencia de plagas y enfermedades, el seguimiento realizado en las parcelas permitió observar la presencia de una larva de lepidóptero en la parcela de *L. virginicum* del lote 3 durante los dos primeros muestreos. Sin embargo, la población de larvas no se incrementó y las plantas se recuperaron para el tercer muestreo (75 DDE). No se observó incidencia de enfermedades en las plantas evaluadas.

4.5 Discusión

4.5.1 Contenido de metales pesados totales en los lotes

El presente estudio corroboró el alto grado de contaminación de Pb, Cr, Cd y Ni en las capas superficiales de la matriz de residuos en los lotes del cerro de basuras. Los niveles determinados exceden las normas que regulan los límites máximos permitidos, tanto por las normas europeas como las colombianas ([ASCP, 2001](#); [ICONTEC, 2004](#)). La abundancia relativa de los metales pesados de la matriz de residuos en este experimento, siguió el mismo orden que aquel observado en la caracterización inicial, descrita en el capítulo 2 de este documento.

A pesar de la baja biodisponibilidad de metales pesados en la matriz de residuos sugerida por las propiedades fisicoquímicas descritas en el capítulo 2, la transferencia de metales pesados a los tejidos vegetales hace que el antiguo botadero siga considerándose una fuerte amenaza para la salud y para el ambiente. Dicha consideración demuestra la necesidad de tomar medidas de control.

Los diferentes análisis realizados han demostrado una alta variación en el contenido de metales pesados en Moravia. Dicha variación puede estar relacionada con la alta heterogeneidad en la composición de la matriz de residuos, característica común de los sitios de disposición final de residuos. De acuerdo a [Suthersan \(2001\)](#) y [Nagendran \(2006\)](#), los rellenos sanitarios y botaderos constituyen un ambiente altamente heterogéneo como resultado de la diversidad de residuos que allí se depositan. A su vez, [Kassasi et al., \(2008\)](#) explicó la alta variación en los contenidos de Ni observados en estos lugares en términos de la disposición de baterías y equipos

electrónicos. En nuestro estudio, esta explicación puede ser también válida para los altísimos contenidos de metales pesados observados en el Morro de Moravia. Sin embargo, debido a la carencia de medidas técnicas apropiadas durante la operación del botadero, no se cuenta con un registro de la naturaleza, proporción y tratamiento (si hubiese existido), de los residuos depositados en el cerro de basuras.

La alta heterogeneidad característica en el contenido de metales pesados, no permitió observar diferencias significativas entre lotes o entre periodos de muestreo. Esta condición debe tenerse en cuenta al momento de tomar acciones de recuperación ambiental del cerro. Por ejemplo, la selección de una cubierta vegetal no debe basarse en la sectorización de cerro de basuras por el contenido de metales pesados.

4.5.2 Cobertura, altura y producción de Materia seca (MS)

En general las plantas establecidas en el Morro de basuras de Moravia, mostraron altos valores de cobertura, altura y producción de materia seca, los cuales estuvieron asociados a la textura franco arenosa, el pH y al contenido de material orgánica de la capa superficial de la matriz de residuos del Morro, que favorecen el crecimiento vegetal (Cuesta, 2005). De otra parte, los valores de cobertura, altura y producción de materia seca observados demuestran la habilidad de las cuatro especies evaluadas para tolerar los altos niveles de Pb, Cr, Cd y Ni presentes en la matriz de residuos. Dicha tolerancia se observó incluso en aquellas especies introducidas, como el caso de *A. pintoi* y *B. decumbens*. Un caso especial se observó con la especie *B. pilosa* que mostró los valores de cobertura y altura más altos cuando se realizaron las comparaciones entre especies, mediante contrastes lineales. De acuerdo a [Cunningham y Berti, \(1993\)](#) y a [Prasad y Freitas, \(2003\)](#), el éxito de un programa de recuperación de espacios contaminados con metales pesados, depende fundamentalmente de la adaptación de las especies vegetales y la tolerancia a dichos contaminantes.

En la determinación de materia seca, y a pesar que no se observaron diferencias significativas, el pasto *B. decumbens* mostró los valores más altos de producción de

biomasa, producción que estuvo directamente relacionada con el crecimiento vigoroso que se observó en las parcelas sembradas con dicha especie y a la mayor densidad de siembra. De otra parte, la menor producción de biomasa en las especies nativas *B. pilosa* y especialmente *L. virginicum* se relacionó con su estructura y área foliar. Cuando se compararon visualmente, se observó que la especie *B. decumbens* creció vigorosamente, exhibiendo una alta producción de macollas y abundante área foliar, mientras que *L. virginicum*, la menor producción de biomasa se asoció con la arquitectura de la planta, que se caracteriza por una baja proporción de hojas y una gran cantidad de inflorescencias. En el caso específico de los primeros muestreos (45 y 60 DDE), un ataque ocasionado por una larva de lepidóptero que se observó en el lote 3, redujo el valor promedio de la producción de biomasa en esta especie.

Es de resaltar que la producción de MS tiene un gran efecto en la extracción de metales pesados y por tanto en la eficiencia de la fitorremediación, como se discutirá adelante.

4.5.3 Absorción de metales pesados en plantas

El estudio reportado por [Sun et al., \(2009\)](#), define a *B. pilosa* como una especie hiperacumuladora, debido a que la planta acumuló más de 100 mg/kg of Cd. En el presente estudio, la especie *B. pilosa* presentó una alta absorción de Cd y Cr, pero no en el mismo grado que el reportado por estos autores. Estas diferencias pudieron estar asociadas a las propiedades de la matriz de residuos y a la influencia del microambiente, ya que el estudio de [Sun et al., \(2009\)](#) se llevó a cabo en suelos no contaminados que recibieron adición de Cd. Por el contrario, en la presente investigación, las plantas se establecieron sobre una matriz contaminada con varios metales pesados que habían permanecido allí por lo menos 24 años y cuyo pH y contenido de materia orgánica pudieron haber resultado en una disminución en disponibilidad de estos metales. Esta observación sugiere que es necesario diferenciar los resultados obtenidos en experimentos bajo condiciones semi o controladas con aquellos realizados *in situ*, como es el caso del presente estudio.

El patrón de absorción de Cd en las plantas sugiere que éstas absorbieron el metal durante los primeros estados de desarrollo, lo que resultó en una acumulación temprana de este metal en sus tejidos. A medida que la planta creció, la absorción de Cd no siguió el mismo ritmo y aparentemente por un efecto de dilución, la concentración de Cd en el tejido, se redujo.

En la literatura se acepta que los altos contenidos de metales pesados en el suelo, no necesariamente se relacionan con altos contenidos de metales pesados en los tejidos vegetales. Esto se debe a que el proceso de absorción en las plantas depende de varios factores que interactúan con las propiedades físicas y químicas de los suelos (Pilon-Smits, 2005). En el presente estudio, la concentración de metales en tejidos vegetales fue baja, cuando se comparó con el contenido de metales en la matriz de residuos. Esta observación se corroboró con el cálculo de los FBC, que a su vez, presentaron valores bajos (excepcionalmente mayores que 0.2), confirmando la baja biodisponibilidad de los metales pesados en la matriz de residuos del Morro de basuras de Moravia.

Liang *et al.*, (2009) sugirió que los FBC altos, pueden ser buenos indicadores del potencial para la acumulación de metales pesados, Por tanto, las especies evaluadas en nuestro estudio no aparecen como potenciales acumuladores de metales pesados. De otra parte, las plantas pueden ser clasificadas como hiperacumuladoras si acumulan más de 100 (Cd), 1000 (Ni, Pb y Cu) o 10000 (Zn o Mn) mg/kg (Dahmani-Muller *et al.*, 2000), lo que confirmaría la ausencia de hiperacumuladoras entre las especies evaluadas.

Sin embargo, es importante recordar que aparte del FBC y la capacidad de acumulación, algunos criterios adicionales deben considerarse al momento de seleccionar las plantas para un proceso de remediación. Uno de estos criterios es la producción de biomasa, la cual puede modificar significativamente la habilidad de la planta para acumular metales pesados. De acuerdo a [Liang *et al.*, \(2009\)](#) las plantas que producen gran cantidad de biomasa pueden compensar esta condición y

convertirse en hiperacumuladoras, si se tiene en cuenta la producción de biomasa por unidad de área.

