

# Transferencia de metales de suelo a planta en áreas mineras: Ejemplos de los Andes peruanos y de la Cordillera Prelitoral Catalana

Paola Andrea Durán Cuevas

**ADVERTIMENT.** La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX ([www.tesisenxarxa.net](http://www.tesisenxarxa.net)) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

**ADVERTENCIA.** La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR ([www.tesisenred.net](http://www.tesisenred.net)) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

**WARNING.** On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX ([www.tesisenxarxa.net](http://www.tesisenxarxa.net)) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.

***“Transferencia de metales de suelo a planta  
en áreas mineras: Ejemplos de los Andes  
peruanos y de la Cordillera Prelitoral  
Catalana ”***

**TESIS DOCTORAL**

***Paola Andrea Durán Cuevas***

**2010**



***TRANSFERENCIA DE METALES DE SUELO A PLANTA  
EN ÁREAS MINERAS: EJEMPLOS DE LOS ANDES  
PERUANOS Y DE LA CORDILLERA PRELITORAL  
CATALANA***

Memoria presentada por Paola Andrea Durán Cuevas para optar al título de Doctora por la Universidad de Barcelona dentro del programa de “Biología Vegetal”, bienio 2004-2006, del departamento de Biología Vegetal de la Universidad de Barcelona.

Dr. Jaime Bech Borrás  
Director

Dra. Núria Roca Pascual  
Directora

Paola A. Durán Cuevas  
Autora

Barcelona, Diciembre de 2010



## **AGRADECIMIENTOS**

*A partir de este momento se cierra un importante capítulo de mi vida y mediante estas líneas quiero expresar mi gratitud a todas las personas que colaboraron a que esto se hiciera realidad.*

*Al Director de esta Tesis Doctoral, Dr. Jaume Bech, por cederme las muestras de Cajamarca-Perú, parte del valioso material que ha sido estudiado en esta investigación, producto de un arduo trabajo.*

*También quiero expresar mi más sincero agradecimiento a la Dra. Núria Roca, porque sin su aporte profesional y moral no estaría escribiendo la memoria en este momento. Por las veces en que me motivó a seguir, por la confianza y disponibilidad que tuvo desde el primer momento en que asumió la dirección de esta tesis.*

*Al Dr. Rafael Boluda de la Universidad de Valencia, Dra. Charlotte Poschenrieder y Rosa Padilla, de la Universidad Autónoma de Barcelona, por su contribución en el análisis de las muestras.*

*Agradezco al Dr. Ramón Masalles de la Universidad de Barcelona, por su aporte en la identificación de plantas, a la Dra. Joana Rustullet por su ayuda en campo y su gentil hospitalidad y a Fabiola Salinas, por su contribución en el diseño de la memoria.*

*Al Dr. Isidoro Sanchez y Dr. Wilfredo Poma de la Universidad de Cajamarca, por su colaboración en la identificación de muestras de Perú.*

*También quiero agradecer a la Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI), a través de su programa de Beca Mutis para estudiantes Iberoamericanos. Por el aporte económico en los primeros años de mi llegada a este país.*

*A mi madre Olga, que ha aceptado mi ausencia en un periodo muy difícil de su vida. A mi tía Irma y a mis hermanos Juan Carlos y Ana María, porque son la mejor familia que la vida me pudo dar y porque por fin podrán tener una hija y hermana doctora. A mis sobrinos: Ramón, Karen, Sebastián, Mariana, Tamara y Aline, a quienes dejé de ver cuando eran muy niños. A mis suegros Luis y Milagros. Porque con ellos nunca ha habido lejanía a pesar de los kilómetros que nos separan.*

*Agradezco a mis queridos amigos: Cristian, Viviana, Nicole y a mi pequeña Ahinoa, los “Vasquez”, por el importante lazo que hemos creado en estos 7 años, producto de los maravillosos momentos que juntos hemos vivido. A Adolfo, Silvia y Ernesto, por hacerme sentir como en casa.*

*A Dios, la abuelita Fely y a mi cuñado Sergio, porque estoy segura que desde algún lugar del universo nos acompañan.*

*A mis hijos Patrick y Maite, porque por fin la mama dejará de ir al “cole” y hacer “deberes” y será una madre “normal”, estoy segura de que algún día lo entenderán.*

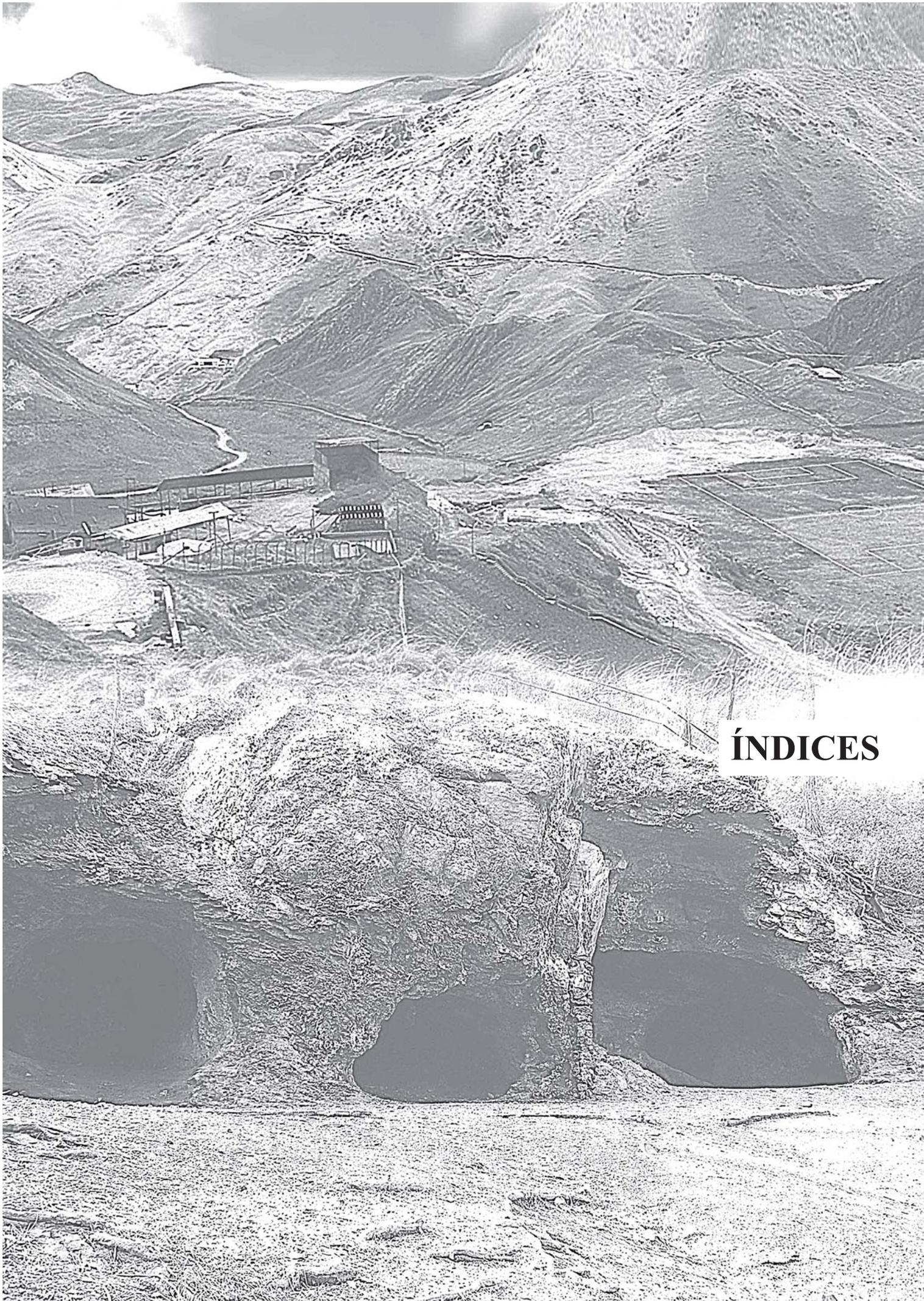
*Finalmente quiero agradecer a mi marido Luis, por compartir conmigo esta aventura que comenzó un día de Octubre del 2003, en donde nos encontramos en el Aeropuerto El Prat con dos maletas, un hijo y una ilusión que hoy se hace realidad.*

**MUCHAS GRACIAS**



*...a mi familia por aceptar 7 años de distancia...  
a Luis, Patrick y Maite por ser lo más importante en mi vida...*





**ÍNDICES**







# ÍNDICE DE MATERIAS

	Pág.
<b>I. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>3</b>
<b>1. LOS METALES PESADOS EN EL SUELO</b> .....	<b>3</b>
1.1. Introducción a la terminología .....	4
1.2 Procedencias de los metales pesados en los suelos .....	5
1.2.1 Origen natural .....	5
1.2.2 Origen antropogénico .....	6
<b>2. CONTAMINACIÓN DE SUELOS</b> .....	<b>7</b>
2.1 Contaminación y Polución .....	7
2.2 Tipos de Contaminación de suelo .....	8
2.3 Dinámica de los metales pesados en el suelo .....	9
2.4 Biodisponibilidad de Metales Pesados .....	10
2.5 Factores del suelo que afectan la acumulación y disponibilidad de metales .....	11
2.6 Efecto de los metales pesados en los seres vivos .....	14
2.7 Legislación en materia de suelos contaminados .....	15
<b>3. REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS</b> .....	<b>17</b>
3.1 Métodos Convencionales .....	17
3.2 Biorremediación .....	18
<b>4. FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES</b> .....	<b>19</b>
4.1 Antecedentes .....	19
4.2 Plantas desarrolladas en ambientes contaminados por metales pesados .....	21
<b>5. TOLERANCIA DE LAS PLANTAS HACIA LOS METALES PESADOS</b> .....	<b>22</b>
5.1 La base genética a la tolerancia .....	23
5.2 Especificidad de la tolerancia a los metales .....	24
5.3. Estrategias de tolerancia hacia los metales pesados .....	25
5.4. Mecanismos celulares de tolerancia .....	26
5.5. Valoración e índices de tolerancia a los metales .....	28
<b>6. TÉCNICAS DE FITORREMEDIACIÓN</b> .....	<b>29</b>
6.1 Fitoestabilización mediante el uso de plantas “excluseras” .....	30
6.2 Fitoextracción mediante el uso de plantas “hiperacumuladoras” .....	31
<b>7. ELECCIÓN DE LA TÉCNICA ADECUADA</b> .....	<b>35</b>
<b>8. MERCADO DE LA FITORREMEDIACIÓN</b> .....	<b>36</b>

	Pág.
<b>III. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS</b> .....	<b>39</b>
<b>1. JUSTIFICACIÓN</b> .....	<b>39</b>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>39</b>
2.1 Objetivo General .....	39
2.2 Objetivos Específicos .....	39
<b>III. MATERIAL y MÉTODOS</b> .....	<b>43</b>
<b>1. MATERIAL</b> .....	<b>43</b>
1.1 Departamento de Hualgayoc (Perú) .....	43
1.1.1 Marco Geográfico .....	43
1.1.2 Marco Geológico .....	44
1.1.3 Marco Climático .....	46
1.1.4 Vegetación .....	46
1.1.5 Especies espontáneas recolectadas en la prospección .....	48
1.2 Provincia de Tarragona (España) .....	51
1.2.1 Marco Geográfico .....	51
1.1.2 Marco Geológico .....	52
1.2.3 Marco Climático .....	53
1.2.4 Vegetación .....	54
1.2.5 Especies espontáneas recolectadas en la prospección .....	55
<b>2. METODOS</b> .....	<b>59</b>
2.1 Muestreo de Suelo .....	59
2.2 Muestreo de Plantas .....	59
2.3 Análisis Químico .....	61
2.3.1 Suelo .....	61
2.3.1.1 Granulometría .....	61
2.3.1.2 Carbono orgánico (Materia Orgánica) .....	62
2.3.1.3 pH .....	63
2.3.1.4 Conductividad eléctrica (CE) .....	63
2.3.1.5 Carbonato Cálcico equivalente .....	63
2.3.1.6 Análisis elemental (% N, C y S) .....	64
2.3.1.7 Contenido de Metales Pesados .....	64
2.3.2 Plantas .....	65
2.3.2.1 Contenido de Metales Pesados .....	65
2.4 Métodos Estadísticos .....	67
2.4.1 Estadística Descriptiva .....	67
2.4.2 Normalidad de las variables .....	67
2.4.3 Correlaciones .....	68
2.4.4 Regresión lineal múltiple .....	69
2.4.5 Análisis de la Varianza .....	69

	Pág.
<b>IV. RESULTADOS</b>	<b>75</b>
<b>1. MINA CAROLINA (HUALGAYOC- PERÚ)</b>	<b>75</b>
1.1 Propiedades edafológicas más destacadas	75
1.2 Metales Pesados en suelos de la mina Carolina	75
1.2.1 <i>Contenido de metales en suelos superficiales de la mina Carolina</i>	77
1.2.2 <i>Relación entre el contenido de metales en el suelo con respecto a los parámetros convencionales</i>	82
1.3 Estudio de algunas especies espontáneas en suelos de alrededor de la mina Carolina	82
1.4 Presencia de especies vegetales espontáneas, según los contenidos de metales en los suelos	83
1.5 Tolerancia a los metales pesados en especies espontáneas del entorno de la mina Carolina	85
1.5.1 <i>Exclusión de metales pesados en plantas procedentes de suelos de la mina Carolina</i>	85
1.5.2 <i>Hiperacumulación de metales pesados en plantas procedentes de suelos de la mina Carolina</i>	92
1.5.2.1 <i>Senecio sp</i>	92
1.5.2.2 <i>Sonchus oleraceus</i> (nombre común: "cerraja")	97
1.5.2.3 <i>Baccharis latifolia</i> (nombre común: "chilca")	104
1.5.2.4 <i>Plantago orbignyana</i> (nombre común: "llanti-llanti")	108
1.5.2.5 <i>Lepidium bipinnatifidum</i> Desv (nombre común "mostacilla")	114
<b>2. MINA LES MASIES (POBLET –TARRAGONA)</b>	<b>118</b>
2.1 Propiedades edafológicas más destacadas	118
2.2 Metales Pesados en suelos de la mina Les Masies	119
2.2.1 <i>Contenidos Background</i>	121
2.2.2 <i>Relación entre el contenido de metales en el suelo con respecto a los parámetros convencionales.</i>	124
2.3 Estudio de algunas especies espontáneas en suelos de alrededor de la mina Les Masies	124
2.4 Concentración de metales en plantas de los suelos de los alrededores de la antigua mina Les Masies	124
2.4.1 <i>Polypodium vulgare</i> L	124
2.4.2 <i>Ruscus aculeatus</i> L	129
2.4.3 <i>Viburnum tinus</i> L	133
2.4.4 <i>Rubia peregrina</i> L	138
2.4.5 <i>Dactylis glomerata</i> L	142
2.4.6 <i>Cistus salvifolius</i> L	148

	Pág.
<i>V. DISCUSIÓN</i> .....	155
1. MINA CAROLINA .....	155
2. MINA LES MASIES .....	165
<i>VI. CONCLUSIONES</i> .....	173
<i>VII. BIBLIOGRAFÍA</i> .....	177
<i>VIII. ANEXO</i> .....	195

## ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
<b>Tabla 1.</b> Movilidad de los metales pesados y elementos asociados en función de las condiciones de pH y Eh (Plant y Raiswell, 1983) -----	12
<b>Tabla 2.</b> Disponibilidad relativa de los metales pesados, en función de su forma de retención en el suelo (García y Dorronsoro, 2005) -----	14
<b>Tabla 3.</b> Umbrales de concentración de metal en planta utilizados como criterio de hiperacumulación, y número de taxones y familias de plantas hiperacumuladoras (Kidd et al 2007). -----	32
<b>Tabla 4.</b> Presencia de familias botánicas alrededor de la mina Carolina -----	48
<b>Tabla 5.</b> Presencia de la flora espontánea alrededor de la mina Carolina analizada en este estudio -----	48
<b>Tabla 6.</b> Presencia de familias botánicas alrededor de la mina Les Masies -----	55
<b>Tabla 7.</b> Presencia de la flora espontánea alrededor de la mina Les Masies analizada en este estudio -----	55
<b>Tabla 8.</b> Características edafológicas de los puntos de muestreo localizados alrededor de la mina Carolina (Hualgayoc-Perú) -----	75
<b>Tabla 9.</b> Contenido total de metales pesados (mg·kg <sup>-1</sup> ) en horizontes superficiales de la mina -----	77
<b>Tabla 10.</b> Concentraciones de As, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en <i>Bidens triplinervia</i> procedentes de los puntos fuertemente contaminado (Hc4) y levemente contaminado (Hc0) de la mina Carolina. -----	86
<b>Tabla 11.</b> Comportamiento de los metales pesados en plantas de <i>B.triplinervia</i> como respuesta a un aumento de contenido de metales en el suelo. -----	87
<b>Tabla 12.</b> Concentraciones de As, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en <i>Senecio</i> sp procedentes de los puntos de muestreo Hc8 y Hc0 de la mina Carolina. -----	92
<b>Tabla 13.</b> Comportamiento de los metales pesados en plantas de <i>Senecio</i> sp como respuesta a un aumento de contenido de metales en el suelo. -----	93
<b>Tabla 14.</b> Factor de traslocación (FT) de <i>Senecio</i> sp crecida en Hc0 y Hc8 -----	97
<b>Tabla 15.</b> Índice de Bioacumulación (BF) de <i>Senecio</i> sp crecida en Hc0 y Hc8 -----	97
<b>Tabla 16.</b> Concentraciones de As, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en los puntos de muestreo Hc1 y Hc9, en raíz y parte aérea de <i>S. oleraceus</i> . -----	98
<b>Tabla 17.</b> Comportamiento de los metales pesados en plantas de <i>S. oleraceus</i> como respuesta a un aumento de contenido de metales en el suelo. -----	99
<b>Tabla 18.</b> Factor de traslocación (FT) de <i>S oleraceus</i> crecida en Hc1 y Hc9 -----	103
<b>Tabla 19.</b> Índice de Bioacumulación (BF) de <i>S. oleraceus</i> crecida en Hc1 y Hc9 -----	103
<b>Tabla 20.</b> Concentraciones de As, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en <i>B.latifolia</i> procedentes de los puntos de muestreo fuertemente contaminado (Hc8) y levemente contaminado (Hc0) -----	104

	Pág.
<b>Tabla 21.</b> Comportamiento de los metales pesados en plantas de <i>B.latifolia</i> como respuesta a un aumento de contenido de metales en el suelo	105
<b>Tabla 22.</b> Factor de translocación (FT) de <i>B. latifolia</i> crecida en Hc8 y Hc0	108
<b>Tabla 23.</b> Índice de Bioacumulación (BF) de <i>B. latifolia</i> crecida en Hc8 y Hc0	108
<b>Tabla 24.</b> Concentraciones de <i>As, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb</i> y <i>Zn</i> en <i>P. orbignyana</i> procedentes del punto de muestreo fuertemente contaminado (Hc8) y levemente contaminado (Hc0) de la mina Carolina	109
<b>Tabla 25.</b> Comportamiento de los metales pesados en plantas de <i>P. orbignyana</i> como respuesta a un aumento de contenido de metales en el suelo.	110
<b>Tabla 26.</b> Factor de traslocación (FT) de <i>P. orbignyana</i> crecida en Hc8 y Hc0	114
<b>Tabla 27.</b> Índice de Bioacumulación (BF) de <i>P. orbignyana</i> crecida en Hc8 y Hc0	114
<b>Tabla 28.</b> Concentraciones de <i>As, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb</i> y <i>Zn</i> en <i>Lepidium bipinnatifidum</i> procedentes del suelo fuertemente contaminado (Hc9) de la mina Carolina.	115
<b>Tabla 29.</b> Factor de traslocación (FT) de <i>L. bipinnatifidum</i> crecida en Hc9	117
<b>Tabla 30.</b> Índice de Bioacumulación (BF) de <i>L. bipinnatifidum</i> crecida en Hc9	117
<b>Tabla 31.</b> Características edafológicas de los suelos alrededor de la mina Les Masies	118
<b>Tabla 32.</b> Contenido total de metales pesados ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) en horizontes superficiales de la mina Les Masies	119
<b>Tabla 33.</b> Contenidos Background ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) determinados por Bech et al., (2001)	121
<b>Tabla 34.</b> Acumulación de <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en plantas de <i>Polypodium vulgare</i>	127
<b>Tabla 35.</b> Factor de Transferencia (FT) en plantas de <i>Polypodium vulgare</i>	128
<b>Tabla 36.</b> Índice de Bioacumulación (BF) en plantas de <i>Polypodium vulgare</i>	128
<b>Tabla 37.</b> Acumulación de <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en plantas de <i>Ruscus aculeatus</i>	131
<b>Tabla 38.</b> Factor de Transferencia (FT) en plantas de <i>Ruscus aculeatus</i>	132
<b>Tabla 39.</b> Índice de Bioacumulación (BF) en plantas de <i>Ruscus aculeatus</i> .	133
<b>Tabla 40.</b> Acumulación de <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en plantas de <i>Viburnum tinus</i>	136
<b>Tabla 41.</b> Factor de Transferencia (FT) en plantas de <i>Viburnum tinus</i>	137
<b>Tabla 42.</b> Índice de Bioacumulación (FT) en plantas de <i>Viburnum tinus</i>	138
<b>Tabla 43.</b> Acumulación de <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en plantas de <i>Rubia peregrina</i>	141
<b>Tabla 44.</b> Factor de Transferencia (FT) en plantas de <i>Rubia peregrina</i>	142
<b>Tabla 45.</b> Índice de Bioacumulación (BF) en plantas de <i>Rubia peregrina</i>	142

	<b>Pág.</b>
<b>Tabla 46.</b> Acumulación de <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en plantas de <i>Dactylis glomerata</i> .....	145
<b>Tabla 47.</b> Factor de Transferencia (BF) en plantas de <i>Dactylis glomerata</i> .....	147
<b>Tabla 48.</b> Índice de Bioacumulación (BF) en plantas de <i>Dactylis glomerata</i> .....	147
<b>Tabla 49.</b> Acumulación de <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en plantas de <i>Cistus salvifolius</i> .....	150
<b>Tabla 50.</b> Factor de Transferencia (FT) en plantas de <i>Cistus salvifolius</i> .....	151
<b>Tabla 51.</b> Índice de Bioacumulación (BF) en plantas de <i>Cistus salvifolius</i> .....	151







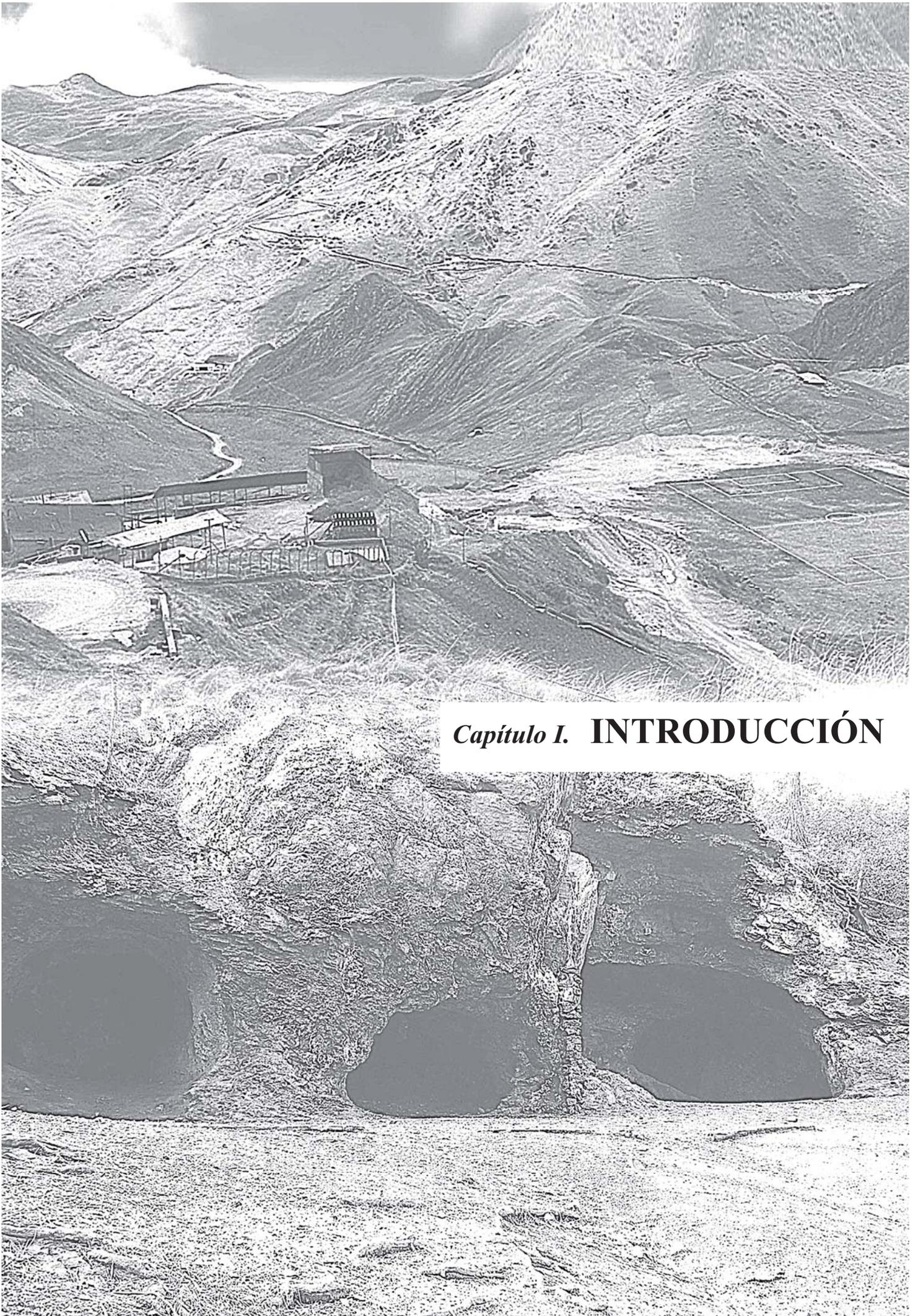
# ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
<b>Figura 1.</b> Situación geográfica de la zona de estudio .....	44
<b>Figura 2.</b> Esquema geológico del distrito de Hualgayoc .....	45
<b>Figura 3.</b> Climatograma de la zona de estudio de la mina Huagayoc .....	46
<b>Figura 4.</b> Pajonal de gramíneas alrededor de la mina Carolina .....	47
<b>Figura 5.</b> Vegetación crecida espontáneamente alrededor de la mina Carolina .....	47
<b>Figura 6.</b> <i>Bidens triplinervia</i> crecida alrededor de la mina Carolina .....	49
<b>Figura 7.</b> <i>Senecio sp</i> crecida alrededor de la mina Carolina .....	49
<b>Figura 8.</b> <i>Sonchus oleraceus</i> crecida alrededor de la mina Carolina .....	49
<b>Figura 9.</b> <i>Baccharis latifolia</i> crecida alrededor de la mina Carolina .....	50
<b>Figura 10.</b> <i>Plantago orbignyana</i> crecida en la mina Carolina .....	50
<b>Figura 11.</b> <i>Lepidium bipinnatifidum</i> crecida alrededor de la mina Carolina .....	50
<b>Figura 12.</b> Situación de la zona de estudio de la mina Les Masies .....	51
<b>Figura 13.</b> Corte geológico esquemático de la zona de estudio .....	53
<b>Figura 14.</b> Climatograma de la zona de estudio de la mina Carolina .....	54
<b>Figura 15.</b> Especies espontáneas crecidas alrededor de la antigua mina les Masies .....	54
<b>Figura 16.</b> <i>Polypodium vulgare</i> crecida alrededor de la mina Les Masies .....	56
<b>Figura 17.</b> <i>Ruscus aculeatus</i> crecida alrededor de la mina Les Masies .....	56
<b>Figura 18.</b> <i>Viburnum tinus</i> crecida alrededor de la mina Les Masies .....	57
<b>Figura 19.</b> <i>Rubia peregrina</i> crecida alrededor de la mina Les Masies .....	57
<b>Figura 20.</b> <i>Dactylis glomerata</i> crecida alrededor de la mina Les Masies .....	58
<b>Figura 21.</b> <i>Cistus salvifolius</i> crecida en la mina Les Masies .....	58
<b>Figura 22.</b> Preparación de la muestras de suelo para su análisis .....	59
<b>Figura 23.</b> Preparación de la muestras de plantas para su análisis .....	60
<b>Figura 24.</b> Triturado de las muestras de plantas .....	60
<b>Figura 25.</b> Microwave Digestión System O-I Analytical y Cámara de Flujo laminar .....	66
<b>Figura 26.</b> Contenido total de <i>As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn</i> en suelos locales de la mina Carolina .....	76
<b>Figura 27.</b> Contenido total de <i>Al, Ba, Fe, Li, Mn, Mg, Sr</i> en suelos locales de la mina Carolina .....	76

	<b>Pág</b>
<b>Figura 28.</b> Contenido de <i>As</i> en suelos superficiales de la mina Carolina	78
<b>Figura 29.</b> Contenido de <i>Ba</i> en suelos superficiales de la mina Carolina	78
<b>Figura 30.</b> Contenido de <i>Cu</i> en suelos superficiales de la mina Carolina	79
<b>Figura 31.</b> Contenido de <i>Fe</i> en suelos superficiales de la mina Carolina	80
<b>Figura 32.</b> Contenido de <i>Mn</i> en suelos superficiales de la mina Carolina	80
<b>Figura 33.</b> Contenido de <i>Pb</i> en suelos superficiales de la mina Carolina	81
<b>Figura 34.</b> Contenido de <i>Zn</i> en suelos superficiales de la mina Carolina	82
<b>Figura 35.</b> Presencia de especies de acuerdo al contenido total de <i>Pb</i> en el suelo superficial de la mina Carolina	83
<b>Figura 36.</b> Presencia de especies de acuerdo al contenido total de <i>Zn</i> en el suelo superficial de la mina Carolina	84
<b>Figura 37.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por <i>Bidens triplinervia</i>	87
<b>Figura 38.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Bidens triplinervia</i>	87
<b>Figura 39.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la raíz de <i>Bidens triplinervia</i>	88
<b>Figura 40.</b> Media del contenido de <i>As, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn</i> ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ PS) en <i>Bidens triplinervia</i> procedente de Hc0 y Hc4	89
<b>Figura 41.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn</i> en la raíz en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Bidens triplinervia</i>	90
<b>Figura 42.</b> Factor de traslocación (FT) en plantas de <i>Bidens triplinervia</i> crecidas en suelos de la mina Carolina	91
<b>Figura 43.</b> Índice de Bioacumulación (BF) en plantas de <i>Bidens triplinervia</i> crecidas en suelos de la mina Carolina	91
<b>Figura 44.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por <i>Senecio</i> sp	94
<b>Figura 45.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn</i> en el suelo, en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Senecio</i> sp	94
<b>Figura 46.</b> Media ( $n=3$ ) del contenido de <i>As, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn</i> ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ PS) en <i>Senecio</i> sp crecida en Hc0 y Hc8	95
<b>Figura 47.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por <i>Sonchus oleraceus</i>	99
<b>Figura 48.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn</i> en el suelo, en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Sonchus oleraceus</i>	100
<b>Figura 49.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn</i> en el suelo, en relación al contenido de metales absorbidos por la raíz de <i>Sonchus oleraceus</i>	100
<b>Figura 50.</b> Media del contenido de <i>As, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn</i> ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ PS) en <i>Sonchus oleraceus</i> crecida en los puntos Hc1 y Hc9	101

	Pág.
<b>Figura 51.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr</i> y <i>Zn</i> en la raíz, en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Sonchus oleraceus</i> -----	103
<b>Figura 52.</b> Media del contenido de <i>Ba, Cu, Fe, Mn, Pb</i> y <i>Zn</i> ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ PS) en <i>Baccharis latifolia</i> crecida en Hc0 y Hc8 -----	106
<b>Figura 53.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr</i> y <i>Zn</i> en la raíz, en relación al contenido de metales acumulados en la parte aérea de <i>Baccharis latifolia</i> -----	107
<b>Figura 54.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por <i>Plantago orbignyana</i> -----	110
<b>Figura 55.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr</i> y <i>Zn</i> en el suelo, en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Plantago orbignyana</i> -----	111
<b>Figura 56.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr</i> y <i>Zn</i> en el suelo, en relación al contenido de metales absorbidos por la raíz de <i>Plantago orbignyana</i> -----	111
<b>Figura 57.</b> Media del contenido de <i>Ba, Cu, Fe, Mn, Pb</i> y <i>Zn</i> ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ PS) en <i>Plantago orbignyana</i> crecida en el suelo Hc0 y Hc8 -----	112
<b>Figura 58.</b> Relación entre contenido de <i>As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr</i> y <i>Zn</i> en la raíz, en relación al contenido de metales acumulados en la parte aérea de <i>Plantago orbignyana</i> -----	113
<b>Figura 59.</b> Media (del contenido de <i>Ba, Cu, Fe, Mn, Pb</i> y <i>Zn</i> ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ PS) en <i>Lepidium bipinnatifidum</i> recolectada en Hc9 -----	116
<b>Figura 60.</b> Contenido total de <i>Al, As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn</i> y <i>V</i> en suelos locales de la mina les Masies -----	120
<b>Figura 61.</b> Contenido total de <i>Ba, Cu, Fe, Li, Mn, Mg</i> y <i>Sr</i> en suelos locales de la mina les Masies -----	120
<b>Figura 62.</b> Contenido de metales pesados en las mina Les Masies en relación a los niveles background para Tarragona -----	121
<b>Figura 63.</b> Contenido de <i>Al</i> en suelos superficiales de la mina Les Masies -----	122
<b>Figura 64.</b> Contenido de <i>As</i> en suelos superficiales de la mina Les Masies -----	122
<b>Figura 65.</b> Contenido de <i>Cu</i> en suelos superficiales de la mina Les Masies -----	123
<b>Figura 66.</b> Contenido de <i>Zn</i> en suelos superficiales de la mina Les Masies -----	123
<b>Figura 67.</b> Media del contenido de <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ PS) en <i>Polypodium vulgare</i> crecidas en Pb1, Pb2, Pb3 y Pb7 -----	125
<b>Figura 68.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por <i>Polypodium vulgare</i> -----	126
<b>Figura 69.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Polypodium vulgare</i> -----	126
<b>Figura 70.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por el rizoma de <i>Polypodium vulgare</i> -----	126
<b>Figura 71.</b> Media del contenido de <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ PS) en <i>Ruscus aculeatus</i> crecidas en Pb4 y Pb5 -----	129
<b>Figura 72.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por <i>Ruscus aculeatus</i> -----	130
<b>Figura 73.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Ruscus aculeatus</i> -----	130

	Pág.
<b>Figura 74.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por el rizoma de <i>Ruscus aculeatus</i>	131
<b>Figura 75.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el rizoma en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Ruscus aculeatus</i>	132
<b>Figura 76.</b> Media del contenido de <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ PS) en <i>Viburnum tinus</i> crecidas en Pb2, Pb3, Pb4 y Pb8	134
<b>Figura 77.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por <i>Viburnum tinus</i>	135
<b>Figura 78.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Viburnum tinus</i>	135
<b>Figura 79.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por <i>Viburnum tinus</i>	135
<b>Figura 80.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en la raíz en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Viburnum tinus</i>	137
<b>Figura 81.</b> Media del contenido de <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ PS) en <i>Rubia peregrina</i> crecidas en Pb3 y Pb6	139
<b>Figura 82.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Rubia peregrina</i>	140
<b>Figura 83.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en la rizoma en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Rubia peregrina</i>	141
<b>Figura 84.</b> Media del contenido de <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ PS) en <i>Dactylis glomerata</i> crecidas en Pb1 y Pb9	143
<b>Figura 85.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por <i>Dactylis glomerata</i>	144
<b>Figura 86.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Dactylis glomerata</i>	144
<b>Figura 87.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la raíz de <i>Dactylis glomerata</i>	144
<b>Figura 88.</b> Acumulación de <i>Fe</i> y <i>Zn</i> en plantas de <i>Dactylis glomerata</i> crecidas en suelo Pb6, Pb7 y Pb8	146
<b>Figura 89.</b> Media del contenido de <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ PS) en <i>Cistus salvifolius</i> crecidas en Pb1 y Pb9.	148
<b>Figura 90.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la raíz de <i>Cistus salvifolius</i>	149
<b>Figura 91.</b> Relación entre contenido <i>Al, Cu, Fe, Mn</i> y <i>Zn</i> en la raíz en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de <i>Cistus salvifolius</i>	150
<b>Figura 92.</b> Acumulación de <i>Pb</i> y <i>Zn</i> en plantas de <i>P.orbignyana</i> crecida en Hc0 (levemente contaminado) y Hc8 (fuertemente contaminado)	163



*Capítulo I.* **INTRODUCCIÓN**



La minería metálica se ha practicado desde tiempos ancestrales. La mina más antigua conocida en los registros arqueológicos es *Lion Cave* en Swazilandia (SE de África). Hace 43 mil años, los hombres del Paleolítico excavaban esta mina en busca de hematita, mineral de hierro, que extraían para producir un pigmento ocre. El cobre es uno de los primeros metales en ser utilizado ya que puede encontrarse en la naturaleza en estado nativo. Los primeros registros de la manipulación de otros minerales para la obtención de cobre datan del V milenio a.C. Se han encontrado pruebas de la explotación de minas de carbonatos de cobre tanto en Tracia como en la península del Sinaí. En la América precolombina, la cultura “*Moche*” desarrolló la metalurgia del cobre ya refinado a partir de la malaquita y otros carbonatos cupríferos en torno al siglo IV a.C. En la península Ibérica existen también registros de minas de cobre hacia el año 4500 a.C (Bradshaw y McNeilly, 1985). Pero, es a partir de mediados del siglo XIX cuando la industria metalúrgica se expande rápidamente.