La extracción de metales pesados en términos de extracción/planta y extracción /m² puede dar una mejor idea en cuanto al potencial fitoextractor de una especie en particular. En nuestro estudio, la especie *B. pilosa* demostró la capacidad más alta para extraer cantidades considerables de Cr. Sin embargo, la extracción/planta no se relacionó con la extracción /m² en esta especie. Esto se debió a las diferencias en producción de biomasa y a la densidad de siembra, condiciones que pueden incrementar la extracción de un metal, medida en unidad de área. Al respecto, [Chaney et al., \(1997\)](#), concluyeron que el éxito en los procesos de fitoextracción depende de la identificación de especies capaces no solamente de concentrar metales pesados, sino también para producir abundante biomasa. En el presente estudio, la mayor extracción de Cr por unidad de área (cerca de 31 mg/m²), se observó en la especie de mayor producción de biomasa (*B. decumbens*).

En estudios previos, el pasto *B. decumbens*, ha sido reportado por su tolerancia a altos niveles de Al en el suelo, mientras que produce altas cantidades de biomasa, exhibiendo un crecimiento rápido y ausencia de síntomas de fitotoxicidad. Esto sugiere su potencial como especie fitorremediadora ([Santos et al., 2006](#)).

Finalmente, cabe resaltar que dentro de los reportes de literatura, solo unos pocos estudios han sido realizados bajo condiciones de campo, donde el efecto buffer del suelo afecta la disponibilidad de metales pesados en la solución del suelo. Dicha situación obedece al hecho que bajo condiciones reales, los resultados obtenidos a partir de los estudios, pueden resultar un poco difícil dado el número potencial de interacciones. En consecuencia, el presente estudio realizado tiene un gran valor, ya que provee una idea real acerca del desempeño biológico y el potencial fitorremediador de las plantas evaluadas.

4.6 Conclusiones

Bajo las condiciones actuales del cerro de basuras de Moravia las especies *Bidens pilosa*, *Lepidium virginicum*, *Arachis pintoii* y *Brachiaria decumbens* mostraron adecuada adaptación, a juzgar por su desempeño biológico y nivel de tolerancia al contenido de Pb, Cr, Cd y Ni presente en la matriz de residuos.

Además de tolerar dicho nivel de contaminación, las plantas evaluadas absorbieron los metales pesados en diferente grado. Por ejemplo, la especie *B. pilosa* se caracterizó por la mayor absorción de Cr, mientras que la especie *B. decumbens* se caracterizó por la mayor absorción de Cd y Ni, por lo que se recomienda que en los procesos de fitorremediación, se incluyan diversas especies con el fin de maximizar la acumulación y extracción de metales pesados.

La absorción de los metales pesados analizados se presentó en forma diferente para las diferentes etapas de crecimiento. La absorción de Cr se observó a lo largo del periodo de evaluación, mientras que la absorción de Cd se observó durante los primeros 60 DDE. Esta condición sugiere que el manejo de los cultivos con fines remediadores, debe tener en cuenta el estado fenológico de mayor acumulación de metales pesados en los tejidos.

A pesar que las especies evaluadas no son catalogadas como hiperacumuladoras, su potencial fitorremediador debe considerarse como una valiosa alternativa para la reducción de la contaminación por metales pesados. Un ejemplo de ello, se presenta con la especie *B. decumbens*. Su alta producción de materia seca y la alta densidad de siembra a la que puede establecerse, compensa la baja acumulación de metales pesados.

En futuros ensayos de investigación debe evaluarse las medidas que mejoren la absorción y acumulación de metales pesados, tales como la adición de enmiendas del suelo que mejoren la disponibilidad de los mismos. Otra medida que puede incrementar dicha absorción es la implementación de técnicas de rizorremediación (interacción entre raíces y microorganismos del suelo).

La especie *A. pintoi*, además de presentar ventajas en el aspecto estético y de cubrimiento de suelo, se caracterizó por su absorción de Pb, Cr y Ni. A nuestro conocimiento, este es el primer reporte de la especie en relación con su potencial fitorremediador y de acuerdo con los resultados expuestos, esta especie se presenta como potencial promisorio para las características del cerro de basuras de Moravia.

Finalmente, el presente estudio pone de manifiesto la necesidad de monitorear la acumulación de metales pesados en especies forrajeras, ya que, como se ha expuesto, las especies *A. pintoi* y *b. decumbens* pueden acumular altas cantidades de metales pesados, convirtiéndose en una amenaza para los sistemas agropecuarios.

5. Conclusiones Generales

Para facilitar su discusión, las conclusiones alcanzadas a través de la presente investigación se presentan en diferentes secciones:

Contenido de metales pesados en la matriz de residuos, diversidad florística y transferencia de metales a flora.

La condición actual del cerro de basuras, ofrece condiciones adecuadas de fertilidad a juzgar por el número de especies (más de 60), creciendo en este lugar. Cabe anotar que la composición florística es susceptible de cambio en el tiempo, puesto que la evaluación realizada sucedió en lotes con un máximo de dos años de revegetación. Por lo tanto se espera, en el caso de continuar un proceso natural, el establecimiento de especies vegetales de mayor porte, tales como arbustivas y arbóreas, lo cual podría ser contraproducente desde el punto de vista de geoestabilidad del Morro. En consecuencia, es necesario dirigir y monitorear el proceso de revegetación.

A pesar de haber transcurrido 24 años desde su cierre, el antiguo botadero de basuras de Moravia presenta en sus capas superficiales una alta concentración de Pb, Ni, Cr, Hg y Cd, con valores que exceden por un amplio rango los límites permisibles en suelos agrícolas, en enmiendas para aplicación en suelos agrícolas, e incluso reportes previos de rellenos sanitarios. Debe recordarse que a pesar de su clausura desde 1984, la matriz de residuos ha estado la mayor parte del tiempo cubierta de casas, por lo que la infiltración y movilidad de los metales pesados ha sido casi nula.

Existe transferencia de metales pesados a la flora que crece sobre la superficie de la matriz de residuos de Moravia. Al momento del muestreo, la transferencia de metales a la flora, seguía el patrón de absorción $Cr > Pb > Hg > Ni$. Sin embargo, este orden puede cambiar tanto espacial como temporalmente, ya que la matriz de residuos demostró una alta heterogeneidad en relación con el contenido de metales pesados. Esta transferencia de metales pesados es una de las razones por

la que se debe evitar a toda costa la siembra o consumo de especies vegetales comestibles procedentes del cerro de basuras.

Transferencia de metales pesados a fauna

Aunque nuestro estudio se centró en la caracterización de artrópodos y pequeños mamíferos no voladores, se concluye que el cerro de basuras de Moravia ofrece suficientes recursos alimenticios y nichos para el establecimiento de varios grupos de animales. Esto cobra mayor importancia dado que el proceso de reubicación de las familias, permitirá más espacios abiertos que seguramente cambiarán la diversidad de la fauna en Moravia.

Existe transferencia de metales pesados hacia los animales que habitan el cerro de basuras. Sin embargo, esta transferencia depende del metal pesado, siendo significativa en el caso de Cd y Pb y baja en el caso de Cr y Ni.

Los ratones y artrópodos habitantes del cerro de Moravia, están continuamente expuestos a material de residuos particulados, a la ingesta casual de plantas cultivadas en el cerro y posiblemente al contacto/ingestión de lixiviados. Dicha exposición supone el ingreso de estos contaminantes a su organismo, por vías directas de ingestión.

La transferencia hacia niveles superiores de la cadena trófica sugiere que la población humana residente en Moravia, puede también contaminarse con los metales pesados allí presentes. Es entonces necesario, monitorear estas poblaciones por su nivel de contaminación con metales pesados.

En cuanto a la contribución metodológica, debe anotarse que la determinación de metales pesados en artrópodos, se mostró como un mecanismo adecuado para medir la transferencia de metales pesados hacia la cadena trófica.