Actualmente, el desarrollo y el mejoramiento de la maquinaria y de los métodos han dado como resultado explotaciones a gran escala (Williamson et al., 1982). Esta industrialización de la minería ha contribuido de manera importante a la pérdida de los ecosistemas, mediante la aportación de elevadas cantidades de componentes tóxicos al medio ambiente (Wong, 2003; Cluis, 2004; Guevara et al., 2005).

El mayor problema ambiental de la minería metálica está relacionado con el nivel de metales residuales sin valor económico que contaminan el suelo, ya sea: a) físicamente, afectando la textura, estructura, estabilidad y disponibilidad de agua; b) químicamente, con alteración del pH, déficit de nutrientes y exceso de metales tóxicos, y también c) biológicamente, mediante el descenso o eliminación de microorganismos del suelo y de los organismos mayores (Williamson et al., 1982).

## **1. LOS METALES PESADOS EN EL SUELO**

El suelo es un componente esencial del medio ambiente, base de los ecosistemas terrestres, principio de muchas cadenas tróficas y soporte del medio urbano e industrial. Dentro de sus funciones actúa como tampón, controlando el transporte de elementos químicos y sustancias hacia la atmósfera, hidrosfera y biosfera (Kabata- Pendias y Pendias, 2000). Sin embargo, la función más importante del suelo es su productividad, base de supervivencia de los seres humanos. Por tanto, el mantenimiento de sus funciones ecológicas y agrícolas es una responsabilidad de toda la humanidad.

Los suelos interaccionan químicamente con la litosfera, la hidrosfera y la atmósfera y, sobretodo, recibe el impacto de los seres vivos que, directa o indirectamente, pueden romper su equilibrio químico (Doménech, 1995). Los contaminantes pueden permanecer por largo tiempo en el suelo, lo cual es especialmente grave en el caso de los compuestos inorgánicos, como los metales pesados que son difícilmente degradables (Bech et al., 2001; Pilon-Smits, 2005). Mientras que, los compuestos orgánicos son más o menos biodegradables, excepto en algunos casos recalcitrantes (V. Dioxina), descomponiéndose y eliminándose hacia los freáticos o a la atmósfera en un tiempo no excesivamente largo (Bech et al., 2001).

### **1.1. Introducción a la terminología**

Se definen como metales pesados a aquellos elementos químicos que tienen una densidad mayor que  $5 \text{ g/cm}^3$  o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalino-térreos). Pero este término se suele utilizar en el lenguaje corriente con una connotación negativa, que hace referencia al riesgo de toxicidad que genera su presencia cuando supera determinados niveles en el suelo (Reid, 2001 y Gratão et al., 2005).

Con respecto a su concentración habitual en la biósfera, los elementos ya sean metálicos o no metálicos se separan a su vez en dos grupos, macro y microelementos, según si su contenido en la materia seca viva sea mayor o menor que 0,01%. Algunos de los microelementos son indispensables para el desarrollo de los procesos biológicos, los *oligoelementos*. Los oligoelementos fundamentales para las plantas son: *B, Cu, Co, Fe, Mn, Mo, Ni* y *Zn*. Estos elementos son requeridos en pequeñas cantidades, o cantidades traza y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. Se encuentran en concentraciones que oscilan entre 0,1 y 0,001  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  y pasado cierto umbral se vuelven tóxicos (Ginocchio y Baker, 2004, García y Dorronsoro, 2005). Existen metales pesados sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos ocasiona disfunciones en el funcionamiento de sus organismos, tales como *Cd, Hg* y *Pb* (López y Grau, 2005).

El concepto de metal pesado se cruza con el de elemento traza, macroelemento y oligoelemento, porque algunos de los miembros de aquellos grupos son metales pesados, y algunos de los elementos traza no son metales, como es el caso del *As* (Lopez y Grau, 2005).

## 1.2. Procedencias de los metales pesados en los suelos

El conocimiento de la asociación de los elementos traza con la fase particular del suelo y su afinidad hacia cada constituyente es un factor clave para un mejor entendimiento de los principios que rigen su comportamiento en el suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 2000). Para un adecuado equilibrio del ecosistema, el contenido de metales pesados en suelos, debería ser únicamente función de la composición del material original y de los procesos edafogénicos que en él tienen lugar; sin embargo, la actividad humana ha incrementado el contenido de estos metales en el suelo en cantidades considerables, siendo esta, sin duda, la causa más frecuente de las concentraciones tóxicas (García y Dorronsoro, 2005).

### 1.2.1 Origen natural

Los metales pesados contenidos en el material original, al meteorizarse, se concentran en los suelos. Estas concentraciones naturales de metales pueden llegar a ser tóxicas para el crecimiento de las plantas.

En condiciones normales los procesos geoquímicos que originan las rocas determinan su contenido en metales pesados (Roca, 2004). Rocas básicas y ultramáficas, solidificadas en primer lugar a partir del magma, incorporan metales pesados como el *Co*, *Ni*, *Zn* y *Cr* por reemplazamientos isomórficos de *Fe* y *Mg* en los minerales ferromagnesianos. En cambio, las rocas ácidas, las últimas en solidificar, tienden a enriquecerse en *Pb*, el cual es capaz de sustituir al *K* en diferentes minerales (Kidd et al., 2007).

La alteración de los minerales en las condiciones superficiales de la Tierra favorece el enriquecimiento de metales pesados en las rocas sedimentarias. Las más abundantes son las argilitas, constituidas mayoritariamente por minerales secundarios del grupo de las arcillas. Las arcillas incorporan elementos como el *Fe*, *Zn*, *Cr* y *Mn* al sustituir el *Al* de los octaedros, y adsorben gran cantidad de *Cu*, *Co*, *Mn*, *Ni* y *Zn* gracias a su gran superficie específica. Estas rocas pueden presentar altos contenidos en *Se* (que pueden oscilar entre 10 y 50 mg·kg<sup>-1</sup>) como son las lutitas del Cretácico del medio Oeste de USA (Reeves, 2006). Areniscas y rocas carbonatadas –calizas y dolomías– suelen tener los contenidos más bajos de metales pesados. La adsorción y/o complexación de metales pesados con la materia orgánica, en ambientes deposicionales reducidos ricos en restos orgánicos, es una de las principales causas de la alta concentración de metales pesados en las rocas típicas de estos ambientes sedimentarios (Gong et al., 1977). Las rocas metamórficas, formadas en diferentes condiciones de presión y temperatura, tienen prácticamente los mismos contenidos que las rocas a partir de las cuales se forman.

Más del 98% de la corteza está compuesta solo por 8 elementos pero existen concentraciones anormales de ciertos metales que, aunque con un porcentaje casi simbólico, tienen un gran interés económico. Estos yacimientos minerales aportan de forma natural elevadas concentraciones de éstos metales al suelo. Existen diversos ejemplos en la bibliografía como los suelos derivados de carbonatos o silicatos de *Zn* con importantes aportes de *Zn*, *Pb*, *Cd* y *Cu* (Proctor y Woodell, 1971; Rascio, 1977) o las concentraciones de *Cd*, *Cu*, *Pb* y *Zn* de suelos del área de Barcelona desarrollados sobre mineralizaciones dispersas de *Cu* (Bech et al., 1995).

### ***1.2.2 Origen antropogénico***

Las actividades humanas han ejercido un efecto considerable en la concentración y movilidad de los metales en suelos, así como un destacable efecto medioambiental y, en algunas ocasiones, graves efectos a la salud de los seres vivos. Las actividades humanas de mayor impacto son:

- *Aplicación de productos químicos agrícolas y lodos residuales.* Los metales pesados son frecuentemente usados por su toxicidad como componentes de fungicidas, pesticidas o desinfectantes (Antonovics et al., 1971). Los lodos residuales tienen un alto contenido de metales pesados, entre los que cabe destacar *Cd*, *Pb* y *Hg* (Purves, 1977 y Kabata-Pendias y Pendias, 2000).
- *Actividades de minería y fundición,* que incluyen la extracción, el procesado preliminar, la evacuación de los residuos y el transporte de los productos semi-procesados. Todas estas operaciones pueden producir una contaminación localizada de metales in situ o ex situ. En los suelos afectados por la minería, las capas superiores de suelos minerales presentan concentraciones elevadas, principalmente, de *Cu*, *Ni*, *As*, *Se*, *Fe* y *Cd* (Doménech, 1995).
- *Generación de electricidad y otras actividades industriales.* La combustión de carbón es una de las principales fuentes de deposición de metales en suelos. Las centrales térmicas de combustión de petróleo pueden ser fuentes de *Pb*, *Ni* y *V*. Las mayores fuentes industriales de metales incluyen fábricas de hierro y acero que emiten metales asociados a los minerales de hierro, como el *Ni*. Las fábricas de baterías, pueden emitir cantidades considerables de *Pb*. Los metales asociados con áreas altamente industrializadas, pueden aportar *As*, *Cd*, *Cr*, *Fe*, *Ni*, *Pb*, *Zn* y *Hg* a los suelos (Doménech, 1995).

- *Residuos domésticos*. Aproximadamente el 10% de la basura está compuesta de metales. También es el caso de uso de sprays ricos en *Cu* o conservantes de la madera ricos en *As*, *Cu* y *Cr* (Reeves, 2006).

## 2. CONTAMINACIÓN DE SUELOS

En general se considera que la movilidad de los metales pesados es muy baja, quedando acumulados en los primeros centímetros del suelo. La lixiviación a los horizontes subsuperficiales es, por tanto, en muy bajas cantidades. Es por ello que la presencia de altas concentraciones en el horizonte superficial seguida de un drástico descenso a los pocos centímetros de profundidad es un buen criterio de diagnóstico de contaminación antrópica.

### 2.1 Contaminación y Polución

Los términos contaminación y polución de suelos han sido definidos independientemente en varias publicaciones, especialmente de habla inglesa. Knox et al., (1999) refiere al término contaminación del suelo como un estado químico desviado de la concentración normal, pero que no ocasiona un efecto perjudicial a los organismos. La polución, en cambio, ocurre cuando un elemento o una sustancia están presente en concentraciones mayores que las normales (background) como resultado de la actividad humana y con un efecto perjudicial en el medio ambiente y sus componentes. Por tanto, los suelos no son considerados polucionados a menos que exista un límite de concentración que afecte los procesos biológicos (Kabata-Pendias y Pendias, 2000). Esta diferencia es menos acusada en los trabajos publicados en lengua castellana. En general, no se distingue entre polución y contaminación. Usualmente se usan como sinónimos, siendo el término contaminación el usual.

Para poder hablar de suelos contaminados es necesario tener una referencia de cuando están libres de contaminantes. El nivel basal o background se define como la concentración natural de un elemento en un suelo que no ha sido alterado por la actividad humana (Gil et al., 2002). Por tanto, un suelo está libre de contaminantes cuando está dentro de estos niveles basales. Es importante también conocer estos valores en el momento de descontaminar los suelos y así saber hasta que punto se debe limpiar y cuales son los niveles aceptables (Bech et al., 2001).

Los niveles background son altamente dependientes de la composición del material parental y de los procesos de mineralización que conllevan a la formación del suelo (Klassen, 1998) pero también del tamaño de las partículas (Salminen y Tarvainen, 1997), arcillas y contenido de materia orgánica (Mellum et al., 1998; Tack et al., 1995). Como consecuencia, el contenido de elementos traza varía ampliamente, haciendo inapropiado el uso universal de las concentraciones background genéricas (Horekmans et al., 2005). En resumen, los valores background están caracterizados por una gran variabilidad espacial y temporal (Matschullat et al., 2000).

## **2.2. Tipos de Contaminación de Suelo**

La contaminación del agua, los suelos y los sedimentos es una de las consecuencias de una sociedad cada vez más industrializada (Kidd et al., 2007). Los agentes contaminantes del suelo son muy diversos, dentro de los cuales los más importantes son: las emisiones ácidas atmosféricas, el uso de agua de riego salina, los fitosanitarios y la actividad industrial y energética (García y Dorronsoro, 2005). La contaminación causada por metales pesados y radionucleidos es uno de los mayores problemas ambientales del mundo, generando importantes consecuencias sanitarias y económicas (Raskin y Ensley, 2000).

Los metales pesados, en pequeñas cantidades, pueden ser beneficiosos y hasta imprescindibles para los organismos vivos. Sin embargo, pasado cierto umbral pueden convertirse en elementos muy peligrosos, debido a que no pueden ser degradados y tienen una lenta y difícil eliminación (Millan et al., 2007). Esta persistencia, acumulación progresiva y/o transferencia a la cadena alimentaria supone una amenaza para la salud humana y la de los ecosistemas (Gulson et al., 1996; Becerril et al 2007), siendo este su mayor problema (Bech et al., 2002). Así por ejemplo se ha observado que el *Zn* tiene una permanencia de 70 a 510 años, el *Cd* de 13 a 1100 años y el *Cu* de 310 a 1500 años. Estos intervalos varían notablemente según los regímenes de humedad y temperatura del suelo. Bowen (1979) señala que en suelos templados la permanencia para el *Cd* es de 75 a 380 años, *Hg* 300 a 1000 años y *Ag*, *Cu*, *Ni*, *Pb*, *Se* y *Zn* 1000 a 3000 años.

El incremento de los residuos durante las explotaciones mineras, entre ellos los materiales piríticos (Williamson, 1992), incrementa la concentración de los metales en los horizontes superficiales, pasando de ser microelementos a macroelementos del suelo. Una alta concentración de metales pesados afecta la biota ya que se producen interacciones a nivel celular y/o molecular. Además, también queda afectada la calidad del suelo ya que inhibe la

descomposición de la materia orgánica y los procesos de mineralización del N, ocasionando graves problemas para el desarrollo y mantención de la cubierta vegetal (García y Dorronsoro, 2002; Hall, 2002; Selim y Kingery 2003; Wong, 2003). Las extracciones mineras, además, ocasionan una clase textural desequilibrada; ausencia o baja presencia de estructura edáfica a causa de la ausencia de la capa superficial del suelo; erosión periódica de la cubierta (Wong, 2003), ausencia de materiales finos formadores de suelo, propiedades químicas anómalas, disminución o desequilibrio de los nutrientes fundamentales; ruptura de los ciclos biogeoquímicos, baja profundidad efectiva, dificultad de enraizamiento, baja capacidad de cambio, baja retención de agua y presencia de compuestos tóxicos (Wong, 1999 y García y Dorronsoro, 2002).

### **2.3. Dinámica de los metales pesados en el suelo**

Según García y Dorronsoro (2005), los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir cuatro diferentes vías:

- Quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la solución o bien fijados por procesos de adsorción, complejación y precipitación.
- Pueden ser absorbidos por las plantas y así, incorporarse a las cadenas tróficas
- Pasar a la atmósfera por volatilización
- Movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas

Lopez y Grau (2005), señalan que en el suelo los metales pesados pueden estar en seis compartimentos principales, asociados de formas diversas a los constituyentes del suelo.

- Dentro de las redes cristalinas de los minerales primarios (no alterados, heredados de la roca madre) y de constituyentes secundarios (minerales procedentes de la alteración edafogenética)
- Adsorbidos en las fases de hidróxido de hierro, aluminio y manganeso
- Secuestrados o ligados a los restos vegetales y animales (que son liberado a medida que se van mineralizando estos residuos)

- Incluidos en las macromoléculas orgánicas
- En forma intercambiable (ión) asociados a la superficie de las arcillas minerales y a la materia orgánica
- En forma soluble, coloide o particulada, en la solución del suelo.

## **2.4 Biodisponibilidad de Metales Pesados**

López y Grau (2005), definen el término biodisponibilidad como la capacidad de un elemento para pasar de un compartimento cualquiera del suelo a un ser vivo. Esta movilidad, que se define como la aptitud de transferencia de metales pesados entre compartimentos, está determinada por la forma, el número de cargas y la energía de retención de los metales pesados (Reid, 2001) y se ve influenciada por factores externos (pH, temperatura, humedad, ambiente químico, etc.) aunque también se puede asociar con el uso del suelo, por ejemplo, los metales en suelos forestales son más fácilmente movilizados que en suelos agrícolas, lo que está directamente relacionado con mayor acidez del suelo y a la mayor presencia de sustancias orgánicas de bajo peso molecular (Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

La toxicidad de un suelo debido a los metales pesados y elementos asociados es una consecuencia directa de sus concentraciones en las fases bioasimilables, es decir, la solución del suelo y las formas adsorbidas. Esta fracción asimilable se equipara a la extraída por DTPA o por EDTA y a ella se deberían referir los diferentes niveles de toxicidad. Pero por la dificultad de extracción, es por lo que las normativas prefieren evaluar la cantidad total de elemento tóxico presente. Se supone que existe un equilibrio entre la fase soluble y la cantidad total presente. Lindsay (1979) calcula que el 10% del total se encuentra en fase soluble. Pero en esta correspondencia intervienen numerosos factores tanto del elemento tóxico en sí, como de las características del propio suelo. Por tanto, las formas geoquímicas de los metales pesados en suelos contaminados afecta la solubilidad, lo cual influencia directamente la disponibilidad hacia las plantas (Davis et al., 1993, Zhang et al., 1997).

La especiación y la localización de contaminantes en el suelo están relacionados con su forma química en el momento de la importación, debido a que va a regular no sólo su disponibilidad (según se encuentre disuelto, adsorbido, ligado o precipitado) sino que también el grado de toxicidad (Kabata-Pendias y Pendias, 2000) e influirá decisivamente en

el efecto contaminante producido. Por tanto, la biodisponibilidad de contaminantes depende de sus propiedades químicas, las propiedades del suelo, las condiciones ambientales y la actividad biológica (Pilon-Smits, 2005).

## 2.5. Factores del suelo que afectan la acumulación y disponibilidad de metales

Los principales factores del suelo que afectan la acumulación y disponibilidad de los metales pesados son:

- ***pH***

El pH es uno de los parámetros más importante para definir la movilidad del catión (Wong, 2003). Esencialmente las fracciones más móviles de iones ocurren en los rangos menores de pH. Aunque la mayoría de los metales tienden a estar más disponibles a pH ácido, algunas especies químicas de *Mo* y *Se* están más disponibles a pH básicos (Kabata-Pendias y Pendias, 2000; Garcia y Dorronsoro, 2005).

En medios alcalinos pueden pasar nuevamente a la solución como hidroxicomplejos (Lopez y Grau, 2005). Pero en general, con un aumento del pH del suelo, la solubilidad de muchos metales pesados disminuye y la concentración de elementos traza es menor en la solución de suelos neutros y básicos que aquellos ligeramente ácidos (Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

- ***Condiciones redox***

El potencial de oxidación-reducción es responsable de que el metal se encuentre en estado oxidado o reducido y del cambio directo en la valencia de ciertos metales; por ejemplo, en condiciones reductoras el  $Fe^{3+}$  se transforma en  $Fe^{2+}$ . Generalmente, las condiciones redox afectan indirectamente la movilidad de los metales, siendo más solubles en medios reducidos. Por ejemplo, los hidróxidos de *Fe* y *Mn* no son estables a Eh bajos, convirtiéndose en  $FeS$  o  $FeCO_3$  (García y Dorronsoro, 2005). Cuando esto ocurre, todos los metales asociados o adsorbidos a estos hidróxidos se movilizan (Tabla 1). La movilidad de metales pesados, especialmente *Cd*, *Cu*, *Cr* y *Zn*, aumenta en suelos pobremente aireados con un bajo estado de oxidación ( $Eh < 100$  mV). Sin embargo también se ha observado un aumento de la solubilidad del Cd con  $Eh > 200$  mV (Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

**Tabla 1.**

Movilidad de los metales pesados y elementos asociados en función de las condiciones de pH y Eh (Plant y Raiswell, 1983)

Movilidad Relativa de los Metales Pesados según Eh y pH del suelo				
Movilidad	Oxidante	Ácido	Neutro y alcalino	Reductor
Alta	Zn	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au		
Media	Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd	Cd	Cd	
Baja	Pb	Pb	Pb	
Muy baja	Fe, Mn, Al, Sn, Pt, Cr, Zr	Al, Sn, Pt, Cr	Al, Sn, Cr, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd, Pb

- **Textura y estructura**

Tanto la estructura como la textura juegan un papel importante en la entrada, infiltración, adsorción y/o pérdida de los metales pesados en el suelo (Alloway, 1995). Las arcillas pueden retener los metales pesados en las posiciones de cambio, impidiendo su paso a los niveles freáticos (Lopez y Grau, 2005). Cada especie mineral tiene unos determinados valores de superficie específica y descompensación eléctrica. Ambas características son las responsables del poder de adsorción de estos minerales y la reducción de su pérdida por lixiviación. Ese hecho es de vital importancia puesto que gracias a este proceso de adsorción, los cationes están disponibles para la vegetación (Pilon-Smits, 2005).

La capacidad de cambio de cationes es mínima para los minerales del grupo de la caolinita, baja para las micas, alta para las esmectitas y máxima para las vermiculitas (Brady y Weil, 2008). Por tanto, los suelos arcillosos, con un claro predominio de los minerales de arcilla, presentan una mayor capacidad de retención de agua y contaminantes, una mayor microporosidad y, por tanto, una reducción del drenaje interno del suelo. Por el contrario, en los suelos arenosos, con menor de capacidad de fijación y una macroporosidad dominante, los metales pesados se infiltran rápidamente al subsuelo y pueden contaminar los niveles freáticos (Domènech, 1995).

- **Materia Orgánica**

La materia orgánica tiene una gran importancia en todos los procesos de adsorción del suelo. Actúa como ligandos en los complejos de intercambio, mediante la cesión de electrones de ciertas moléculas a cationes metálicos, que aceptan estos electrones,

formando los quelatos que pueden migrar con facilidad a lo largo del perfil (Pilon-Smits, 2005). Por tanto, la complejación por la materia orgánica del suelo es uno de los procesos que gobiernan la solubilidad y la bioasimilación de metales pesados. La toxicidad de los metales pesados se potencia, en gran medida, por su fuerte tendencia a formar complejos organometálicos, lo que facilita su solubilidad, disponibilidad y dispersión (Adriano, 1986). El papel de los organismos del suelo es también muy importante en la estabilidad o degradación de los complejos organometálicos.

Las reacciones de quelación producen muchos beneficios en suelos ácidos, en donde existen iones de transición libres como  $Al^{3+}$ ,  $Mn^{2+}$  y  $Fe^{3+}$ , nocivos para el crecimiento de las plantas. Así la presencia de agentes quelatantes da lugar a la formación de complejos estables, que liberan de forma dosificada los iones de modo compatible con el entorno. De esta manera, la toxicidad del ión  $Al^{3+}$  en suelos ácidos puede ser controlada por la presencia de ácidos orgánicos. Por otra parte, algunos de los complejos formados son insolubles, lo cual impide el acceso del elemento metálico a las aguas subterráneas. La fuerte adsorción de algunos metales, como el  $Cu$ , por la materia orgánica puede incluso provocar carencias en la nutrición vegetal (Domènech, 1995).

- ***Capacidad de intercambio catiónico (CIC)***

La CIC se define como la cantidad de cationes reversiblemente adsorbidos (expresados como moles de carga positiva) por unidad de peso del mineral (McBride, 1994) y está muy condicionada por la cantidad y tipo de arcilla y la materia orgánica. Principalmente para iones alcalinos y alcalinotérreos, como  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$ , los cuales debido a su tamaño y baja carga, precipitan con mucha dificultad, lo contrario pasa con los iones metálicos de transición como  $Al^{3+}$  y  $Fe^{2+/3+}$ , los cuales forman fases sólidas, como óxidos o aluminosilicatos (Prabhakaran y Cottenie, 1971).

En general, cuanto mayor sea la capacidad de intercambio catiónico, mayor será la capacidad del suelo de fijar metales. El poder de adsorción de los distintos metales pesados depende de su valencia y del radio iónico hidratado; a mayor tamaño y menor valencia, menos fuertemente quedan retenidos (Brady y Weil, 2008).

- ***Óxidos e hidróxidos de Fe y Mn***

Juegan un importante papel en la retención de los metales pesados. Tienen una alta capacidad de fijar los metales pesados e inmovilizarlos. Además, estos compuestos se presentan finamente diseminados en la masa del suelo por lo que son muy activos. Los

suelos con altos contenidos de *Fe* y *Mn* tienen una gran capacidad de adsorber metales divalentes, especialmente *Cu*, *Pb* y en menor grado *Zn*, *Co*, *Cr*, *Mo* y *Ni* (Doménech, 1995).

- **Carbonatos**

La presencia de carbonatos garantiza el mantenimiento de altos valores de pH, los cuales tienden a precipitar los metales pesados. El *Cd*, y otros metales, presentan una marcada tendencia a quedar adsorbido por los carbonatos (Lopez y Grau, 2005).

- **Salinidad**

Aunque la presencia de salinidad, en general, incrementa el pH del suelo, su aumento puede favorecer la movilización de metales pesados por dos mecanismos. Primeramente los cationes asociados con las sales ( $Na^+$ ,  $K^+$ ) pueden reemplazar a metales pesados en lugares de adsorción. En segundo lugar los aniones cloruro pueden formar complejos solubles estables con metales pesados tales como *Cd*, *Zn* y *Hg* (Norrström y Jacks, 1998).

En resumen, la forma en la cual se encuentre el metal retenido en el suelo, condicionará la disponibilidad relativa por las plantas (Tabla 2). Al ir transcurriendo el tiempo disminuye la disponibilidad de los metales, ya que se van fijando en las posiciones de adsorción más fuertes; así como, los geles van envejeciendo, volviéndose más cristalinos.

**Tabla 2.**

Disponibilidad Relativa de los metales pesados, en función de su forma de retención en el suelo (García y Dorronsoro, 2005).

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

## 2.6. Efecto de los metales pesados en los seres vivos

Todos los seres vivos pueden resultar seriamente afectados por la contaminación de metales pesados. Una creciente concentración de estos elementos en la cadena alimenticia puede provocar daños en la salud (cancerígenos o mutagénicos), aunque se sabe poco de su efecto

crónico por consumo de pequeñas dosis durante largos periodos (Birley et al, 1999). Según Hall (2002), la toxicidad causada por los metales pesados puede resultar de la unión de los metales con los grupos sulfhidrilo de las proteínas, ocasionando una disminución de la actividad, disrupción de la estructura o el desplazamiento de elementos esenciales ocasionando deficiencias. Además, una alta concentración de metales puede estimular la formación de radicales libres y especies oxígeno reactivas provocando un estrés oxidativo.

En plantas, los síntomas de fitotoxicidad más comunes son lesiones no específicas que varían según la especie y el metal. Williamson et al. (1982) señala que las lesiones más importantes son la disminución del crecimiento, clorosis y menor desarrollo radicular. Sin embargo, Kabata-Pendias y Pendias (2000), señalan que los contaminantes también pueden estar almacenados como compuestos inactivos en células y en la membrana, lo cual puede afectar la composición química de la planta sin causar una lesión fácilmente visible.

Los síntomas de la toxicidad de *Pb* han sido bien documentados tanto en animales como en humanos. Muchos animales han muerto producto de un envenenamiento con *Pb* ya sea por la inhalación del polvo tóxico en la hierba o bien por el consumo de plantas con un alto contenido de metales pesados (Williamson et al., 1982). En niños se pueden presentar síntomas de toxicidad con niveles bajos de *Pb*, que causan daños cerebrales selectivos (Williamson et al., 1982). Otros metales como el *Hg*, *Cd*, *As*, *Se* y *Cr*, también son muy dañinos para la salud humana y para la mayoría de los microorganismos vivos, (Llugany et al 2007). Dentro de las enfermedades más graves está el cáncer de esófago, laringe, pulmón y vejiga (*As*), cáncer a la próstata e infertilidad (*Cd*), cáncer al riñón (*Pb*), alteraciones neurológicas (*Cd*, *Hg*, *Pb*), afecciones respiratorias (*Cd*, *Hg*) y bronquitis (*As*, *Cd*), entre otras (Navarro-Aviño et al., 2007).

## **2.7 Legislación en materia de suelos contaminados**

Lo anteriormente expuesto pone de manifiesto la creciente preocupación que ha suscitado en las últimas décadas, a nivel mundial, el problema de la contaminación. Entre las medidas de prevención tomadas, se han definido normas referentes a los niveles y tipos de contaminación en agua y suelos destinados a uso agrícola. Entre estas medidas se incluye: a) establecer unas distancias mínimas de cultivos con respecto a las rutas principales de comunicación por carretera, b) tratamientos de suelo para inmovilizar los metales pesados, c) lavado y procesado de la vegetación contaminada (Llugany et al, 2007). Pero es a raíz de graves problemas de intoxicación en humanos cuando los gobiernos de los diferentes países establecen una legislación en materia de suelos contaminados.

La ley nacional de política ambiental de 1969 de Estados Unidos, establecía un estudio sistemático de las consecuencias medioambientales de cualquier proyecto, política o programas que quisiera llevarse a cabo (Williamson et al., 1982). Pero es por causa del primer caso de contaminación de suelos en la población de Love Canal en 1978, cuando el gobierno de los EEUU desarrolla la primera ley de suelos contaminados en 1980: "CERCLA 1980" (Ley de Respuesta Ambiental Exhaustiva, Compensación y Responsabilidad Pública)" encargada de la limpieza de vertederos de desechos peligrosos.

En Europa, sale a la luz pública el primer caso de contaminación de suelos en 1980, en Lekkerkerk (Holanda). Un vertedero de residuos químicos origina en la población la presencia de hidrocarburos aromáticos en sangre. El gobierno aprueba en 1983 la ley holandesa de suelos contaminados: "Soil Clean-up Act 1983". En España, los primeros casos de contaminación son de 1989. La explosión ocurrida en un taller de automóviles en Vizcaya produce la absorción del suelo de grandes cantidades de gasolina de una estación de servicio colindante. A estos casos les sucedieron otros relacionados con vertidos tóxicos, hidrocarburos o lindano (utilizado como pesticida en agricultura con un elevado efecto residual y muy tóxico). A partir de los años 80 las autoridades exigen el cumplimiento de la ley de residuos y recientemente se ha promulgado la nueva "Ley de Prevención y Corrección de la Contaminación del Suelo" de la CAPV; una normativa que se ha venido gestando durante los últimos 20 años.

En Sudamérica, existen algunas normativas respecto a las explotaciones mineras. Dos ejemplos son: a) por un lado Chile donde la CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente) ha establecido algunas normas para el cierre de faenas mineras; b) por el otro, Perú que ya en el año 1973, aprobó leyes que cubrían problemas de salud, seguridad y bienestar general en las zonas mineras. En los últimos años se ha dictado la Ley de Cierre de Minas (*Ley 28090*) y la Ley de Pasivos Ambientales de las Actividades Mineras (*Ley 28271*). Los objetivos de estas últimas leyes son: 1. legislar el proceso de identificación de los pasivos ambientales legados por las actividades mineras; 2. establecer la responsabilidad de la remediación y rehabilitación de las áreas afectadas por los pasivos ambientales; y 3. mitigar los impactos negativos de los productos mineros sobre la salud de la población, el ecosistema circundante y la propiedad. A pesar de sus intenciones, la Ley deja una serie de vacíos que podrían permitir a los titulares mineros eludir sus responsabilidades en la remediación de los productos mineros y transferir dicha responsabilidad al Estado.

De interés público y de importancia primaria en programas de consumo y de protección de la salud es la calidad química de las plantas comestibles. Concretamente la posible

acumulación de metales en las partes de la planta usadas para la alimentación, ya que juega un papel decisivo en la transferencia del metal hacia otros organismos. Muchos programas de la FAO/WHO han estado trabajando en la evaluación toxicológica de niveles de elementos traza en plantas, el cálculo de dos valores ADI (Acceptable Daily Intake) y PTWI (Provisional Tolerable Weekly Intake), están actualmente catalogados como los mejores índices de evaluación de riesgo para la salud (Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

### **3. REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS**

Existe una creciente reserva a aplicar directamente los resultados basados en sistemas de simulación tipo en sistemas naturales: cada situación es única y debe ser tratada como tal. Por tanto, cada caso de contaminación debe ser estudiado para un ambiente específico. Para la remediación de suelos contaminados por metales pesados se usan, además de los métodos convencionales, la biorremediación.

#### **3.1 Métodos Convencionales**

Los métodos convencionales de remediación in-situ o ex-situ están basados en técnicas con un alto valor económico y limitadas a un área relativamente pequeña. Algunas de estas técnicas son (Barceló y Poschenrieder, 2003):

- i) Lixiviación de contaminantes por lavado con agua o quelato
- ii) Solidificación/estabilización ya sea mediante interacción física o interacciones químicas entre el agente estabilizante y el contaminante
- iii) Vitrificación usando energía térmica para la fusión del suelo, permitiendo la estabilización química o física
- iv) Migración de las especies iónicas hacia electrodos insertados en el suelo (Tratamiento electrocinético)
- v) Oxidación o reducción química de los contaminantes hasta alcanzar especies químicas de menos toxicidad, que sean más estables y menos móviles.
- vi) Excavación y tratamiento ex-situ o almacenamiento en un lugar adecuado

Las desventajas de éstas técnicas convencionales para la remediación de suelos contaminados son, principalmente, a) un elevado valor económico, b) la eliminación de los organismos vivos asociados al suelo, c) alteración de la estructura del suelo y, d) zona de actuación relativamente pequeña (Llugany et al., 2007).

### 3.2 Biorremediación

En las últimas tres décadas la comunidad científica ha desarrollado técnicas basadas en el potencial de organismos vivos, principalmente microorganismos y plantas para descontaminar el medio ambiente. Dentro de estas técnicas cabe destacar principalmente el uso de:

- *Micorrizas*: las micorrizas, principalmente el tipo arbusculares, alivian el estrés causado por metales pesados en las plantas potenciando su crecimiento. La colonización de este tipo de micorrizas tiene un impacto significativo en la expresión de muchos genes de la planta, que codifican proteínas presumiblemente involucradas en la tolerancia y detoxificación de metales pesados (Macek et al., 2006). Sin embargo, muchas plantas hiperacumuladoras de metales pesados, pertenecen a la familia Brassicaceae que generalmente son no micorríticas. Si son algunas Brassicaceas como *Biscutella laevigata* y muchas especies de *Thlaspi* (Hildebran et al., 2007).
- *Bacterias*: las bacterias resistentes a los metales pueden aportar un mayor grado de resistencia a las plantas en suelos contaminados por metales pesados (Lelie Van de D, 1998). Además, los exudados de las bacterias en la rizósfera, juegan un papel muy importante en las interacciones planta-microorganismos y en la acumulación de metales pesados en las raíces de las plantas. Por ejemplo, la bacteria *Pseudomonas fluorescens* tiene una influencia en el crecimiento del girasol y la acumulación de *As* (Shilev et al., 2006). Sin embargo, éstos mecanismos aún no han sido muy estudiados (Lopareva, 2006).
- *Hongos*: Los hongos pluricelulares ha sido usados para la remediación de suelos contaminados, agua y una variedad de otros sustratos (micoremediación) y son, particularmente, efectivos en la degradación de contaminantes aromáticos, clorados o alifáticos (Thomas et al., 1999). También han sido descritos como acumuladores de *Se*, en los cuales la concentración de este elemento es mil veces mayor que en plantas verdes (Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

- *Otros organismos:* Existen otros organismos con capacidad de descontaminar los suelos contaminados. Estudios realizados por Rida (1996) han demostrado que la presencia de *Lombricus terrestris* ha aumentado la concentración de *Cd*, *Co* y *Zn* en las raíces y tallos de *Lolium perenne* y la concentración de *Pb* y *Fe* en las raíces de la misma especie.
- *Plantas:* A pesar del acusado carácter inhóspito de los suelos mineros, es raro encontrarlos totalmente desprovistos de vegetación. Algunas plantas tienen la capacidad de absorber metales pesados e incorporarlos en algunos órganos sin perjudicar la fisiología de la planta. Las plantas silvestres tienen una gran habilidad de supervivencia y pueden, además, desarrollar una gran cantidad de biomasa independiente de la relación con el clima y las condiciones del suelo (Tlustos et al., 2006).