Uso de plantas como posible alternativa de recuperación del cerro de basuras

En la evaluación *in situ* de las especies *B. pilosa*, *L. virginicum*, *A. pintoii* y *B. decumbens*, se observó un alto grado de adaptación a las condiciones de fertilidad de la matriz de residuos y tolerancia a la concentración de Pb, Cr, Cd y Ni.

Las especies vegetales evaluadas variaron en su capacidad de extraer metales pesados bajo las condiciones de Moravia, lo que sugiere que en los procesos de remediación deben incluirse varias especies, especialmente en sitios como Moravia, donde se mezcla más de un agente contaminante.

A pesar que las especies evaluadas no son catalogadas como hiperacumuladoras, su potencial fitorremediador debe considerarse como una valiosa alternativa para la reducción de la contaminación por metales pesados. Cabe mencionar que la capacidad de fitoextracción debe ser analizada considerando diversos criterios. De una parte, una alta extracción es un factor deseable, aún en el caso en el que se requiera un estimulador de la acumulación. Sin embargo, factores económicos tales como el manejo del material vegetal contaminado debe ser asimismo evaluado. Además, criterios como el éxito en la revegetación y/o control de erosión, deben también ser parte del grupo de criterios en los cuales se basa la decisión acerca de la restauración de un botadero de basuras.

La especie *A. Pintoii*, además de presentar ventajas en el aspecto estético y de cubrimiento, se caracterizó por su absorción de Pb, Cr y Ni. A nuestro conocimiento, este es el primer reporte de la especie en relación con su potencial fitorremediador.

Consideraciones finales y recomendaciones finales

A nuestro conocimiento, este es el primer trabajo realizado en Colombia, donde se estudian aspectos relacionados con la presencia, transferencia y posible remediación de metales pesados en botaderos a cielo abierto.

Cabe recordar que la mayoría de las poblaciones colombianas continúan hoy, replicando la situación observada en Moravia, al no disponer sus residuos sólidos en rellenos sanitarios. Adicionalmente, este estudio ha demostrado que a pesar de haber transcurrido casi un cuarto de siglo, los problemas generados por una inadecuada disposición de residuos sólidos continúan latentes y presentan riesgo evidente para población que reside cerca de estos sitios.

Un aspecto relevante de esta investigación en fitorremediación, es que se realizó bajo condiciones *in situ*, diferenciándose notablemente de la mayoría de estudios reportados en la literatura en los siguientes aspectos:

1. En las condiciones de la matriz de residuos de Moravia, la disponibilidad de metales pesados fue baja, dado el tiempo que tuvieron los metales pesados para interactuar con los diferentes componentes de dicha matriz. En el caso de otros estudios reportados, los metales pesados se agregan normalmente como soluciones de concentraciones conocidas a una matriz de propiedades muy diferentes a las que realmente se encuentran en un botadero de basura, con la dificultad adicional que los tiempos de reacción de los metales pesados y dicha matriz son mínimos, lo que resulta en una alta movilidad/absorción de dichos contaminantes
2. La matriz de residuos en Moravia contiene no solamente uno, sino varios contaminantes, a diferencia de otros estudios reportados, donde se trabaja solo con uno o dos metales.
3. En el presente estudio, el crecimiento de las plantas sucedió bajo condiciones de campo y no bajo condiciones controladas, como sucede en mayoría de los estudios reportados. Esta condición permitió evaluar la verdadera respuesta biológica y fitorremediadora de las especies. Estas diferencias hacen que nuestro estudio contribuya con el estado del arte en el área de fitorremediación.

En el análisis de la efectividad de la fitorremediación observada en este estudio, debe considerarse el gran periodo de tiempo transcurrido entre la clausura del botadero a cielo abierto y la realización de esta investigación. Aunque se requieren estudios posteriores para verificar cual sería la respuesta en campo, es posible que si los esfuerzos de fitorremediación se hubiesen adelantado más temprano en relación con la clausura del botadero, estos hubiesen sido más promisorios.

Finalmente, y dado el alto contenido de metales pesados en las capas superficiales, y la transferencia de metales a la flora y fauna (y posiblemente a la población humana), se recomienda:

1. Monitorear y dirigir el proceso de revegetación del cerro, con el fin de disminuir la exposición de animales y humanos a metales pesados
2. Iniciar rápidamente acciones para disminuir el impacto negativo de la contaminación existente en el cerro de basuras de Moravia, dentro de las cuales se debe considerar el establecimiento de coberturas vegetales que permitan la reducción de la erosión, la remoción de contaminantes y el embellecimiento del lugar
3. Completar a la mayor brevedad posible, el proceso de reubicación de los pobladores residentes en el cerro de basuras, asegurando el no retorno a dicho lugar
4. Confinar el cerro de basuras, con el fin de limitar las posibilidades de exposición a los contaminantes del cerro
5. Continuar estudios de remoción de metales pesados, integrando diferentes alternativas que incrementen la acumulación de metales pesados, tales como la adición enmiendas y rizorremediación.

Referencias

- Abou-Shanab, Ghanem R., Harem, N., Al-kolaibe, K. 2007. Phytoremediation Potential of Crop and Wild Plants for Multi-metal Contaminated Soils. *Research Journal of Agriculture and Biological Sciences*, 3(5): 370-376
- Alloway, B.J.1995. *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic & Professional, London.
- Andersen, A.N., Fisher A., Hoffman, B., Read, J. L., Richards, R. 2004. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology* 29: 87–92
- Antoniadis, V., Robinson, J.S., Alloway, B.J. 2008. Effects of short-term pH fluctuations on cadmium, nickel, lead, and zinc availability to ryegrass in a sewage sludge-amended field. *Chemosphere* 71: 759–764.
- Arshad, M., Silvestre, J., Pinelli, E., Kallerhoff, J., Kaemmerer, M., Tarigo, A., Shahid, M., Guiresse, M., Pradere, P., Dumat, C. 2008. A field study of lead phytoextraction by various scented *Pelargonium* cultivars. *Chemosphere* 71: 2187–2192
- Arroyave, C. 2007. Evaluación de la Bioacumulación y Toxicidad de Cationes de Metales Pesados en *Brachiaria dictyoneura* (Pasto Llanero). Tesis de pregrado. Instituto de Biología, Facultad de Ciencias exactas. Universidad de Antioquia.
- ASCP Guidelines 2001. Quality Criteria for Composts and Digestates from Biodegradable Waste Management, Schoenbuehl, Switzerland.
- ATSDR, 1999. Toxicological profile for mercury – update. Atlanta, GA, Agency for Toxic Substances and Disease Registry <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp46.html> (Consultado en línea Enero de 2009).
- ATSDR, 2007. Toxicological profile for lead. <http://www.atsdr.cdc.gov/csem/lead/pb/lead2> . (Consultado en línea Enero de 2009)
- Ayres, C.M. 2004. Germaplasm characterization of *Arachis pintoi* Krap. and Greg (Leguminosae). Universidad de Florida. Tesis Doctoral.
- Banat, K.M., Howari, F.M., Al-Hamad, A.A. 2005. Heavy metals in urban soils of central Jordan: should we worry about their environmental risks. *Environmental Research* 97: 258–273
- Barazani, A., Dudai, N., Khadka, U., & Golan-Goldhirsh, A. 2004. Cadmium accumulation in *Allium schoenoprasum* L. grown in an aqueous médium. *Chemosphere* 57: 1213-1218