La técnica mediante la cual se usan plantas para remediar suelos contaminados se llama fitorremediación, fitolimpieza o fitocorrección (Baker et al., 1994; Baker et al., 2000; Brooks, 1998; Chaney et al., 1997; Cunningham et al., 1995; McGrath y Zhao, 2003; Pilon-Smits, 2005; Salt et al., 1998; Vassilev et al., 2004). Esta técnica se conoce desde el siglo XVIII mediante experimentos realizados por Joseph Priesley, Antoine Lavoissier, Kart Scheele y Jan Ingenhousz (Barceló y Poschenrieder, 2003).

#### **4. FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES**

La Fitorremediación se define como el uso de plantas y la microbiota asociada, enmiendas de suelo y técnicas agronómicas para remover, contener o neutralizar el efecto de los contaminantes (Cunningham y Ow, 1996 y Pilon-Smits, 2005). Se han estudiado cierto grupo de plantas por su tolerancia a concentraciones extremas de metales, tanto en suelos naturales como antropogénicos (Kidd et al., 2007), gracias a mecanismos fisiológicos para resistir, tolerar y sobrevivir en estos suelos (Whiting et al 2004).

##### **4.1 Antecedentes**

La idea de utilizar la fitorremediación en suelos fue introducida en el año 1983 (Chaney, 1983) y ganó aceptación en 1990 al tratarse de una alternativa “verde”. Los organismos gubernamentales incluyen la fitorremediación como estrategia de limpieza para dar un

mejor aprovechamiento a los fondos disponibles. Además, empresas consultoras están incluyendo en sus paquetes tecnológicos la fitorremediación, para anunciar su participación con el medio ambiente (Pilon-Smits, 2005). Aunque existen numerosas investigaciones en esta área (Brooks 1998), existen pocos trabajos en América del Sur (Bech et al., 1997, Bech et al., 2002 y Ginocchio y Baker 2004). Además de los numerosos programas nacionales, la Unión Europea ha financiado muchas iniciativas, involucrando 29 países y cerca de 250 grupos de investigación de los cuales un 60% se distribuyen en instituciones académicas, un 30% en investigadores de centros e institutos y un 10% en compañías privadas. Sin embargo, estas investigaciones están enfocadas básicamente a elucidar los fundamentos de estas estrategias de remediación (fisiología, metabolismo, bioquímica, genética, etc.), mientras que hay pocas investigaciones prácticas que involucren el desarrollo de estas tecnologías a nivel experimental (Marmioli et al., 2010).

La fitorremediación es, por tanto, una de las técnicas más promisorias para remediar suelos contaminados con metales pesados (Brooks, 1998). Sin embargo, es, aún, una tecnología incipiente, siendo el mayor problema la falta de antecedentes y resultados, debido a la larga duración de los proyectos de fitorremediación, dependientes del crecimiento de las plantas, la actividad biológica y las condiciones climáticas. Sin embargo, los numerosos proyectos pilotos, generarán resultados en los próximos años (Vanek et al., 2010).

La fitorremediación constituye una alternativa económica para la eliminación de los contaminantes del suelo, siendo esta su principal ventaja, lo que ha generado, en los últimos 10 años, interés tanto en agencias gubernamentales como en industrias (Chaney et al., 1997). Por ejemplo, los costes de limpieza ambiental son de 6-8 billones \$/ año en USA y de 25-50 billones \$/ año en todo el mundo, mientras que para fitorremediación bajan significativamente a 100-150 millones \$/año en USA, representando cerca de un 0,5 % del mercado total (Pilon-Smith, 2005). Barceló y Poschenrieder (2003) señalan que el coste de las técnicas de fitorremediación, es entre 10 y 1.000 veces menor que las técnicas tradicionales. Esta tecnología se lleva a cabo in-situ y los procesos biológicos involucrados ocupan energía solar, contribuyendo así a la relación costo-eficacia. Otras ventajas son: a) el respeto a los procesos naturales del ecosistema, preservando la superficie del suelo; b) la estabilización del suelo frente a la erosión por acción del sistema radicular de las plantas y, c) la reducción del impacto visual, (Raskin y Ensley, 2000, Llugany et al., 2007).

Sin embargo, la fitorremediación también tiene sus desventajas. El principal inconveniente de esta técnica está relacionado con las características de las plantas, ya que deben estar capacitadas para tolerar la toxicidad de los metales, las condiciones del suelo y el clima.

Esta técnica también está limitada por la profundidad de la raíz de las plantas, que debe ser capaz de alcanzar el contaminante. Además, es un método de remediación lento si consideramos, por ejemplo, que la rehabilitación de un suelo mediante la acumulación de metales en las plantas a menudo lleva años. Otro factor a considerar es la biodisponibilidad de los contaminantes, ya que solo una fracción de éstos está disponible. Sin embargo, es muy importante considerar que la fitorremediación no es excluyente, de esta manera se pueden combinar con otras tecnologías (Pilon-Smits, 2005).

#### **4.2 Plantas desarrolladas en ambientes contaminados por metales pesados**

Los suelos contaminados por metales, pueden soportar una amplia colonización de plantas durante muchos años, incluso algunas áreas pueden soportar una amplia y diversa comunidad de especies, la cual puede ser o no fitogeográficamente distinta de la vegetación circundante en suelos no contaminados (Baker, 1987). Sin embargo, Antonovics (1971) plantea que a pesar de que la evolución de taxones tolerantes parece ser un fenómeno común, se debe plantear si las especies son inherentemente tolerantes a los metales (incluso cuando no crecen en suelos contaminados) y por tanto, son capaces de colonizar áreas contaminadas.

Lambinon y Auquier (1963) propusieron la clasificación de los taxones encontrados en suelos contaminados como plantas metalófitas, pseudometalófitas y metalófitas accidentales

Las plantas *Metalófitas* son especies de plantas que han desarrollado mecanismos fisiológicos para resistir, tolerar y sobrevivir en suelos con alto nivel de metales (Becerril et al., 2007). Son plantas encontradas solo en suelos con altas concentraciones de metales pesados; y por tanto, son endémicas de zonas con afloramientos naturales de minerales metálicos. Tienen una distribución geográfica muy limitada y en algunos casos han sido recolectadas en pocas ocasiones (Ginocchio y Baker 2004 y Becerril et al., 2007). Esta restricción geográfica es un factor clave en su elevado nivel de extinción o disminución de la población, particularmente cuando se desarrolla la minería; perdiéndose la biodiversidad de estas especies y/o genotipos (ecotipos) que han tardado cientos, miles o millones de años en desarrollar mecanismos de subsistencia en este tipo de suelos (Ginocchio y Baker, 2004).

Existe otro grupo de plantas, de un ámbito de distribución más extenso, pero que por la presión selectiva son capaces de sobrevivir en suelos metalíferos; son las especies *Pseudometalófitas* (Becerril et al., 2007). Estas plantas pueden estar presentes en suelos contaminados y no contaminados en la misma región. Corresponden a variantes adaptadas (ecotipos) de especies comunes (por ejemplo, *Deschampsia caespitosa*, *Holcus lanatus* y *Mimulus guttatus*), otras son especies estrictamente restringidas a su provincia (por ejemplo, algunas especies de *Becium*, descrita por Ginocchio y Baker (2004) que solo crecen en la República Democrática del Congo. Dentro de este último grupo, se han reconocido dos clases: electivas e indiferentes en orden de la disminución de la abundancia y vigor en suelos contaminados (Antonovics et al., 1971).

Por último, están las especies *Metalófitas accidentales* que usualmente incluyen especies ruderales y anuales las cuales aparecen solo esporádicamente y muestran un reducido vigor (Lambinon y Auquier, 1963).

Aunque la presencia de genes para la tolerancia a metales es baja en especies no metalófitas, la alta presión selectiva de estos suelos posibilita la selección de poblaciones en especies normales con tolerancias mucho mayores que otras poblaciones de su misma especie (Becerril et al., 2007). En tanto, las plantas metalófitas y pseudometalófitas han desarrollado verdaderas estrategias de tolerancia, las metalófitas accidentales presentan claros efectos de estrés causado por la presencia de metales pesados (Baker, 1987).

## **5. TOLERANCIA DE LAS PLANTAS HACIA LOS METALES PESADOS**

La tolerancia hacia los metales pesados está representada por la habilidad de sobrevivir en un suelo que es tóxico a otras plantas, y se manifiesta mediante una interacción entre el genotipo y su ambiente (Macnair et al., 2002), lo cual determina su sobrevivencia (Kuiper, 1984).

Los mecanismos de tolerancia son en gran parte internos: los metales son absorbidos por plantas crecidas en sustrato metalífero, presentando una serie de adaptaciones fisiológicas y bioquímicas desarrolladas en varios grados para diferentes metales en diferentes especies y poblaciones (Baker et al., 1987).

## 5.1 La base genética a la tolerancia

El genotipo y el ambiente producen una variación en el fenotipo del organismo y la proporción de la variabilidad fenotípica total debida a los efectos genéticos aditivos (como es el caso de la tolerancia hacia los metales pesados) se denomina herencia en sentido limitado (Bradshaw y McNeilly, 1985). La flexibilidad fenotípica es la capacidad de un genotipo para funcionar en un rango de ambientes mediante una respuesta plástica y/o estable. En la literatura botánica la respuesta plástica en plantas es interpretada como un valor adaptativo (Kuiper, 1984).

De acuerdo a lo anterior, Bradshaw y McNeilly (1985), sugieren que la base genética de la tolerancia hacia los metales pesados, son altamente heredables, lo que involucra una rápida respuesta frente a la selección, debido al importante componente genético aditivo que controla la variación de la tolerancia. Estos autores señalan que las poblaciones tolerantes a los metales han debido surgir de poblaciones normales que nunca habían experimentado la toxicidad metálica y por tanto, no eran tolerantes. Lo anterior sugiere que la selección natural puede crear fácilmente una población adaptada, aunque solo si en la población original existe la variabilidad necesaria, de lo contrario la selección natural no tendría ningún efecto evolutivo. Existen, por tanto, muchas especies que no son capaces de desarrollar una tolerancia por falta de variabilidad y no por falta de selección natural, ya que viven en las zonas cercanas y extienden sus semillas a las áreas contaminadas. En este contexto también es importante considerar el flujo de genes desde suelos normales hacia suelos contaminados con metales pesados, que potencialmente podría reducir la tolerancia. Sin embargo, este hecho no es habitual en las zonas mineras debido a la alta selección que tiene lugar y que contrarresta el efecto del flujo de genes. (Bradshaw y McNeilly, 1985).

Baker (1987) sugiere que la flora crecida en suelos contaminados de zonas de explotación minera corresponde a dos tipos de distribución: taxones crecidas en las minas y especies encontradas fuera de los afloramientos metalíferos. Algunos autores señalan que los taxones crecidos en las zonas mineras son *Paleo-endémicos*, que corresponden a especies que anteriormente tenían una amplia distribución y ahora están confinadas en un área en particular; mientras, otros sugieren que son *neo-endémicas*, especies que se han originado en determinadas áreas en respuesta a unas condiciones ambientales particulares. Antonovichs et al., (1971) sugieren que los taxones de mina podrían ser el resultado de una evolución paralela en la vegetación circundante y la tolerancia hacia metales y por tanto, neo-endémicos.

Antonovics (1971), señala que la tolerancia tiene dos sentidos, el primero que se refiere a cualquier especie encontrada en el área contaminada donde otras especies están excluidas. En el segundo caso, especies normalmente no tolerantes pero con la capacidad de evolucionar a taxones tolerantes. En el primer caso no está claro si la especie es tolerante, incluso en suelo no contaminado, o si es un ejemplo del segundo caso que ha evolucionado hacia un taxón tolerante.

Los costos de la tolerancia pueden manifestarse al crecer la planta en suelos no contaminados (Bradshaw, 1984). Ernest (1976), demostró que muchas plantas tolerantes han presentado menos crecimiento y una menor cantidad de biomasa en comparación con otras plantas no tolerantes, lo que se puede atribuir a la energía gastada para la operación de los mecanismos de tolerancia involucrados.

## 5.2 Especificidad de la tolerancia a los metales

Se ha demostrado en numerosos estudios que existe una gran diferencia en la absorción de metales de las diferentes especies de plantas, y también entre genotipos de especies (Brooks, 1998; Prasad, 1997 y Prasad y Hagemeyer, 1999). Sin embargo, a la hora de elegir las especies determinadas para un sitio, es muy importante incluir las especies que crecen a nivel local o muy cerca del sitio, las cuales son competitivas en virtud de las condiciones locales y toleran más eficientemente la toxicidad del contaminante (Ginocchio y Baker 2004). La tolerancia es un factor genéticamente estable y de carácter heredable. De esta manera, las semillas de plantas específicas pueden ser usadas sin perder su habilidad (Williamson, 1982).

### *i) Tolerancia múltiple*

La tolerancia es específica hacia un metal en particular y esta habilidad no siempre confiere una tolerancia significativa hacia otros metales (Williamson, 1982). Sin embargo existen algunas excepciones, debido a que las plantas también colonizan los suelos multicontaminados y de la misma forma que hay poblaciones tolerantes a un único metal, también existen poblaciones resistencia a dos metales, como por ejemplo, *Pb* y *Zn* o *Cu* y *Pb* (Bradshaw y McNeilly, 1985); o bien, a más de dos metales presentes a concentraciones potencialmente tóxicas. Este fenómeno es llamado de *Múltiple Tolerancia* y ha sido bien documentada desde Gregory y Bradshaw (1965). La co-tolerancia, mediante el cual la tolerancia hacia un metal confiere algún grado de tolerancia a otro, ha sido menos documentada (Baker, 1987).

### ii) *Tolerancia Constitucional*

Se define como la no evolución de las razas tolerantes. La primera evidencia fue reportada por Antonovics (1971), posteriormente otras publicaciones sugirieron que las especies pueden diferir ampliamente sus límites de tolerancia (Wu y Antonovics, 1976). Estudios realizados por McNaughton et al. (1974) y Taylor y Growder (1984) demostraron que poblaciones de *Typha latifolia* crecida en suelos contaminados y poblaciones crecidas en suelo control (no contaminados) no mostraron evidencia de una diferenciación entre poblaciones. Estudios realizados por Reeves y Baker (1984), que compararon las características de la absorción de metales por poblaciones de *Thlaspi goesingense* crecidas en suelos desarrollados sobre serpentinita o bien, en otro tipo de roca madre sin alto contenido en metales, demostraron que ambas poblaciones absorbieron y acumularon la misma cantidad de metales, sugiriendo que existe una detoxificación de metales no específica.

### iii) *Tolerancia Facultativa*

La tolerancia facultativa se define por aquellas especies que crecidas en suelos metalíferos que son capaces de acumular metales pesados pero, que no son capaces de acumular cuando crecen en suelos normales (Reeves, 2006). Pertenecen a este grupo las llamadas metalófitas o acumuladoras facultativas.

## 5.3 Estrategias de tolerancia hacia los metales pesados

Baker (1981) sugirió tres estrategias básicas de tolerancia a los metales:

- i. **Metal-Exclusión**, en que el metal absorbido y transportado es restringido principalmente en las vacuolas de las raíces, o en la rizósfera, restringiendo su translocación hacia los tallos (Baker, 1981 y Kabata-Pendias y Pendias, 2000). Las plantas con mecanismos de metal resistencia basadas en la exclusión son denominadas Excluseras y pueden ser eficientes para tecnologías de fitoestabilización (Barceló y Poschenrieder, 2003; Whiting et al 2004 y Becerril et al., 2007). La exclusión es la estrategia de tolerancia más característica de especies sensibles a los metales (Llugany et al., 2007).
- ii. **Metal-Acumulación**, en que no hay restricción y los metales son acumulados en formas no nocivas para la planta, ya sea mediante un ligamiento con células de la

pared, almacenamiento de los iones al interior de la vacuola, complejación por ácidos orgánicos y posiblemente por proteínas ligadoras de metales específicos y otras propiedades como adaptaciones enzimáticas y efectos en la permeabilidad de la membrana (Baker, 1981). Las plantas con mecanismos de metal-acumulación son denominadas Acumuladoras y son las especies más comunes en los suelos contaminados (Llugany et al., 2007). Dentro de este grupo existen muchas especies de las familias Brassicaceae y Compositae (Tlustos et al., 2006). Las especies que presentan mecanismos altamente especializados que les permiten acumular metales en su parte aérea, hasta alcanzar concentraciones superiores a 2% de su peso seco (Brooks, 1998, Ginocchio, R. y Baker, A., 2004), superando así en 10 a 100 veces los valores normales de metales acumulados (Baker 1981 y Chaney et al., 2000) son denominadas hiperacumuladoras (Kidd et al., 2007). Actualmente se utiliza el término hiperacumuladora de metales para designar plantas que acumulan más de:  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Cd* (0,01%PS),  $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Al*, *As*, *Co*, *Cu*, *Pb*, *Ni* y *Se* (0,1% PS) y más de  $10000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Zn* y *Mn* (1 % PS), (Baker et al., 1994, Kabata-Pendias y Pendias, 2000, Kidd et al., 2007). En el caso de *Zn* y *Mn* algunos autores piensan que es demasiado restrictivo y consideran que se podría utilizar un valor de  $3000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . De acuerdo al metal que sean capaces de acumular se pueden clasificar por ejemplo en hipernickelóforas, o hiperzincóforas según puedan acumular *Ni* o *Zn* respectivamente. Esta clasificación ha sido propuesta por Jafre (1974) en uno de los primeros estudios relacionados con la fitorremediación.