- Battke, F., Ernst, D., Fleischmann, F., Halbach, S. 2008. Phytoreduction and volatilization of mercury by ascorbate in *Arabidopsis thaliana*, European beech and Norway spruce. *Applied Geochemistry* 23: 494–502
- Becquer, T., Quantin, C., Sicot, M., Boudot, JP. 2003. Chromium availability in ultramafic soils from New Caledonia. *Science of the total environment* 301: 251– 61
- Bradshaw, A. 2000. The use of natural processes in reclamation: advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* 51: 89-100
- Cantle, E. 1982. Atomic absorption spectrometry, Volumen 5. Elsevier, New York. 482 pp
- Casas, J., Sordo, J. (Eds). 2006. Lead Chemistry, Analytical Aspects, Environmental impact and Health Effects. Elsevier, Reino Unido. 367 pp.
- Chan, Y. S. G., Chu, L.M., Wong, M.H. 1997. Influence of landfill factors on plants and soil fauna—An ecological perspective. *Environmental Pollution* 97: 39-44
- Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., J Angle S.J., Baker, A., 1997. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 8 (3): 279-284
- Chen, Q., Wong J.W.C. 2006. Growth of *Agropyron elongatum* in a simulated nickel contaminated soil with lime stabilization. *Science of the Total Environment* 366: 448–455
- Chen, T.B., Zheng, Y.M., Lei, M., Huang, Z.C., Wu, H.T., Chen, H., Fan, K.K., Yu, K., Wu, X., Tian, Q.Z., 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere* 60: 542–551
- Clemens, S. 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie* 88: 1707–1719.
- Codex Alimentarius Commission, 2006. Commission Regulation (EC) No 1881/2006, Official Journal of the European Union [eurlex.europa.eu/LexUriServ/site/en/oj/2006/l_364/l_36420061220en00050024.pdf], (Consultado en Febrero de 2009)
- Cossu, R. 2009. I have a dream. *Waste Management* 29: 1465–1466
- Cuesta, P.A. (Ed). 2005. Producción y utilización de recursos forrajeros en sistemas de producción bovina de las Regiones Caribe y Valles interandinos. Manual Técnico. Corporación Colombiana de Investigación Agrícola CORPOICA. ISBN 958-810-79-8. Bogotá, Colombia 97 pp.
- Cunningham, S.D., Berti, W.R. 1993. Remediation of contaminated soils with green plants: an overview. *In Vitro Cellular and Development Biology* 29(4): 207-212
- Dahmani-Muller, H., Van Oort, F., Gelie, B., Balabane, M. 2000. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental pollution* 109: 231-238.

- Damek-Poprawa, Sawicka-Kapusta, D., Sawicka-Kapusta, S., 2003. Damage to the liver, kidney, and testis with reference to burden of heavy metals in yellow-necked mice from areas around steelworks and zinc smelters. *Poland Toxicology* 186:1-10
- Denkhaus, E., Salnikow, K. 2002. Nickel: essentiality, toxicity, and carcinogenicity. *Critical Reviews in Oncology/Hematology* 42: 35–56
- Drickamer, L.C., Springer, L.M. 1998. Methodological aspects of the interval trapping method with comments on nocturnal activity patterns in house mice living in outdoor enclosures. *Behavioural Processes* 43: 171–181
- Eapen, S., Suseelan, S., Tivarekar, S., Kotwal, S., Mitra, R. (2003). Potential for rhizofiltration of uranium using hairy root cultures of *Brassica juncea* and *Chenopodium amaranticolor*. *Environmental Research* 91: 127–133.
- EPA, 2008. Municipal Solid Waste. Basic Information. US Environmental Protection Agency. <<http://www.epa.gov/msw/facts.htm>> (Consultado en Enero de 2009)
- EPA. 1998. "Method 7471B (SW-846): Mercury in Solid or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique)," Revision 2. <http://www.epa.gov/sam/pdfs/EPA-7471b.pdf> (Consultado en Enero de 2009)
- EPA, 1997. Mercury Study, Report to Congress. US Environmental Protection Agency. <<http://www.epa.gov/msw/facts.htm>> (Consultado enero de 2009)
- EPA. 1996. "Method 3050B (SW-846): Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils," Revision 2. <http://www.epa.gov/sam/pdfs/EPA-3050b.pdf> (Consultado en Enero de 2009)
- Epelde, L., Becerril, J., Hernandez, J., Barrutia, O., Garbisu, C. 2008. Functional diversity as indicator of the recovery of soil health derived from *Thlaspi caerulescens* growth and metal phytoextraction. *Applied soil ecology* 39: 299– 310
- Espinosa, A.S., González, A. 2001. La acumulación de basuras como material geotécnico II: comportamiento de las basuras. *Revista de Ingeniería, Universidad De Los Andes* 14: 56-70
- Fakayode, S.O., Onianwa, P.C. 2002. Heavy metal contamination of soil, and bioaccumulation in Guinea grass (*Panicum maximum*) around Ikeja Industrial Estate, Lagos, Nigeria. *Environmental Geology* 43:145–150.
- Flechas, FW., Latady, M., 2003. Regulatory evaluation and acceptance issues for phytotechnology projects. *Advances in Biochemical Engineering / Biotechnology*. 78: 172–85
- Ghosh, M, Singh, S.P. 2005. A comparative study of cadmium phytoextraction by accumulator and weed species. *Environmental Pollution* 133: 365–371
- Giraldo, E. 2001. Tratamiento de lixiviados de rellanos sanitarios: avances recientes. , *Revista de Ingeniería* 14:44-55
- Gier, S., Johns, W. 2000. Heavy metal-adsorption on micas and clay minerals studied by X-ray photoelectron spectroscopy. *Applied Clay Science* 16: 289–299

- Giusti, L. 2009. A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Management*, doi:10.1016/j.wasman.2009.03.028
- Glass, D.J. 1999. Current Market Trends in Phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, 1(1):1–8
- Gochfeld, M. 2003. Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56: 174–179
- Haila, Y., Margules, C.R. 1996. Survey research in conservation biology. *Ecography* 19: 323- 331
- Hazra, T., Goel, S. 2009. Solid waste management in Kolkata, India: Practices and challenges. *Waste Management* 29: 470–478
- Haque, N., Peralta-Videa, J. R., Jones, G. L., Gill, T.E., Gardea-Torresdey, J.L. 2008. Screening the phytoremediation potential of desert broom (*Baccharis sarothroides* Gray) growing on mine tailings in Arizona, USA. *Environmental Pollution* 153: 362-368
- Hernandez-Valencia., Mager, I., Denise, Y., 2003. Uso de *Panicum maximum* y *Brachiaria brizantha* para fitorremediar suelos contaminados con un crudo de petróleo liviano. *Bioagro*, 15, 149-156, http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S131633612003000300001&lng=es&nrm=iso
- IGAC. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 1990. Propiedades físicas de los suelos. Bogotá, D.E. 813 pp
- ICONTEC, Instituto Colombiano de Normas Técnicas. 2004. Norma técnica colombiana 5167. Productos para la industria agrícola. Productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas de suelo., Bogotá, Colombia.
- Integral, 2000. Estudio para la recuperación ambiental de la zona de Moravia en el municipio de Medellín – informe final., Mayo 1, volumen 1-3, Centro de documentación, Área Metropolitana del Valle del Aburrá. Medellín, Colombia
- Intervención Integral del Barrio Moravia., 2004. <http://www.medellin.gov.co/alcaldia/jsp/modulos/I_gestion/Moravialogros.jsp>, consultado en línea Enero de 2009
- Jelaska, L., S., Blanusa, M., Jelaska, S. 2007. Heavy metal concentrations in ground beetles, leaf litter, and soil of a forest ecosystem. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66: 74–81
- Kabata-Pendias, A., 2004. Soil–plant transfer of trace elements—an environmental issue. *Geoderma* 122: 143–149
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 2001. Trace Elements in Soils and Plants, 3rd ed. CRC Press, Boca Raton, FL

- Kabata-Pendias, A. 2007. Soil–plant transfer of trace elements—an environmental issue. *Geoderma* 122:143–9
- Kasassi, A., Rakimbei, P., Karagiannidis, A., Zabaniotou, A., Tsiouvaras, K., Nastis, A., Tzafeiropoulou, K. 2008. Soil contamination by heavy metals: Measurements from a closed unlined landfill. *Bioresource Technology* 99: 8578-8584
- Kidd, P., Barceló, J., Bernal, M.P., Navari-Izzo, F., Poschenrieder, C., Shileve S., Clemente, R., Monterroso, C. 2009. Trace element behaviour at the root–soil interface: Implications in phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany* 67: 243–259
- Kitvatanachai, S., Apiwathnasorn, C., Leemingsawat, S., Wongwit, W., Tornee, S. 2005. Determination of lead toxicity in *Culex quinquefasciatus* mosquitoes in the laboratory Southeast. *Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health*, 36(4): 864-874
- Köhler, H.R., Alberti, G., Seniczak S., Seniczak, A. 2005. Lead-induced hsp70 and hsp60 pattern transformation and leg malformation during postembryonic development in the oribatid mite, *Archezogozetes longisetosus* Aoki. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 141: 398–405
- Kotaś, J., Stasicka, Z. 2000. Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation. *Environmental Pollution* 107: 263–283
- Kumar, P.B.A.N., Dushenkov, V., Motto, Raskin, H. 1995. Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science and Technology* 29(5): 1232-1238.
- Lalor, G. 2008. Review of cadmium transfers from soil to humans and its health effects in the Jamaican environment. *Science of the total environment* 400: 162-172
- Lastra, H.A. y Ponce de Leon, H. 2001. *Bidens pilosa* Linné. *Revisa Cubana de Plantas Medicinales* 1: 28-33.
- Li, M.S., Luo, Y.P., Su, Z.Y. 2007. Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China. *Environmental Pollution* 147: 168-175.
- Liang, H.M., Lin,T.H.; Chiou, J.M.; Kuo-Chen Y. 2009. Model evaluation of the phytoextraction potential of heavy metal hyperaccumulators and non-hyperaccumulators. *Environmental Pollution* 157(6): 1945-1952
- Lomonte, C., Doronila, A.I., Gregory, D., Baker, J.M., Kolev, S.D. 2009. Phytotoxicity of biosolids and screening of selected plant species with potential for mercury phytoextraction. *Journal of Hazardous materials*: doi:10.1016/j.jhazmat.2009.08.112.
- Marchiol, L., Fellet, G., Perosa, D., Zerbi, G. 2007. Removal of trace metals by *Sorghum bicolor* and *Helianthus annuus* in a site polluted by industrial wastes: A field experience. *Plant Physiology and Biochemistry* 45: 379-387

- McGrath, S.P, Zhao FJ, Lombi E. 2002. Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. *Advances in Agronomy*: 75:1-56
- Martínez, H., Sabogal, L. 2009. Informe final del grupo de Geotecnia. En: Estudio piloto para la recuperación del Morrode Moravia, Fase I. Informe final de Proyecto. Escuela de Ingeniería, Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia
- Matteucci, S.D., Colma., 1982. Método para el estudio de la vegetación secretaria general de la OEA, Washington. DC.
- Mbarki, S., N. Labidi, et al. (2008). "Contrasting effects of municipal compost on alfalfa growth in clay and in sandy soils: N, P, K, content and heavy metal toxicity." *Bioresource Technology* 99(15): 6745-6750.
- Metcheva R., Teodorova S., Topashka-Ancheva M. 2003. A comparative analysis of the heavy metal loading of small mammals in different regions of Bulgaria I: monitoring points and bioaccumulation features. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 54(2): 176-187.
- Miles, J.W., Maass, B.L. Do Valle, C.B. 1998. *Brachiaria*: Biología, agronomía y mejoramiento. CIAT, Cali, Colombia, 312 pp.
- Miller, PA., Clesceri, NL (Eds.). 2003. Waste sites as biological reactors: characterization and modeling. Lewis Publishers, Boca Raton, FL
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2005. Rellenos sanitarios regionales. Leyla Rojas Molano. Consultado en línea octubre de 2009: www.enlacesasociados.com/memorias/vcongreso/3.ppt
- 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 2009
- Moreno-Jimenez, E., Gamarra R., Carpena-Ruiz, R., Millan, R., Peñalosa, J.M., Esteban, E. 2006. Mercury bioaccumulation and phytotoxicity in two wild plant species of Almaden area. *Chemosphere* 63: 1969–1973
- Nagendran, R., Selvam, A., Kurian, J., Chiemchaisri, C. 2006. Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dumpsites: A brief review. *Waste Management* 26: 1357–1369
- National Research Council. 1992. Restoration of Aquatic Ecosystems. Science Technology, and Public Policy. National Academy Press, Washington, USA. 421 pp
- National Research Council. 2003. Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments: Processes, Tools, and Applications. National Academy Press, Washington, USA. 432 pp
- Nedelkoska, T.V., Doran, P.M. 2000. Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phyto minin. *Minerals Engineer* 13: 549-561

- Newman M.C., Clements, W. 2008. *Ecotoxicology: A comprehensive treatment*. CRC Press, Boca Ratón, FL. 882 pp.
- Olivero J., Johnson B. 2002. El lado gris de la Minería del oro: La contaminación con mercurio en el norte de Colombia. Universidad de Cartagena, Impresión ALPHA Impresores Ltda. 123 pp.
- Olivero J. Duarte D., Echenique M., Guette J., Johnson B., Parsons J. 2007. Blood lead levels in children aged 5-9 years living in Cartagena, Colombia. *Science of The Total Environment* 372(2-3): 707-716.
- Olkoa, A., Abratowskab A., Kowskab, J. Z., Wierzbickab, M. Tukiendorf, A. 2007. *Armeria maritima* from a calamine heap—Initial studies on physiologic–metabolic adaptations to metal-enriched soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69: 209–218
- Pansu M., Gautheyrou, J. 2006. *Handbook of Soil Analysis Mineralogical, Organic and Inorganic Methods*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, New York, 995 pp
- Page, V., Le Bayon, C., Feller R., U. 2006. Partitioning of zinc, cadmium, manganese and cobalt in wheat (*Triticum aestivum*) and lupin (*Lupinus albus*) and further release into the soil. *Environmental and Experimental Botany* 58: 269–278.
- Pedersen, S.A., Kristiansen, E., Andersen, R.A., Zachariassen, K.E. 2008. Cadmium is deposited in the gut content of larvae of the beetle *Tenebrio molitor* and involves a Cd-binding protein of the low cysteine type. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, 148: 217–222
- Peralta-Videa, JR., Lopez, ML., Narayan, M., Saupe, G., Gardea-Torresdey, J. 2009. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain. *The International Journal of Biochemistry and Cell Biology* 41: 1665–1677
- Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. *Annual Review Plant Biology* 56: 15-39.
- Prach, K., Pyšek, P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human disturbed habitats. *Ecological Engineering* 17: 55-62
- Prasad, M.N.V., Freitas, H. 2003. Metal hyperaccumulation in plants. Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology* 6, 3 <<http://www.ejbiotechnology.info/content/vol6/issue3/full/6>>, Consultado en Marzo de 2009
- Puignao, J.P., 1990. Introducción, conservación y Evaluación de germoplasma forrajero en el cono sur/Primer Taller de Trabajo de la Red de Forrajeras del Cono sur. IICA. 379p.
- Quenea, K., Lamy, I., Winterton, P., Bermond, A., Dumat, C. 2009. Interactions between metals and soil organic matter in various particle size fractions of soil contaminated with waste water. *Geoderma* 149: 217–223