- iii. Metal- indicación, son plantas que reflejan el contenido de metales en el suelo o el aire (Kabata-Pendias y Pendias, 2000). A este grupo pertenecen la mayoría de las plantas agrícolas, ej. trigo, avena, maíz. (Tlustos et al., 2006). Además de musgos y líquenes, conocidos como los indicadores más sensibles de contaminación atmosférica, muchos otros órganos de plantas han mostrado ser buenos indicadores de contaminación de suelo y ambientes acuáticos (Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

#### 5.4 Mecanismos celulares de tolerancia

Las estrategias para evitar la acumulación de metales pesados son diversas, extracelularmente incluyen funciones de micorrizas, pared celular y exudados extracelulares. También puede participar la membrana plasmática, ya sea mediante la reducción de la absorción de metales pesados o bien estimulando el flujo de salida de los metales que han entrado en el citosol. Dentro del protoplasto existe una variedad de

mecanismos potenciales, como por ejemplo: a) la reparación de proteínas, b) la participación de metalotioneinas, c) la quelación de metales formando complejos metálicos en el citosol mediante compuestos orgánicos, aminoácidos o péptidos, o d) su compartimentación fuera de procesos metabólicos mediante el transporte dentro de la vacuola (Chaney et al., 1997). De esta manera pueden inmovilizar, compartimentar y/o desintoxicar los metales que llegan al interior celular (Hall, 2002 y Poschenrieder et al., 2006).

En el caso de las plantas acumuladoras se han planteado muchas hipótesis para explicar los mecanismos de hiperacumulación, algunas citadas por Barceló y Poschenrieder, 2003 son:

- i) *Formación de complejos y compartimentación:* Las hiperacumuladoras sintetizan quelatos (como fitoquelatinas, ácidos orgánicos, aminoácidos o fenoles de tipo flavonoides) que detoxifican los iones metálicos mediante la formación de complejos y/o secuestrando los metales desde zonas con un metabolismo activo (citoplasma), estos complejos orgánicos menos tóxicos son llevados a compartimentos celulares con poca actividad metabólica (pared celular, vacuolas), donde son almacenados en forma de compuesto orgánico o inorgánico.
- ii) *Hipótesis de Deposición:* Las hiperacumuladoras alejan los metales de la raíz, acumulándolos en las partes absisas de la planta (hojas viejas), lavadas por la lluvia (epidermis, pelos) o quemadas.
- iii) *Absorción inadvertida:* Se cree que la hiperacumulación de metales es un subproducto de un mecanismo de adaptación hacia otras características adversas del suelo.
- iv) *Hiperacumulación como mecanismo de defensa ante condiciones bióticas o abióticas de stress:* Una eficacia de los metales ante ciertos hongos, bacterias patógenas y herbívoros que consumen hojas han sido publicados. Este tipo de protección natural requiere de tres condiciones: la primera es que el metal sea más tóxico para el patógeno o el herbívoro que para la planta, la segunda, que el metal impida la virulencia del patógeno o herbívoro y la tercera, que el metal incremente la resistencia de la planta frente al factor causante del estrés biótico. Boyd et al., (2006) han demostrado que un alto contenido de *Ni* en las hojas de hiperacumuladoras puede reducir la incidencia de insectos, bacterias y hongos.

Una alta concentración de metales en las hojas puede actuar como elemento disuasivo o, después de la ingestión, puede reducir la tasa de reproducción de herbívoros. Además, el intercambio de defensas orgánicas mediante la acumulación de metales puede dar ventajas: se ha publicado que altas concentraciones de metales pueden ser usadas en ajuste osmótico bajo condiciones de sequía.

### 5.5. Valoración e índices de tolerancia a los metales

Bradshaw (1952) fue uno de los primeros en valorar la falta de tolerancia de *Agrostis capillaris*, crecida en un suelo contaminado con *Pb*, mediante la inhibición del crecimiento radical. Posteriormente Wilkins (1957) desarrolló un índice basado en la cuantificación de los efectos inhibitorio de los iones metálicos en el crecimiento radical. De esta manera, cuanto mayor es la longitud de la raíz en la disolución que contiene el metal, mayor es el índice de tolerancia (Bradshaw y McNeill, 1985). Este método de valoración ha sido usado ampliamente y modificado y refinado por muchos autores. También, se ha utilizado la biomasa de la raíz (Verkleij y Bast-Cramer, 1985) o el crecimiento de tubo polínico en un medio líquido en el cual se han añadido metales (Searcy y Mulcahy, 1985).

Actualmente son más usados los índices que reflejan tanto la acumulación de metales pesados como su movimiento dentro de la planta. Dentro de los más importantes están:

#### i) Índice de Bioconcentración (BF)

Este índice puede encontrarse en la bibliografía también citado como *Coficiente de absorción biológica (BAC)*, *Coficiente de Transferencia (TC)* o *Factor de concentración (C<sub>p</sub>)*. Se define como la relación de la concentración de metales en la planta con respecto a la concentración total de metales en el suelo (Figliolia et al., 2002 y Perez-Sirvent, 2008). Este índice es ampliamente usado para comparar la eficiencia de diferentes plantas (Kabata-Pendias y Pendias 2000).

#### ii) *Shoot accumulation factor (SAF)*

También es conocido por *Factor de Remediación (RC)* o *Bioacumulation factor (BAF)*. Es la proporción del elemento contenido en la parte aérea de la planta con respecto a la superficie del suelo (Vyslouzilova et al., 2003). Este índice puede otorgar una indicación si la planta es apta para los procesos de fitoextracción (Whitfield y Zeeb, 2010). Si este índice es mayor que 1, el objetivo de la remediación se da por cumplido y la eliminación de la

vegetación contaminada sería económicamente más efectiva que la eliminación del suelo contaminado. Si este índice es menor a uno, también podría ser aceptable, por ejemplo, cuando se hace compactación antes de transportar los desechos de la planta fuera del sitio para reducir el volumen del material vegetal a extraer y por lo tanto aumenta la concentración de los contaminantes en el proceso final de la fitoextracción (Sas-Nowosielska et al., 2004). Lazzari et al., (1999) encontró que el 50% del peso seco de la planta podría perderse como CO<sub>2</sub> durante el compostaje, con lo cual una media de BAF de 0,5 podría ser suficiente. Por lo tanto es muy difícil estimar el índice mínimo a partir del cual la fitoextracción sería eficiente.

### *iii) Factor de Transferencia (FT)*

Relaciona la acumulación de metales en la parte aérea con respecto a la raíz y es usado para medir la efectividad de la planta en la translocación de metales pesados desde la raíz hacia la parte aérea (Sun et al., 2008).

## **6. TÉCNICAS DE FITORREMEDIACIÓN**

Las técnicas usadas para fitorremediación de contaminante son:

- *Fitotransformación.* Es el uso de plantas para la transformación de compuestos orgánicos (Macek et al, 2006)
- *Fitoestimulación.* Representa la estimulación de la degradación microbiana mediante el efecto de exudados de plantas (Pilon-Smith, 2005; Macek et al, 2006).
- *Rizofiltración.* Es la explotación de las raíces de la planta para absorber contaminantes, especialmente metales, del agua (Dushenkov et al., 1995; Macek et al, 2006).
- *Fitovolatilización.* Es la absorción y transferencia de algunos contaminantes en la fase de gas por las plantas (Pilon-Smith, 2005; Macek et al, 2006).
- *Fitoestabilización.* Es el uso de plantas para reducir la movilidad y la disponibilidad de los contaminantes en el medio ambiente (Pilon-Smith, 2005; Wei et al., 2005; Macek et al, 2006).

- *Fitoextracción.* Es el uso de las plantas para absorber metales pesados del suelo y acumularlos en su parte aérea (Chaney et al., 1995). También es conocida como fitoacumulación. Dentro de esta tecnología, se encuentra la Fitominería, la cual es una técnica muy prometedora, sin embargo actualmente existe muy poca información y solo se han realizado pruebas en el caso del Ni (Reeves, 2006).

Las técnicas de fitorremediación de metales pesados más estudiadas incluyen la fitoestabilización y fitoextracción (Becerril et al., 2007; Wong, 2003; Bech et al., 2002).

### 6.1 Fitoestabilización mediante el uso de plantas “excluseras”

La Fitoestabilización, inmovilización “in situ” o fitorestauración, se define como el uso de plantas para inmovilizar metales pesados a través de la absorción y acumulación en las raíces o precipitación dentro de la rizósfera con el objetivo de restaurar el suelo (Barceló y Poschenrieder, 2003; Wong, 2003; Alkorta et al., 2004). Baker (1981) ha denominado a este tipo de plantas excluseras. Sin embargo, Bradshaw y Mcneilly (1985) difieren de esta nomenclatura, señalando que las raíces estas plantas contienen un elevado contenido de metales, con lo cual no existe un mecanismo de exclusión. Sin embargo sugieren que puede existir un tipo de mecanismo en las raíces de estas plantas tolerantes, que limita la circulación de metales hacia la parte aérea de la planta.

La Sociedad para la restauración ecológica (SER) define la restauración ecológica como un proceso de ayuda a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido; mediante la revegetación de áreas estériles con cultivos resistentes que puedan cubrir eficientemente el suelo, previniendo así la migración de partículas contaminantes y la erosión eólica, además de reducir la diseminación de contaminantes. Esta técnica disminuye el impacto visual, debido a que cubren la superficie del suelo, de esta manera, las raíces lo estabilizan físicamente para prevenir la erosión, reducir la percolación del agua, prevenir el contacto directo con el suelo, aumentar la biodiversidad, mejorar la deposición orgánica y el ciclo de nutrientes, beneficiando la superficie del suelo y dejando los metales inactivados en el lugar (Barceló y Poschenrieder, 2003 y Mench et al., 2006). Este proceso reduce la movilidad del metal y, por tanto, disminuye la biodisponibilidad de entrada a la cadena alimentaria y mejora las condiciones de atenuación natural (Millán, 2007; Wong, 2003).

Las condiciones sugeridas por Ranskin y Ensley (2000) para clasificar a las plantas dentro de la categoría de las excluseras son:

- i. *Índice de translocación (FT) inferior a 1.* Esta baja translocación de metales hacia la parte aérea de la planta hace referencia a la permanencia de los metales pesados en la raíces de las plantas fitoestabilizadoras.
- ii. *Alta tolerancia a los metales pesados.*
- iii. *Especie perenne, con un largo ciclo de vida y capacidad para autopropagarse.*

Mench et al., (2006) añaden que las plantas exclusoras deben tener una relativa larga vida y una habilidad para autopropagarse, y estar disponibles comercialmente.

## **6.2 Fitoextracción mediante el uso de plantas “hiperacumuladoras”.**

La fitoextracción, también llamada fitoacumulación, implica la acumulación y la translocación de metales pesados de las raíces hacia las partes de la planta fácilmente cosechables, eliminando los metales del suelo (Bech et al., 2002; Barceló y Poschenrieder, 2003; Wong, 2003; Becerril et al., 2007 y Millán et al., 2007). Esta tecnología se ha propuesto para disminuir las concentraciones tóxicas de metales de suelos contaminados, para descontaminar y restaurar la fertilidad de áreas contaminadas. La fitoextracción mediante plantas hiperacumuladoras permite evitar excavaciones extensivas, elevados costes o pérdidas de suelo superficial, asociadas con las prácticas de remediación tradicional. Además, pueden ser un interesante recurso fitogenético (Blaylock et al., 1997; Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

Estas plantas hiperacumuladoras son capaces de acumular cantidades significativas de metales pesados en su parte aérea, la cual posteriormente ha de ser cosechada y tratada como un desecho contaminado (Cunningham y Ow, 1996). Estas plantas son especies muy raras de encontrar en la naturaleza, ya que crecen generalmente en los sitios ricos en metales pesados con un limitado rango de distribución y muy vulnerables a la extinción. Por lo tanto, la pérdida de estas especies conlleva a la pérdida de esta capacidad de hiperacumulación que tal vez no pueda ser encontrada dentro de otra población de la misma especie (Reeves, 2006).

De las 290000 especies vasculares descritas, solo 440 han sido clasificadas como hiperacumuladoras. Esto corresponde a un porcentaje menor al 0,2% de las angiospermas (Ginocchio y Baker 2004; Becerril et al., 2007). Tres cuartos (alrededor de 317 especies) son hiperacumuladoras de *Ni* a causa de la extensiva ocurrencia de suelos ultramáficos

ricos en *Ni* encontrados en muchas partes del mundo (Reeves, 2006), las cuales están englobadas mayoritariamente en sólo dos grupos: (1) especies y géneros pertenecientes principalmente a las familias *Violaceae* y *Flacourtiaceae* (Orden *Violales*) o *Buxaceae* y *Euphorbiaceae* (Orden *Euphorbiales*), de origen tropical, y (2) géneros pertenecientes a la familia de *Brassicaceae* (Orden *Capparales*), de la zona templada norte (Tabla 3). Dentro de esta familia las hiperacumuladoras de *Ni* se concentran en el género *Alyssum*, con unas 48 especies capaces de acumular concentraciones de *Ni* de 0,1-3,0%, confinadas casi exclusivamente a la Sección *Odontarrhena* (Minguzzi y Vergnano, 1948; Brooks y Radford, 1978; Brooks et al., 1979; Vergnano Gambi et al., 1977). Dentro de este grupo la especie *Thlaspi caerulescens* Presl, hiperacumuladora de *Zn* y *Cd* ha sido muy estudiada en los últimos años (Lopareva, 2006). En la tabla 27 del anexo se presentan algunas plantas hiperacumuladoras citadas en la bibliografía.

**Tabla 3.**

Umbrales de concentración de metal en planta utilizados como criterio de hiperacumulación, y número de taxones y familias de plantas hiperacumuladoras (Kidd et al 2007).

Metal	Criterio %PS parte aérea	Nº taxones	Nº familias
Cadmio	>0,01	1	1
Cobalto	>0,1	28	11
Cobre	>0,1	37	15
Plomo	>0,1	14	6
Manganeso	>1	9	5
Níquel	>0,1	317	37
Zinc	>1	11	5

Se han encontrado en la naturaleza plantas capaces de acumular elevadas cantidades de metales pesados, en el caso de *Zn* de un 1-4%, mientras que otras plantas creciendo bajo las mismas condiciones han acumulado menos de 500 mg·kg<sup>-1</sup> de *Zn* (Chaney et al., 1997). Otras especies populares para la fitoextracción son la mostaza india (*Brassica juncea*) y el girasol (*Helianthus annuus*) por su rápido crecimiento, alta producción de biomasa, tolerancia y acumulación de metales y otros contaminantes inorgánicos (Pilon-Smits, 2005).

Sun et al., (2008) señalan que las plantas son consideradas como hiperacumuladoras cuando cumplen las siguientes características:

- i. *Acumular elevadas concentraciones de metales pesados en su parte aérea, estos valores deben ser mayores a  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en el caso de Cd;  $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  para Al, As, Co, Cu, Ni, Se, Pb y  $10000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de Zn y Mn (Baker y Brooks, 1989; Chaney et al, 1997; Greger, 1999; Ma et al., 2001; Jansen et al., 2002; Zhou y Song., 2004 y Kidd et al., 2007)*
- ii. *Índice de bioacumulación que se define como el contenido de metales pesados en la planta con respecto al suelo  $> 1$  (Brooks, 1998; Cluis, 2004).*
- iii. *Factor de translocación que es el contenido de metales en la parte aérea de la planta con respecto a la raíz  $> 1$  (Chaney et al, 1997, Brooks, 1998; Cluis, 2004).*

Kabata-Pendias y Pendias (2000) y Alkorta et al. (2004) son menos exigentes con respecto a esta definición y señalan que las plantas hiperacumuladoras son consideradas como tal si son capaces de satisfacer las condiciones *i* y *iii*. Además excluyen aquellas plantas que se han comportado como acumuladoras de metales pesados en condiciones artificiales. Similar opinión plantea Reeves (2006), quien sugiere que el índice de bioacumulación no es un buen indicador de la capacidad de las plantas de tolerar e hiperacumular metales pesados, debido a que no necesariamente las plantas han sido tomadas del suelo inmediato en el cual han crecido.

También ha sido objeto de debate si es más importante, para una eficiente hiperacumulación, que las plantas tengan una alta capacidad de tolerancia de metales pesados, o que tengan una elevada capacidad de producir biomasa (Chaney et al., 1995; Cunningham et al., 1995 y Salt et al., 1996). Aunque Chaney et al. (1997) señalan que la habilidad de tolerar o hiperacumular metales es un factor de mayor importancia que una alta producción de biomasa, ya que una planta con alta capacidad de producción de biomasa, sometida a altas concentraciones de metales pesados disminuye significativamente su rendimiento, no así las plantas con altas capacidad de resistencia.

Aunque una de las limitaciones de las plantas hiperacumuladoras es la escasa producción de biomasa (Bech et al., 1997 y Barceló y Poschenrieder, 2003), técnicas agronómicas como la fertilización pueden aumentar este contenido (Robinson et al., 1997). Existen diversos estudios para incrementar la biomasa en plantas acumuladoras de metales. Ejemplos son la prevención de la emergencia de los frutos de *Cucurbita pepo*, mediante la remoción de la flor femenina de la planta. En este caso en que además de un aumento de la biomasa, favorece el índice de absorción; o bien, la rotación de cultivos con otras

variedades de la misma especie que no sean hiperacumuladoras favorece la eficiencia, debido a que la especie tolerante, mediante exudados, deja los contaminantes más disponibles para la especie acumuladora (White et al., 2006). Angle et al., (2001) señala que el momento de máxima acumulación metálica en la biomasa aérea frecuentemente se da en el estado de media floración, con lo cual se debe cosechar a ese estadio.

Otro mecanismo para incrementar la biomasa ha sido la aplicación de la ingeniería genética. Esta técnica implica la interpretación, clonación y transferencia de los genes responsables de la hiperacumulación (absorción, transporte a la parte aérea y acumulación) a las plantas con mayor tolerancia, capacidad de acumular o degradar diversos contaminantes y producir mayor biomasa (Martinez et al., 2006 y Kidd et al., 2007). Actualmente ya se conocen genes responsables de un mayor transporte de metales (Zn) desde la raíz hacia la parte aérea en la hiperacumuladora *Thlaspi caerulescens* (Lasat et al., 1996, Lasat et al., 2000 y Assunção et al., 2001), aunque la aplicación más exitosa de la ingeniería genética ha sido la transformación de plantas con el gen bacteriano *merA* modificado para detoxificar Hg (II) (Barceló y Poschenrieder, 2003). En el caso del mercurio se ha aislado los genes *merA* y *merB* de bacterias gram negativas, los cuales disminuyen la toxicidad de este elemento (Bizily et al., 2000).