- Rabitsch, W.B. 1994. Metal accumulation in arthropods near a lead/zinc smelter in Arnoldstein, Austria. I. *Environmental Pollution* 90, 221–237
- Remon, E., Bouchardon, J.L., Cornier, B., Guy, B., Leclerc, J.C., Faure, O. 2005. Soil characteristics, heavy metal availability and vegetation recovery at a former metallurgical landfill: Implications in risk assessment and site restoration. *Environmental Pollution* 137: 316-323
- Rincón, A., Cuesta, P., Pérez B.R., Lascano, C.E., Ferguson, J. 1992. Maní forrajero perenne (maní forrajero Krapovickas y Gregory) una alternativa para ganaderos y agricultores. *Boletín técnico ICA No.219, ICA-CIAT, Cali, Colombia*. 23 p.
- Ritz, K., Black, H.I.J., Campbell, C. D., Harris, J.A., Word, C. 2009. Selecting biological indicators for monitoring soils: A framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. *Ecological Indicators* 9: 1212–1221
- Rogival, D., Scheirs, J., Blust, R., 2007. Transfer and accumulation of metals in a soil dietwood mouse food chain along a metal pollution gradient. *Environmental Pollution* 145: 516-528
- Robinson, B. Duwig, C. Bolan, N., Kannathasan, M., Saravanan, A. 2002 Uptake of arsenic by New Zealand watercress (*Lepidium sativum*). *The Science of the Total Environment* 301: 67–73.
- Ruiz-Jaen, M.C., Mitchell, A. T. 2005. Restoration Success: How is it being measured? *Restoration Ecology* 13(3): 569–577
- Sánchez, M.S., Barahona, R., Salazar, C., Arroyave, C., Bedoya, A. 2009. Informe final del grupo de flora, fauna y fitorremediación. En: Estudio piloto para la recuperación del Morrode Moravia, Fase I. Informe final de Proyecto. Escuela de Ingeniería, Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia
- Sánchez-Chardi, Peñaraja A., Olivera, C., A., Nadal, J. 2007. Bioaccumulation of metals and effects of a landfill in small mammals. Part II. The wood mouse, *Apodemus sylvaticus*. *Chemosphere* 70: 101–109
- Santos, F.S., Hernandez-Allica, J., Becerril, J.M., Amaral-Sobrinho, N., Mazur, N., Garbisu, C. 2006. Chelate-induced phytoextraction of metal polluted soils with *Brachiaria decumbens*. *Chemosphere* 65: 43–50
- Santos, S., Cabanas, JE., Pereira, JA., 2007. Abundance and diversity of soil arthropods in olive grove ecosystem (Portugal): effect of pitfall trap type. *European Journal of Soil Biology* 43:77–83
- Shanker, A.K., Cervantes, C, Loza-Tavera, H., Avudainayagam, S. 2005. Chromium toxicity in plants. *Environment International* 31, 739– 753
- Sharma, P., Dubey, RS. 2005. Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 17:35–52
- Skoog, D., Holler, F.J., Nieman, T.A. 2000. *Principios de análisis instrumental* 5ª edición. MacGraw-Hill, Madrid, España

- Smith, P.N., Cobb, G. P., Godard-Codding, C., Hoff, D., McMurry, S., Rainwater, T. R., Reynolds, K., 2007. Contaminant exposure in terrestrial vertebrates. *Environmental Pollution* 150: 41-64
- Sommaggio, D. 1999. Syrphidae: can they be used as environmental bioindicators? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 343–356
- Steubing, L., Godoy, R., Alberdi, M. 2001. *Métodos de ecología vegetal*. Editorial Universitaria S.A. Santiago de Chile, 339 p.
- Sun, Y., Zhou, Q., Wang, L., Liu, W. 2009. Cadmium tolerance and accumulation characteristics of *Bidens pilosa* L. as a potential Cd-hyperaccumulator. *Journal of Hazardous Materials* 161: 808-814
- Suthersan, S. 2001. *Natural and enhanced remediation systems*. Lewis Publishers, New York. 442 pp.
- Talmage, SS, Walton, BT. 1991. Small mammals as monitors of environmental contaminants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 119: 47–145.
- Tammemagi, H. 1999. *The waste crisis: landfills, incinerators, and the search for a sustainable future*, Oxford University Press, New York.
- Tesfai, M., Drescher, S. 2009. Assessment of benefits and risks of landfill materials for Agriculture in Eritrea. *Waste Management* 29: 851-858
- Timbrell, J. *Principles of biochemical toxicology*, fourth Ed. 2008. Informa Healthcare, USA, 466 pp.
- Turnbull, A.L. 1973. Ecology of the true spiders (Araneomorphae). *Annual Review of Entomology* 18: 305-348
- Underwood, E. C., Fisher, B. 2006. The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. *Biological conservation*, 132: 166-182
- Van Straalen, N.M. 1998. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology* 9: 429-437
- Vibrans, H. 2004. *Lepidium virginicum* L. Lentijilla de campo. www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/brassicaceae/lepidium-virginicum/fichas/ficha.htm Consultado en línea Octubre del 2009
- Villareal, H., Alvarez, M., Cordoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., Umaña, A. M. 2006. *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 pp
- Vrijheid, M., 2000. Health effects of residence near hazardous waste landfill sites: a review of epidemiologic literature. *Environmental Health Perspectives* 108 (1): 101–112

- Wei, S., Teixeira da Silva, J. A., Zhou, Q. 2008. Agro-improving method of phytoextracting heavy metal contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials* 150: 6626-68
- Wilczek, G., Babczynska, A., Augustyniak, M., Migula, P. 2004. Relations between metals (Zn, Pb, Cd and Cu) and glutathione-dependent detoxifying enzymes in spiders from a heavy metal pollution gradient. *Environmental Pollution* 132: 453–461
- Wilson, D. E., Cole, F. R., Nichols J. D., Rudran R., Foster M. S. (eds.). 1996. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. XXVII 409 pp
- World Health Organization, Regional Office for Europe, 2000. *Air quality guidelines for Europe*. Second edition. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. Copenhagen, Denmark
- World Health Organization, Regional Office for Europe, 2007. *Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution*. Copenhagen, Denmark
- WSTB (Water Science and Technology Board). 2003. *Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments: Processes, Tools, and Applications* <http://www.nap.edu>, consultado Febrero 2009
- Yang, J.Y., Yang, X.E., He, Z.L., Li, T.Q., Shentu, J.L., Stoffella, P.J. 2006. Effects of pH, organic acids, and inorganic ions on lead desorption from soils. *Environmental Pollution* 143: 9-15
- Zhang, X.H., Liu, J., Huang, H.T., Chen, J., Nian, Z. Y., Wang, D.Q., 2007. Chromium accumulation by the hyperaccumulator plant *Leersia hexandra* Swartz. *Chemosphere* 67: 1138–1143.

Anexos

Anexo 1: Características visuales de los lotes muestreados para determinación de metales pesados

Código muestra matriz de residuos	Profundidad muestreo (cm)	Cubierta arcilla	Pendiente	Exposición a escorrentía
M1	20	NO	Baja	Alta
M2	40	NO		
M3	20	SI	Media	Baja
M4	40	SI		
M5	20	NO		Baja
M6	40	NO		
M7	20	NO	Alta	Baja
M8	40	NO		
M9	20	NO	Muy baja	Baja
M10	20	NO	Media	Media
M11(control)	20	NO	Baja	Baja
M12	20	NO	Alta	Baja
M13 (corte de basuras)	20	NO	Alta	Baja
M14	20	NO	Baja	Baja

Anexo 2: Registro Fotográfico de las especies identificadas en el cerro de basuras de Moravia



Alternanthera albomentosa Suess



Amaranthus spinosus L.



Spathodea campanulata P.
Beruv



Ambrosia cumanensis
Kunth



Emilia coccinea (Sims) Sweet



Erechites hieracifolia (L.)
Raf



Gallinsoga ciliata (Raf.)
Blake



Tagetes patula L



Conyza bonariensis (L.)
Cong



Ageratum conyzoides L



Bidens pilosa L



Acmella oppositifolia (Lam.)
Jansen



Brassica campestris L.



Lepidium virginicum L



Senna occidentalis



Carica papaya L.



Chenopodium ambrosioides L.



Drymaria cordata (L.) Willd.



Setereaceae purpurea



Commelina diffusa Burm. F



Crotalaria pallida Ait.



Ipomoea clavata (G. Don) Van Oostroom



Ipomoea tiliacea (Willd.) Chass.



Ipomoea nil (L.) Roth.



Ipomoea purpurea (L.) Roth



Cucurbita maxima



Nicotiana glauca Graham



Cyperus ferax



Cyperus odoratus L.



Mariscus flabelliformis



Fuirena cf. umbellata
Rottb.



Elateriopsis Oerstedii
(Cogn.) Pitt.



Phyllanthus cf. niruri L.



Euphorbia heterophylla
L.



Ricinus communis L.



Pelargonium cf. zonale
(hibrido)



Solanum americanum L.



Leonotis nepetifolia (L.) R.
ET Br



Stachys micheliana Briquet



Persea caerulea (Ruiz & Pavón) Mez



Bunchosia armeniaca
(Cav.) DC.