Los procesos que intervienen en la reducción de toxicidad son de gran interés actual para estudios de fitorremediación de suelos contaminados. Pero no existe un único mecanismo que puede representar para la tolerancia a una amplia gama de metales, la tolerancia a determinados metales involucra distintos mecanismos específicos de co-tolerancia, con lo cual es interesante hacer notar que si existe más de un mecanismo, es difícil que la base genética de la tolerancia se debe a un único gen mayor (Bradshaw y McNeilly, 1985). Esto significa que el mejoramiento de plantas para fitorremediación implicará un gran número de cambios genéticos (Macnair et al., 2002). Además, las objeciones ecológicas, sociales y legales a estos procedimientos son numerosas y crean una preocupación generalizada, bien por el uso de plantas transgénicas, como por la acumulación de estos metales en las plantas que pueden pasar a niveles superiores de la cadena trófica (Kidd et al., 2007 y Llugany et al., 2007). Además de la posibilidad de la transferencia horizontal de genes, como la resistencia a los herbicidas y principalmente por el reemplazo de la flora nativa y la consecuente pérdida de biodiversidad (Macek et al., 2006).

Sin embargo, es muy importante seguir investigando sobre la domesticación de plantas hiperacumuladoras de metales, la caracterización de los mecanismos usados para acumular, traslocar y tolerar metales y eventualmente la clonación y el uso de esos genes para

convertirlos en plantas con alta capacidad de producción de biomasa y su impacto en el medio natural (Chaney et al., 1995; Li et al., 1996).

Otro factor importante a considerar es el uso de plantas indígenas o nativas, que son particularmente valiosas en climas extremos, ya que la selección natural les otorga adaptaciones para mejorar la supervivencia y son muy útiles en las de técnicas de fitoremediación (Williamson et al., 1982).

En resumen, la reducción del contenido de contaminantes hasta niveles óptimos a través de técnicas de fitoextracción mediante el uso de plantas “hiperacumuladoras” permitiría la reutilización del suelo tratado con un fin agrícola, forestal, hortícola o lúdico, evitando la transferencia de éstos hacia aguas subterráneas o zonas cercanas por acción del viento y/o erosión del agua (Llugany et al 2007).

## **7. ELECCIÓN DE LA TÉCNICA ADECUADA**

Además de usar cada técnica en el sitio adecuada se debe considerar que las plantas utilizadas también deben ser específicas. A diferencia de la fitoestabilización, la fitoextracción potencialmente resuelve muchos de los requerimientos legislativos para que la remoción de metales alcance el valor límite establecidos por la legislación (Keller, 2006). Por tanto, para la adecuada elección de la técnica de fitorremediación resulta imprescindible conocer la duración y los objetivos finales planteados y el uso del suelo a ser rehabilitado.

Según Reeves (2006) la fitoestabilización es más viable que la fitoextracción en un suelo con un alto contenido de metales, debido al largo tiempo involucrado para su recuperación. Se debe estudiar cada caso en particular, debido a que el uso de enmiendas por ejemplo para aumentar la fitodisponibilidad de los metales puede ser beneficioso para fitoextracción, mientras que una reducción en la fitodisponibilidad de metales tóxicos puede ser beneficioso para la fitoestabilización (Lopareva, 2006).

## 8. MERCADO DE LA FITORREMEDIACIÓN

El mercado de la fitorremediación en Estados Unidos comprende aproximadamente 100 a 150 millones de dólares al año, lo que significa aproximadamente cerca del 0,5% del mercado de la rehabilitación. Estas cifras han crecido el triple con referencia al año 1999 (30 a 40 millones de dólares). La fitorremediación comercial implica aproximadamente un 80% de contaminantes orgánicos y cerca del 20% de contaminantes inorgánicos (Pilon-Smits, 2005). Dentro Estados Unidos existen compañías dedicadas a la fitorremediación como *Ecolotree*, *Applied Natural Science*, *Phytokinetics* y *Earthcare*, principalmente para remediación de aguas contaminadas y éstas dos últimas también dedicadas a estimular la degradación microbiana de contaminantes orgánicos del suelo. *Phytoworks* tiene como objetivo la remediación de metales pesados y radionucléidos y el desarrollo de plantas transgénicas para la remediación de Hg elemental. Existen otras compañías dedicadas a campos relacionados a la remediación o tecnologías que ofrecen servicios de fitorremediación como *Ecoscience*, *Wolverton Environmental* y otras compañías industriales que también hacen investigación en fitorremediación como son *Chevron*, *Exxon*, *Amoco*, *Dupont* y *Occidental Chemical* (Glass, 1999).

Algunos cultivares de plantas metalófitas están disponibles comercialmente en países como Reino Unido y Australia. Además existen importantes sitios de colección de germoplasma como Nueva Caledonia; Australia, Europa Central y Sur, Área mediterránea, Sureste de Asia, Cuba, República Dominicana, California, Zimbabwe, Transvaal, *Goiàs* en Brasil, *Hokkaido* en Japón y *Newfoundland* en Canadá (Barceló y Poschenrieder, 2003).

En Canadá se encuentra *Aquaphyte Remediation*, dedicada a la remediación de aguas. En Alemania está *Bioplanta*, focalizada en la remediación de suelos, aguas y ríos contaminados y *Piccoplant*, dedicada a la propagación in-vitro. En Italia está *Consulagri*, especializada en metales pesados y biomonitorio y *Plantechno* que trabaja en ingeniería de especies acuáticas (Glass, 1999). Aunque en Europa la fitorremediación comercial aún no se ha desarrollado extensivamente, se espera grandes cambios en los próximos años ya que se ha incrementado el financiamiento de proyectos de investigación relacionados con el tema (Glass, 1999 y Pilon-Smits, 2005). A largo plazo también se espera que el mercado de la fitorremediación se expanda hacia Latinoamérica y Asia (Glass, 1999).



*Capítulo II.* **JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS**









## 1. JUSTIFICACIÓN

Todos los antecedentes anteriormente expuestos, ponen de manifiesto la creciente preocupación que en las últimas décadas ha suscitado el problema de la contaminación del medio ambiente en la sociedad. Esto ha generado un enorme interés en el ámbito científico y propiciado el desarrollo de diferentes sistemas para estimar y remediar la contaminación de metales en los suelos del mundo.

La flora de zonas tropicales o andinas han sido poco estudiadas y dada la elevada diversidad y abundancia de depósitos minerales metálicos de estas regiones, existen enormes posibilidades de descubrir nuevas plantas tolerantes a metales pesados.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo General

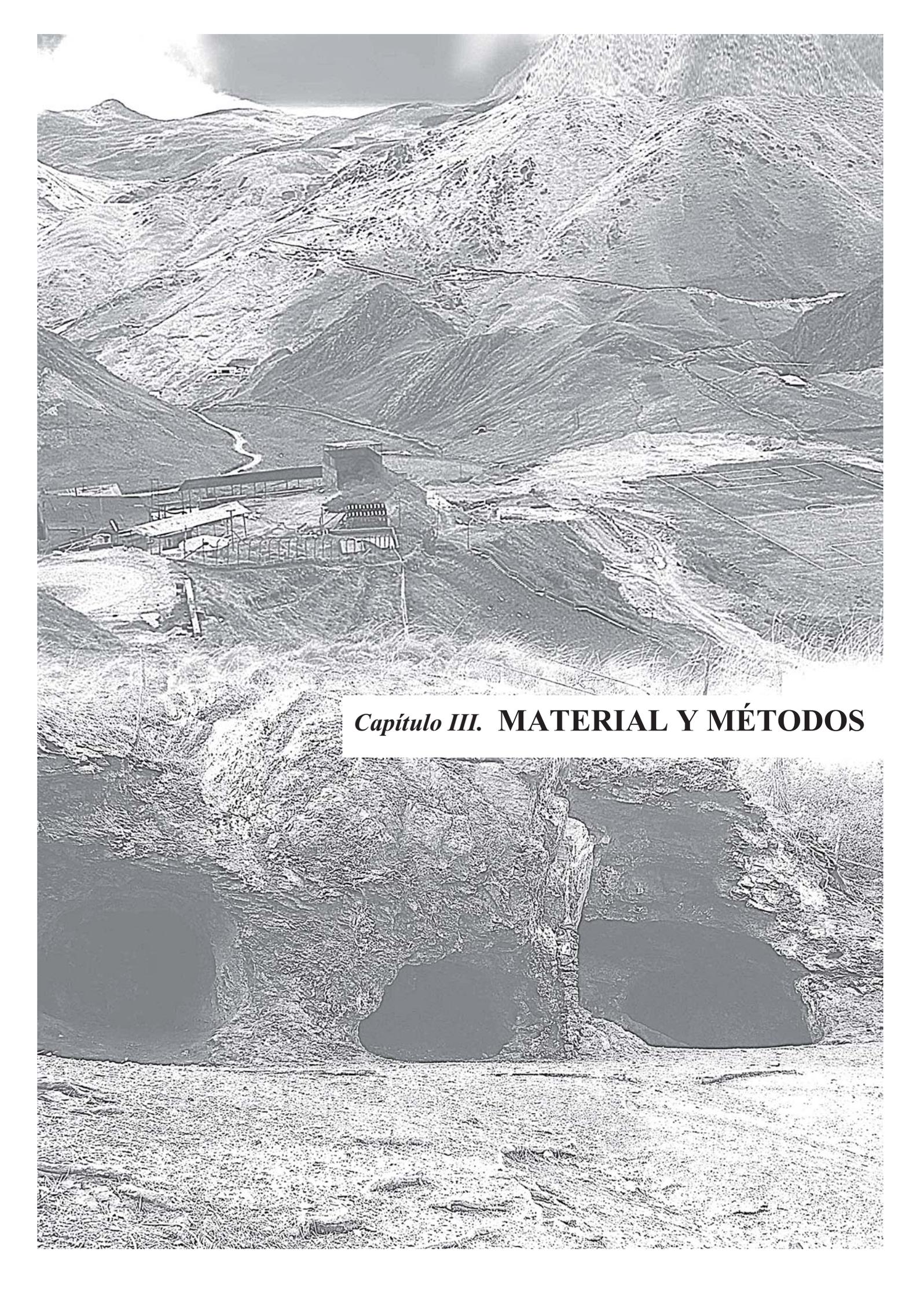
Es la búsqueda, identificación, análisis y descripción de plantas crecidas naturalmente en zonas mineras contrastadas, desde el punto de vista geográfico (hemisferio Sur y Norte, altitud sobre el nivel del mar 3600 m en los Andes y 575m en la Sierra Prelitoral Catalana), geológico (calizas cretácicas frente a pizarras silúricas), climático (páramo andino versus área mediterránea) y flora (formación jalca en comparación con especies del encinar mediterráneo).

Precisamente, las diferencias entre estos distintos factores ecológicos han sido motivo para investigar comparativamente la tolerancia de las respectivas floras frente al impacto de los metales del suelo en dos localidades diferentes: Hualgayoc, Cajamarca (Perú) en la zona andina y Poblet, Tarragona (España) en el área mediterránea.

### 2.2 Objetivos Específicos

- i) *Evaluar los parámetros convencionales y el contenido de metales pesados de los suelos superficiales inmediatos a las zonas de explotación minera estudiadas*
- ii) *Analizar la composición en metales pesados de las plantas seleccionadas*
- iii) *Relacionar el contenido de metales pesados de las plantas con respecto al suelo del cual proceden*
- iv) *Evaluar las estrategias usadas por las plantas ante un foco de contaminación*

- v) *Proponer especies naturales para su uso potencial en técnicas de fitorremediación*
- vi) *Aportar información útil para fomentar el desarrollo incipiente de técnicas de fitorremediación en áreas andinas ricas en minas metálicas.*



*Capítulo III. MATERIAL Y MÉTODOS*



## 1. MATERIAL

Se han estudiado suelos y especies de plantas espontáneas procedentes de dos zonas afectadas por explotaciones mineras. La primera ubicada en la provincia de Cajamarca, zona de Hualgayoc (Perú) en cuyo lugar en la actualidad existe una mina polimetálica denominada “Carolina”. La segunda zona de estudio se encuentra en la provincia de Tarragona, zona de Poblet (Barcelona-España), sitio donde existe un antiguo yacimiento minero, que actualmente se encuentra abandonado.

### 1.1 Departamento de Hualgayoc (Perú)

La explotación minera Carolina pertenece a la Compañía Minera Santa Rita que junto a la Compañía Minera San Nicolás son las dos principales empresas mineras de la zona. La operación de las dos plantas mineras no es muy antigua, remontándose a unos 15 ó 20 años (Ministerio de Energía y Minas de Perú, 2006).

#### 1.1.1 Marco Geográfico

La cordillera de los Andes, que atraviesa de norte a sur en su porción occidental a todo el continente sudamericano divide a Perú en tres regiones: Selva, Costa y Sierra. Esta última región incluye 36 millones de hectáreas sobre 1500 m. La región altoandina peruana, sobre los 1500 m es casi un tercio del territorio de Perú y del cual lo andes septentrionales constituyen una sexta parte, aproximadamente 6 millones de hectáreas (CONDESAN, 1995).

La zona de estudio está situada en la Sierra Norte del Perú, específicamente en el Departamento de Cajamarca, Distrito de Hualgayoc; cuya ubicación geográfica corresponde a  $6^{\circ}44'50.41''S$  y  $78^{\circ}37'27.27''O$  y una altura de 3677 m (figura 1), en la cordillera Occidental de los Andes. El Distrito de Hualgayoc limita al norte con la Provincia de Chota, al Sur con la Provincia de Hualgayoc y San Pablo y al Oeste con la Provincia de San Miguel y Santa Cruz. Según el censo de 2007, el distrito de Hualgayoc tiene un total de 16845 habitantes y una superficie de 219 km<sup>2</sup>.

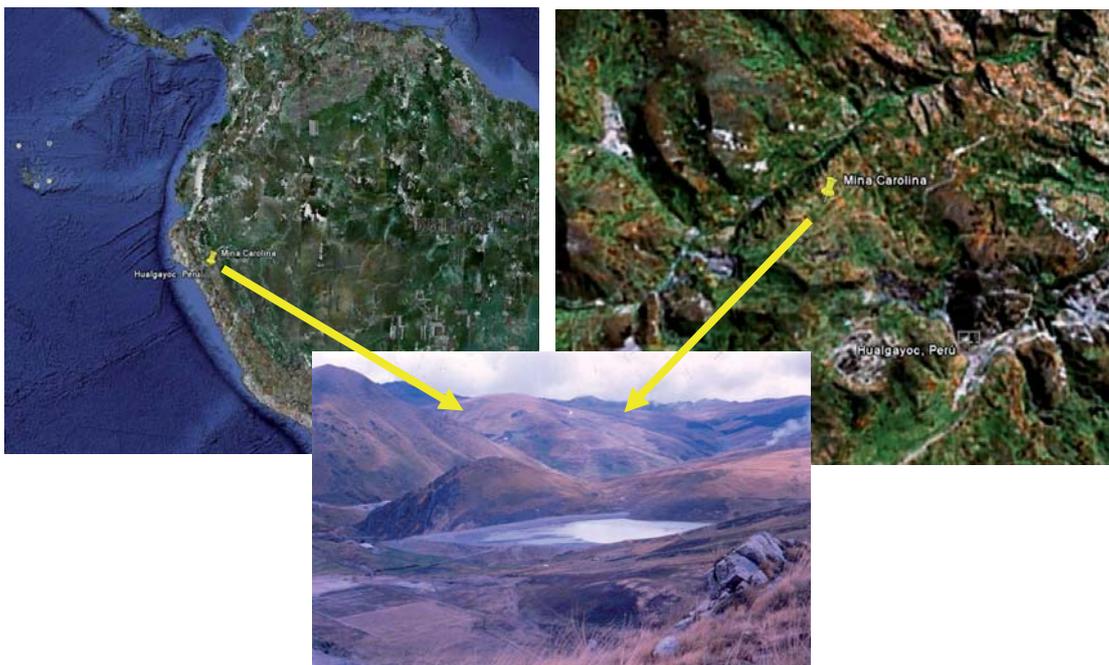
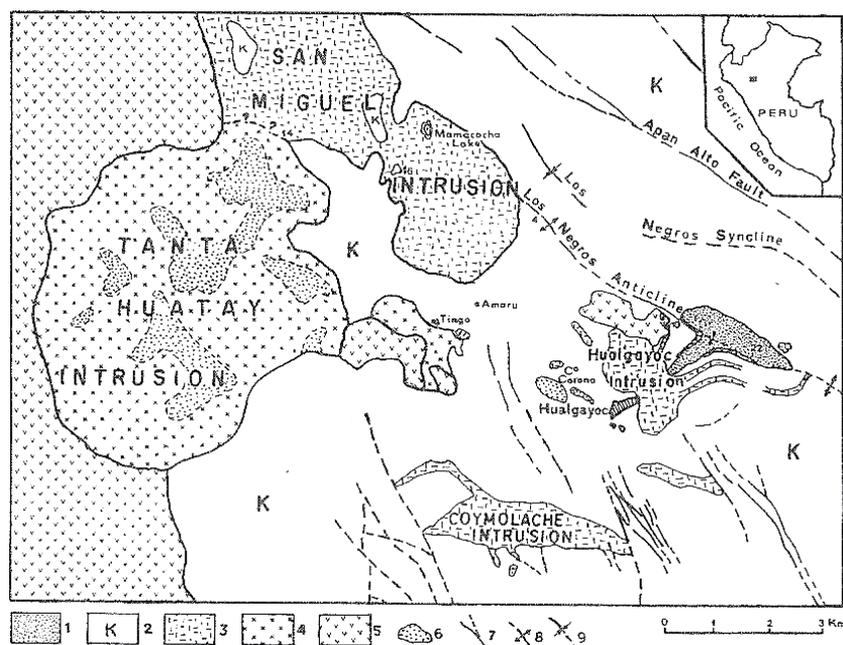


Figura 1. Situación geográfica de la zona de estudio (Fotografía cedida por el Dr. J. Bech)

### 1.1.2 Marco Geológico

La Cordillera Occidental está principalmente compuesta de rocas cretácicas sedimentarias tanto las de origen clástico como calizas y margas. En la vertiente pacífica de la Cordillera Occidental afloran rocas intrusivas del Cretácico al Paleógeno que se componen principalmente de tonalita, granodiorita y diorita, que conforman el denominado "Batolito andino". En la parte occidental se distribuyen ampliamente rocas efusivas del Cretáceo superior al Terciario y las volcánicas efusivas cuaternarias. Las rocas sedimentarias de la Cordillera Occidental presentan fuertes plegamientos, producidos durante la orogenia terciaria, cuyos ejes axiales presentan una dirección NO-SE en el sur del área del estudio, cambiando a dirección N-S en el norte. Estructuralmente, es importante destacar la falla regional de rumbo andino, Sallique, la cual habría servido de conducto para las manifestaciones ígneas del Terciario en esta región (Figura 2).