Mirabilis jalapa



Malvaviscus arboreus
Cav.



Hibiscus sabdariffa



Malachra cf. alceifolia Jacq.



Sida rhombifolia L.



Leucaena leucocephala
(Lam.) De Wit.



Mimosa púdica L.



Cynodon dactylon (L.) Pers.



Eleusine indica (L.)
Gaertn.



Sorghum halapense (L.) Pers.



Paspalum plenum Chase.



Pennisetum purpureum
Schumach



Urochloa maxima (Jacq.) R.
Webster (sinónimo: *Panicum*
máximum Jacq)



Petiveria alliacea L.



Phytolacca icosandra L.



Plantago major L.



Polygonum punctatum Ell.



*Polygonum segetum
Kunth*



Portulaca oleracea L.



*Brugmansia arborea (L.)
Lagerh.*



Nicotiana tabacum L.



Pyysalis peruviana L.

Anexo 3: Porcentajes de cobertura de las especies vegetales cubriendo el cerro de basuras de Moravia.

<i>Especie</i>	<i>Lotes</i>											<i>Cobertura</i>				
	<i>1p1</i>	<i>4P1</i>	<i>4P2</i>	<i>2P3</i>	<i>Nhidropo</i>		<i>SUB 4</i>	<i>618</i>	<i>1R1</i>	<i>1R2</i>	<i>SUB1R2</i>	<i>1R3</i>	<i>Lotes menores</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>	<i>promedio</i>
<i>Ageratum conyzoides</i>	1,2	2,5												1,2	2,5	0,5
<i>Alternanthera albotomentosa</i>		10,4	7,1	5,1				19,5	4,2		1,7		1,8	1,7	19,5	4,9
<i>Amarathus spinosus</i>		6,6	2,4	6,2			6,4	1,7		15,2			7,4	1,7	15,2	3,9
<i>Bidens pilosa</i>	20,5	12,5	24,5	19,3	13,8	19,3	28,2	32,5	50,3	26,3		33,6	19,9	12,5	50,3	23,4
<i>Carica papaya</i>					2,8	4,1								2,8	4,1	0,5
<i>Chenopodium ambrosoides</i>		2,6												2,6	2,6	0,5
<i>Commelina diffusa</i>	36,9							6,2					4,4	4,4	36,9	3,2
<i>Conyza bonariensis</i>							1,3						0,2	0,2	1,3	0,1
<i>Crotalaria pallida</i>								2,8						2,8	2,8	0,3
<i>Elateriopsis oerstedii sp.</i>	10,7	35,4			27,6	4,1	13,0				3,4			3,4	35,4	9,1
<i>Cynodon dactylon</i>			21,9											21,9	21,9	2,2
<i>Cyperus ferax</i>											16,8			16,8	16,8	0,9
<i>Emilia coccinea</i>	5,7				6,9		9,1	0,3		12,1	1,7		0,2	0,2	12,1	1,2
<i>Eleusine inidca</i>		12,9												12,9	12,9	2,5
<i>Gallinsoga ciliata</i>		6,5						5,6		6,1				5,6	6,5	1,9
<i>Gramínea 2</i>		3,5		6,2			12,8		6,6				7,5	3,5	12,8	3,0
<i>Ipomoea clavata</i>				0,3				3,2						0,3	3,2	0,4
<i>Ipomoea nil</i>	13,4							10,0			1,7			1,7	13,4	1,8
<i>Ipomoea tiliacea</i>		0,8	11,9	28,3									0,3	0,3	28,3	4,4
<i>Lepidium virginicum</i>		1,3	0,8										1,7	0,8	1,7	0,6

<i>Especie</i>	<i>Lotes</i>											<i>Cobertura</i>			
	<i>Ip1</i>	<i>4P1</i>	<i>4P2</i>	<i>2P3</i>	<i>Nhidropo</i>	<i>SUB 4</i>	<i>618</i>	<i>1R1</i>	<i>1R2</i>	<i>SUB1R2</i>	<i>1R3</i>	<i>Lotes menores</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>	<i>promedio</i>
<i>Leucaena leucocephala</i>		1,6	0,4	0,5		1,0		6,9				0,5	0,4	6,9	1,3
<i>Mimosa pudica</i>		0,2											0,2	0,2	0,0
<i>Nicotiana glauca</i>			0,7	0,3	6,9	0,5		0,1		0,8		12,4	0,1	12,4	2,4
<i>Nicotiana tabacum</i>				18,3	0,7		26,0	0,6		6,1		0,2	0,2	26,0	3,3
<i>Plantago mayor</i>												0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Polygonum segetum</i>			2,4										2,4	2,4	0,2
<i>Portulaca oleracea</i>								1,3		6,1			1,3	6,1	0,1
<i>Pysalis peruviana</i>	10,4											0,4	0,4	10,4	0,6
<i>Ricinus communis</i>			2,4							3,0	6,7	0,5	0,5	6,7	0,7
<i>Senna occidentalis</i>			0,8									0,1	0,1	0,8	0,1
<i>Sida rhombifolia</i>	1,2	2,4	4,7										1,2	4,7	1,0
<i>Urochloa maxima</i>		0,8	16,9	15,4	41,4	71,1	51,3	8,1	65,8	51,5	33,6	42,4	0,8	71,1	24,7
<i>Verbena spp</i>			3,2	0,3									0,3	3,2	0,3

Anexo 4: Cobertura (cm²) de las especies en las parcelas de fitorremediación (muestreos a los 45, 60, 75, 90 y 105 DDE)

Especie	<i>Lepidium virginicum</i>				<i>Bidens pilosa</i>				<i>Arachis pintoii</i>				
	Muestreo	Lote 1	Lote 2 arcilla	Lote 2	Lote 3	Lote 1	Lote 2 arcilla	Lote 2	Lote 3	Lote 1	Lote 2 arcilla	Lote 2	Lote 3
45		192	72	483	360	182	320	440	266	330	490	500	187
		144	168	440	195	414	130	900	702	180	460	800	816
		130	176	306	240	252	240	306	143	380	414	374	135
		153	242	340	81	240	400	552	90	286	270	320	625
		126	100	400	100	306	169	323	63	408	326	350	130
60		84	130	901	0	400	648	870	924	380	1224	125	405
		304	480	1702	0	330	400	1800	323	203	600	660	1410
		440	580	700	0	600	500	1080	896	960	810	300	462
		420	960	500	0	560	400	1360	680	550	392	120	1620
		546	182	700	0	144	324	840	638	808	440	400	260
75		342	525	1935	323	594	667	1080	1204	912	750	598	406
		160	951	2394	440	306	646	1665	1470	312	891	580	1200
		320	930	1360	899	744	624	1056	3192	440	870	558	576
		384	552	1224	540	1008	832	1188	1760	1920	1015	528	1352
		1140	700	1156	588	555	1216	1248	63	870	1155	672	312
9		520	525	2000	850	532	2400	1950	5600	3000	1443	5280	600
		230	1800	2000	500	530	3300	2100	3200	1740	2400	1600	1500
		690	500	2240	1520	1400	3000	1600	1200	1200	1000	990	1110
		400	1080	2100	1600	1600	1665	2500	800	1440	1600	1360	800
		460	480	3000	153	3200	875	3200	600	1150	3600	920	518
5		1175	1242,5	1632	621	625	1250	1250	6000	2400	1925	4860	1300
		810	1280	1505	600	2000	1200	1200	4000	4089	462	1148	585
		1350	729	1190	2115	2000	1600	1600	3200	1800	1500	1200	2400
		1394	847,5	1188	2050	1900	1200	1200	1200	1800	1000	1035	848
		2000	640	2646	416	2750	3000	3000	1200	800	1750	1200	2028

Anexo 5: Altura (cm) de las especies en las parcelas de fitorremediación (muestreos a los 45, 60, 75, 90 y 105 DDE)

Especie	<i>Lepidium virginicum</i>				<i>Bidens pilosa</i>				<i>Brachiaria decumbens</i>				<i>Pelargonium</i>	
	Lote 1	Lote 2 arcilla	Lote 2	Lote 3	Lote 1	Lote 2 arcilla	Lote 2	Lote 3	Lote 1	Lote 2 arcilla	Lote 2	Lote 3	Lote 2 arcilla	Lote 2
45	15	6	12	6	13	12	15	15	26	23	0	0	22	14
	10	10	27	8	17	12	15	27	27	16	0	0	26	20
	7	14	9	15	10	16	12	12	30	15	0	0	24	28
	14	21	13	4	18	16	22	10	14	20	0	0	25	27
	5	5	15	13	19	10	9	6	19	28	0	0	10	28
60	5	8	30	21	23	26	30	46	46	35	14	9	10	25
	8	20	30	25	27	42	24	24	30	34	7	10	17	23
	23	28	24	31	26	26	25	22	34	40	8	13	30	26
	21	34	28	19	20	20	40	35	36	44	8	9	28	24
	19	15	22	27	33	25	26	24	44	24	15	7	30	27
75	51	30	45	23	29	40	65	89	66	35	26	29	32	25
	31	40	38	25	44	51	49	45	56	53	23	27	24	24
	35	49	39	35	45	74	40	54	58	41	19	40	29	29
	128	25	40	37	35	33	90	48	43	57	17	16	26	20
	44	27	34	35	49	42	45	44	56	47	17	22	9	29
90	51	51	60	30	70	45	90	50	83	70	60	70	26	22
	35	55	45	30	66	70	115	45	72	70	67	40	25	20
	47	30	43	45	60	60	70	90	80	54	42	55	17	17
	46	30	43	44	70	70	100	60	65	60	28	42	36	25
	40	30	50	27	80	42	100	70	60	60	28	40	30	34
105	52	50	45	27	70	90	87	110	88	57	55	80	22	26
	40	46	39	28	75	60	71	110	90	74	74	59	11	23
	50	47	37	50	96	60	104	86	108	66	90	42	33	30
	45	53	42	33	85	65	94	108	78	40	62	68	42	30
	54	52	45	19	76	70	88	96	77	66	50	68	27	32

Tengo un sueño!!

Artículo Traducido al Español por: Maria Solange Sánchez.

Copyright Elsevier 2235470784745

Título original: I have a dream.

Cossu Raffaello. 2009. Editorial / Waste Management 29: 1465–1466

La basura representa un marcador económico y social palpable sobre nuestro estilo de vida y nuestro ambiente. La composición de los residuos que producimos nos proporciona numerosas pistas respecto a nuestros hábitos, el tipo de trabajo que tenemos, nuestras opiniones políticas, la presencia de niños en la familia y nos cuentan si esposa y esposo disfrutaron o no de una relación conyugal saludable.

Más aún, la basura es un símbolo siempre presente del tiempo en que vivimos, y del grado de estupidez que generalmente prevalece. Estupidez. Una definición bastante interesante del término utilizado por el Dr. Cipolla, ex profesor de la Universidad de California en Berkeley (Cipolla, 1988). En su representación del comportamiento humano, descrito en un plano cartesiano (en el eje x: los daños/ventajas para el mismo, el eje y: daños y ventajas para los demás) las personas irracionales están identificadas en el tercer cuadrante, denotando aquellos que actúan de tal manera que se hacen daño a sí mismos y a otras personas. Cipolla demostró además que la estupidez es una peculiaridad generalizada en todas las categorías humanas, sin importar su profesión, clase, nacionalidad, nivel de educación o religión. Dicha estupidez está uniformemente distribuida de acuerdo a una proporción constante e invariablemente subestimada. De hecho, la estupidez, tal como la define Cipolla, es la causa primaria de las guerras, los ataques terroristas, la violencia e injusticia. De acuerdo a la lectura de los hechos claves en el último siglo, pasando por la primera y segunda guerra mundial, la guerra en Vietnam, la discriminación racial y el ataque terrorista en el World Trade Center, hasta los últimos conflictos, es claro que los actos absurdos y estúpidos han liderado dichos actos.

Así, la producción y composición de la basura representa un medio por el cual podemos medir la estupidez humana.

La carrera armamentista es tanto una actividad destructiva como importante generadora de residuos. Tomando el caso de Milán después de la segunda guerra mundial, la cantidad de escombros producidos por los bombardeos era tal, que con ellos se consolidó Montesella, una colina de 45 m de alto (de hecho la única colina en el área urbana), y que hoy hace parte de un parque municipal de 14 has. Los altos volúmenes de residuos peligrosos se disponen generalmente en botaderos o cerca de los ríos aumentando la contaminación originada por la guerra, especialmente cuando la destrucción alcanza áreas industriales. (Mihajlov et al., 2001; Barlaz et al., 2007).

En la noche de septiembre 12 de 2001, se dio inicio al transporte de acero deformado y estructuras destrozadas, de lo que alguna vez fue el World Trade Center, desde el Ground Zero hasta el lugar de disposición conocido como Fresh Kills en la isla de Staten. Durante los siguientes diez meses previos a la finalización de dicha labor, 1.8 millones de toneladas de residuos habían sido registradas ante la supervisión de las autoridades federales y locales por la presencia de restos humanos y objetos personales comunes. La historia de esta operación está documentada en una exhibición en el museo de New York.

La composición de los residuos está influenciada considerablemente por la injusticia social. Durante la era de la discriminación racial en Sudáfrica, el llamado “primer mundo” blanco y económicamente desarrollado, era capaz de adquirir calefacción moderna en tanto que el tercer mundo vivía segregado en grandes tugurios, con bajos estándares de vida donde la única calefacción posible para sus viviendas humildes provenía del carbón. Esta diferencia en estilo de vida, estaba reflejada en la cantidad de residuos sólidos producidos: una gran cantidad de cenizas en Soweto y Alexandra, y la ausencia casi completa de las mismas en los residuos producidos en las áreas de Johannesburgo y Capetown. Sin embargo, el ambiente no perdona la estupidez y frecuentemente se ríe de las divisiones sociales y geográficas absurdamente impuestas. Así, los vientos dominantes que soplan desde Soweto hacia Johannesburgo, obligan a la población blanca a disfrutar de la contaminación atmosférica producida por la combustión de carbón en Soweto!

La vida continua, incluso en tiempos de guerra. La gente tiene que alimentarse. La producción de basura continúa y por tanto debe ser tratada. Alrededor de 25 años atrás, en la Feria de Milán, estaba modelando la reunión de alcaldes de las ciudades mas grandes del mundo, que se habían reunido para discutir los problemas ambientales que

debían enfrentar las administraciones municipales. Por aquel entonces, la República del Líbano estaba viviendo las angustias de la guerra civil. El alcalde de Beirut empezó su discurso diciendo “En este momento nuestra ciudad enfrenta un grave problema...” y la audiencia asintió en total acuerdo, conmovida por las palabras del alcalde. Pero luego el continuó “Si, en realidad tenemos un grave problema: no sabemos como disponer nuestros residuos. Si los tiramos al mar, contaminarán el agua, si los enterramos, contaminaremos el suelo, si los quemamos, contaminaremos el aire! Y ese era su mayor preocupación!

Aún cuando haya bombardeos la basura debe colectarse diariamente si queremos evitar problemas de salud en la población. Durante los conflictos de la vida moderna, los medios frecuentemente muestran imágenes de los camiones de basura conduciendo en el medio de un campo de batalla entre tanques y las trincheras de los oponentes, y la población civil utilizando los tanques como escudo para aventurarse afuera y hacer sus compras sin que les disparen.

Tengo un sueño!. Deseo que la composición de los residuos pudiera ser la misma alrededor del mundo. Revelando un porcentaje similar de papel, plástico, materiales inertes, sustancias orgánicas y vidrio, permitiendo sin embargo la diversidad de productos: sustancias orgánicas como cuscús, espaguetis, arroz, papa, periódicos como Corriere della sera, El Mundo, Beijing Ri Bao, y el Herald Tribune. El mismo porcentaje de cada fracción revelando una alta diversidad. Además de la desaparición total de residuos de guerra y destrucción. Para lograrlo, este sueño implicaría que el mundo esté en paz, libre de guerra y desequilibrio económico, socialmente justo y sin la globalización cultural.