**Figura 2.** Esquema geológico del distrito de Hualgayoc.

Símbolos: 1 sedimentos clásticos del Aptiense, 2 calizas (Albiense-Turonense), 3 pórfido cuarzo diorítico, 4 pórfido granodiorítico, 5 rocas volcánicas, 6 afloramientos silíceos, 7 fallas, 8 anticlinal, 9 sinclinal.

El distrito minero de Hualgayoc, consiste en estratos calcáreos del Albiense al Turoniense (Cretácico), con intrusiones de stocks, sills y diques de composición básica a intermedia (Canchaya, 1990). La mineralización está ligada a la actividad ígnea extrusiva que originó alteración hidrotermal con silicificación en los cuerpos intrusivos en la roca de contacto. La asociación mineralógica en el área principalmente es de: a) enargita-calcopirita-tennantita y b) esfalerita-galena-calcopirita. La mineralización aurífera-volcánica es producto de procesos de oxidación en los cuellos volcánicos y series volcánicas bajas que tuvieron alteración hidrotermal dando lugar a un proceso de lixiviación supergénica (Ministerio de Energía y Minas de Perú, 2006). Por sus características geométricas y mineralógicas, el manto de la mina Carolina se caracteriza por mineralizaciones en forma de cuerpos masivos, lenticulares, acumulaciones concordantes y pequeñas vetas. El manto está compuesto principalmente por pirita, esfalerita y galena. La mina, además, es rica en plata en las intersecciones de las vetas (Canchaya, 1990).

### 1.1.3 Marco Climático

Para analizar el marco climático se tomó como referencia la estación meteorológica de Hualgayoc (estación Weberbauer, ubicada a 7°7'S, 78°27'W y 2621 m).

Hualgayoc tiene un clima tropical de montaña, con temperaturas templadas. Las temperaturas promedio mínimas y máximas no varían mucho durante el año y la diferencia de temperatura diurna es alrededor de 10°C. Los Andes Cajamarquinos son semi-áridos. Hualgayoc es el punto limítrofe entre los Andes secos del sur y los Andes húmedos de Ecuador y Colombia. Hay una estación definida de lluvias que se presenta desde septiembre/octubre hasta abril (figura 3). Las precipitación media es de 710 mm/año y el promedio de T° anual es de 14°C.

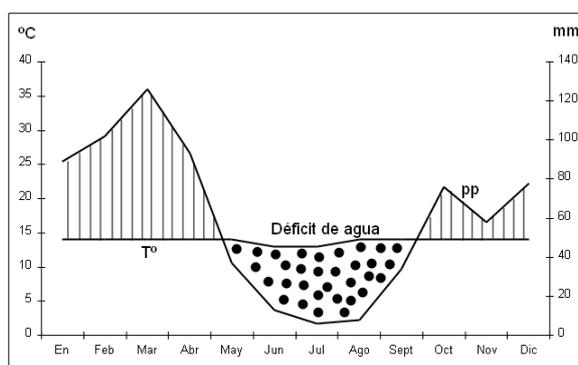


Figura 3. Climatograma de la zona de estudio de la mina Huagayoc Estación Weberbauer, Cajamarca

### 1.1.4 Vegetación

En el territorio se diferencian claramente las siguientes regiones fitogeográficas (Llatas-Quiroz y López- Mesones (2005):

- El bosque seco Montano Bajo Tropical (bs-MBT)
- El bosque húmedo Montano Bajo Tropical (bh-MBT)
- El bosque muy húmedo Montano Bajo Tropical (bmh-MBT), se extiende desde los 2250 hasta los 3000 m
- La jalca, región a la cual pertenece nuestro estudio, se ubica por encima de los 3000 m, se caracteriza por la presencia de manantiales, puquios, lagunas, picos, pequeños

rodales de arbustos y el césped de Poáceas cuyo prototipo es *Stipa ichu* como predominante poblacional.

La actividad minera de la mina Carolina ha modificado sustancialmente la vegetación natural por una ligeramente degradada a muy degradada con comunidades aisladas, principalmente desarrollada a orillas de los ríos, caminos y cercos (figura 4).



Figura 4. Pajonal de gramíneas alrededor de la mina Carolina (Fotografías cedidas por Dr. J. Bech)

Destacan plantas de la familia Asterácea como *Bidens*, *Sonchus*, *Senecio* sp, y también especies arbustivas como *Plantago orbignyana* y *Baccharis latifolia* (figura 5).

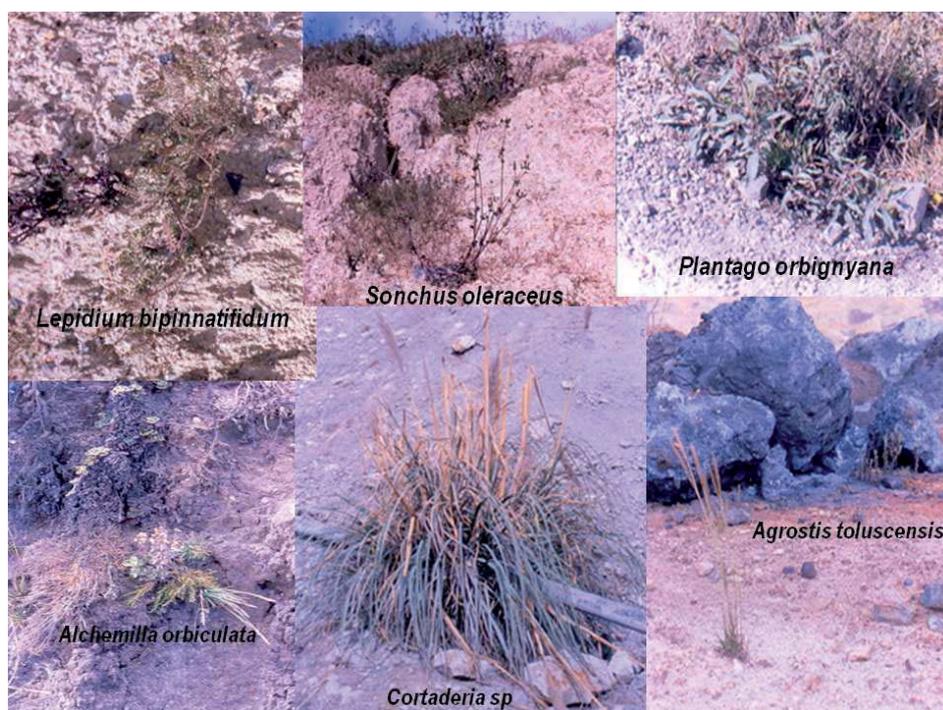


Figura 5. Vegetación crecida espontáneamente alrededor de la mina Carolina (Fotografías cedidas por Dr. J. Bech)

### 1.1.5 Especies espontáneas recolectadas en la prospección

En la zona de Hualgayoc se recolectaron 167 plantas, pertenecientes a 25 especies correspondientes a 8 familias botánicas, de las cuales las más representativas fueron las Asteráceas (Compuestas) seguido por las Gramíneas.

**Tabla 4.**  
Presencia de familias botánicas alrededor de la mina Carolina

Familia	Nº de especies
Asteraceae	12
Gramineae	5
Leguminoseae	3
Caryophyllaceae	1
Onagraceae	1
Plantaginaceae	1
Brassicaceae	1
Rosaceae	1

Las especies analizadas fueron seleccionadas de acuerdo a su vigor y a su presencia en los sitios muestreados, se resumen en la tabla 5.

**Tabla 5.**  
Presencia de la flora espontánea alrededor de la mina Carolina analizada en este estudio

Especie	Familia	Sitios de muestreo				
		Hc0	Hc1	Hc4	Hc8	Hc9
<i>Bidens triplinervia</i>	Asteraceae	X		X		
<i>Senecio</i> sp	Asteraceae	X			X	
<i>Sonchus oleraceus</i>	Asteraceae		X			X
<i>Baccharis latifolia</i>	Asteraceae	X			X	
<i>Plantago orbignyana</i>	Plantaginaceae	X			X	
<i>Lepidium bipinnatifidum</i>	Brassicaceae					X

i) *Bidens triplinervia* Kunth (nombre común: acahual cimarrón o acetilla)



Figura 6. *Bidens triplinervia* crecida alrededor de la mina Carolina

Esta especie pertenece a la familia de las Asteráceas (figura 6). Es una especie de altas montañas que frecuentemente se encuentra entre los 3000 y 4000m. Está distribuida desde Chihuahua y Nuevo León (México), hasta América del Sur, a través de toda América Central (Nash y Williams, 1976).

ii) *Senecio* sp



Figura 7. *Senecio* sp crecida alrededor de la mina Carolina

*Senecio* es un género perteneciente a la familia Asteraceae de gran difusión en Sudamérica. Se ha encontrado desde el desierto hasta los Andes (figura 7). Está representado por 180 especies, muchas de las cuales son endémicas y de limitada distribución geográfica (Beltran, 2002).

iii) *Sonchus oleraceus* L (nombre común, “cerraja”).



Figura 8. *Sonchus oleraceus* crecida alrededor de la mina Carolina

Esta especie corresponde a la familia de las Asteraceas (figura 8). Se puede encontrar en un amplio rango de hábitats (McWilliams, 2004); por ejemplo, en suelos húmedos, bosques, suelos cultivados o incluso en lugares con residuos. Está presente en suelos a partir de los 200 o 3300 metros de altura y es una especie nativa del viejo mundo, pero naturalizada como mala hierba en muchas partes de América (Williams, 1976).

iv) *Baccharis latifolia* L (nombre común, “chilca”)



Figura 9. *Baccharis latifolia* crecida alrededor de la mina Carolina

Esta especie pertenece a la familia Asteraceae. Es un arbusto pubérulo, abundante en zonas de altura de Sudamérica, especialmente en Ecuador, Argentina, Uruguay y Chile (figura 9). Pertenece al grupo de las plantas resinosas y es una especie utilizada con fines medicinales (Pillco y Rodrigo, 2005).

v) *Plantago orbignyana* Steinheil (nombre común, “Llanti-llanti”)



Figura 10. *Plantago orbignyana* crecida en la mina Carolina

Esta especie, perteneciente a la familia Plantaginaceae, se ha encontrado en los Andes de Ecuador, Perú, Bolivia y en el Noroeste argentino, a una altura entre 3000-4500m (figura 10). (Tolaba y Fabroni, 1998). Esta especie ha sido usada desde tiempos ancestrales como una planta de tipo medicinal.

vi) *Lepidium bipinnatifidum* Desv (nombre común, “mostacilla”)



Figura 11. *Lepidium bipinnatifidum* crecida alrededor de la mina Carolina

Pertenece a la familia Brassicaceae. Según Monsalve y Cano (2003) ésta especie se encuentra con frecuencia en áreas alteradas por la actividad del hombre, en bordes de caminos o eventualmente entre arbustos o pastizales que crecen sobre las laderas rocosas, hasta sobre los 4500 msnm (figura 11).

## 1.2 Provincia de Tarragona (España)

La zona de estudio situada en la Cordillera Costero Catalana corresponde a la mina de Les Masías, la cual fue una mina de cobre que data de tiempos romanos y actualmente se encuentra abandonada.

### 1.2.1 Marco Geográfico

Poblet está situado en el término municipal de Vimbodí, dentro de la comarca de la Conca de Barberà, en el sur catalán. Sus coordenadas Universal Transversal de Mercator (UTM) son las siguientes: E (x) 340338.0600 m; N (y) 4582421.38000 y altura (545,454). El sector estudiado se enmarca dentro de la zona SW de la Serralada Costera Catalana, que se extiende paralelamente a la costa mediterránea, en el límite con la depresión del Ebro.

La zona corresponde al antiguo yacimiento minero “Les Masies”, que en la actualidad se encuentra abandonado, próximo a la zona residencial que rodea al histórico monasterio de Poblet, propiedad de los monjes cistercienses. Muy cerca de la mina se encuentran diferentes *masies*, y casas rurales para el turismo rural y de montaña (Figura 12).

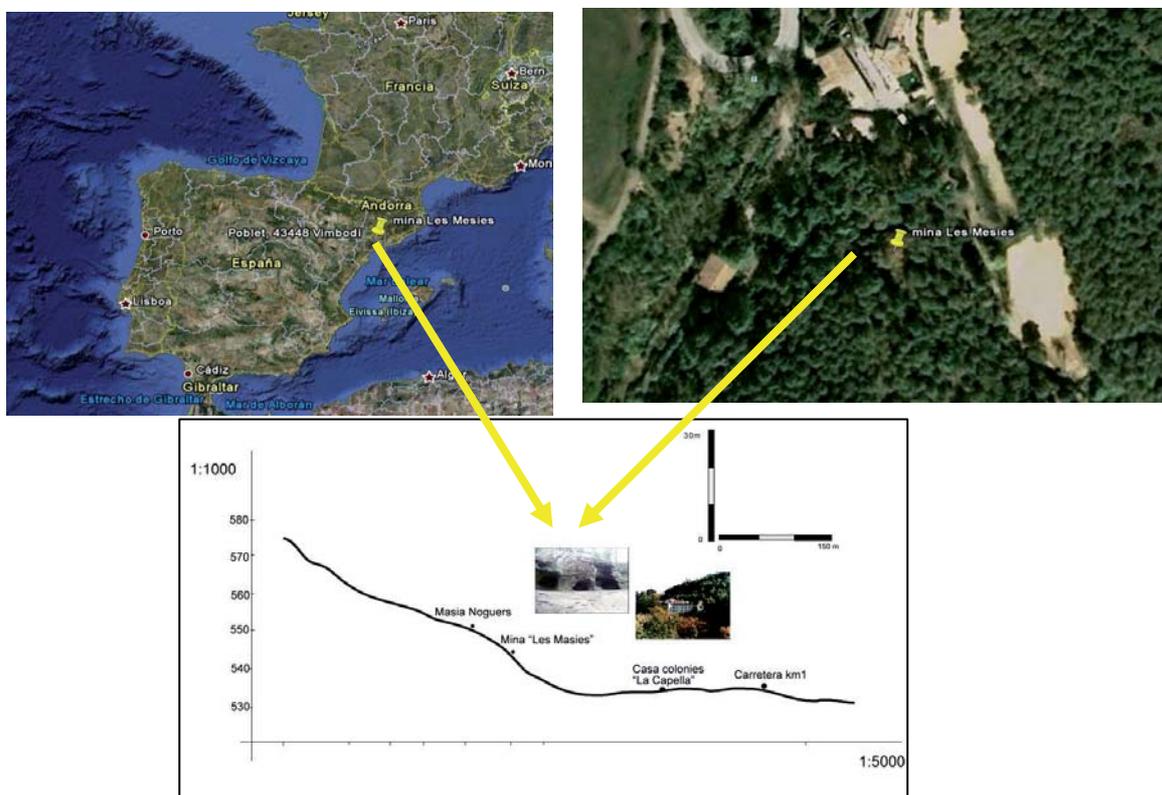


Figura 12. Situación de la zona de estudio de la mina Les Masies

### 1.2.2 Marco Geológico

Esta zona se caracteriza por presentar afloramientos paleozoicos importantes y una potente cobertura mesozoica, afectados por la fracturación alpina NE-SW. El macizo de Prades es uno de los bloques elevados de la Cordillera Prelitoral, separado de los macizos de Miramar y el Priorat por fallas transversales, de la depresión del Valles-Reus por la falla longitudinal del Campo de Tarragona y de la depresión del Ebro por un contacto compresivo.

Los materiales del macizo de Prades, en el sector de estudio, están formados por rocas plutónicas y metamórficas. Las rocas metamórficas están constituidas por materiales del Silúrico, Devónico y Carbonífero. Los materiales silúricos se caracterizan por una serie de pizarras ampelíticas finamente bandeadas con interposiciones locales de capas finas y más espaciadas de sulfuros de hierro. Locamente se han descrito cuarcitas. Los materiales del Devónico, más ricos en carbonatos, presentan colores grises o verdosos con tonalidades claras. Por encima estratigráficamente se encuentran la potente serie de areniscas con intercalaciones de liditas, calizas y algunos bancos de conglomerados del Carbonífero. Las rocas plutónicas son cuerpos intrusivos granodioríticos con diques graníticos y cuarcíticos (Anadon et al., 1981).

Al SE de las Masies de Poblet, en el barranco de St Bernat se encuentran dos mineralizaciones: las mineralizaciones de sulfuros de hierro en estratos y las diseminaciones en pórfidos (*Pb, Zn, Cu, W, Fe y As*) del tipo las Masies de Poblet (Melgarejo, 1987). La oxidación de los niveles de sulfuros de hierro de las ampelitas silurianas, especialmente ricas en la unidad de Poblet, dan lugar gracias a procesos de oxidación, a los óxidos de hierro. Sobre estos óxidos se realizaron las pequeñas explotaciones mineras (Melgarejo, 1987). La mineralogía descrita es básicamente pirita y marcasita en forma de nódulos de dimensiones milimétricas a decimétricas, que frecuentemente muestran fenómenos de cristalización radial o de evolución hacia cristales idiomórficos. Son frecuentes, también, los niveles de sulfuros, de escaso espesor, compuestos de granos milimétricos y plegados. La mineralización fue previa a la esquistosidad, tal y como muestra la adaptación de la esquistosidad a la mineralización y el desarrollo de abundantes sombras de presión (Melgarejo, 1987).

En conexión con las mineralizaciones de sulfuros de *Fe*, aparecen diques de pórfidos que cortan a las anteriores y que presentan enriquecimientos en diversos metales. El mineral más abundante es la pirrotina acompañada de pirita, arsenopirita, esfalerita, galena, calcopirita, scheelita (Melgarejo, 1987). El contenido de metales es siempre bajo, y éstos se pueden encontrar: a) finamente dispersos en diseminaciones muy finas en la matriz

(principalmente pirrotina y pirita); b) como granos dispersos; c) reemplazando silicatos máficos o d) llenando cavidades (figura 13).

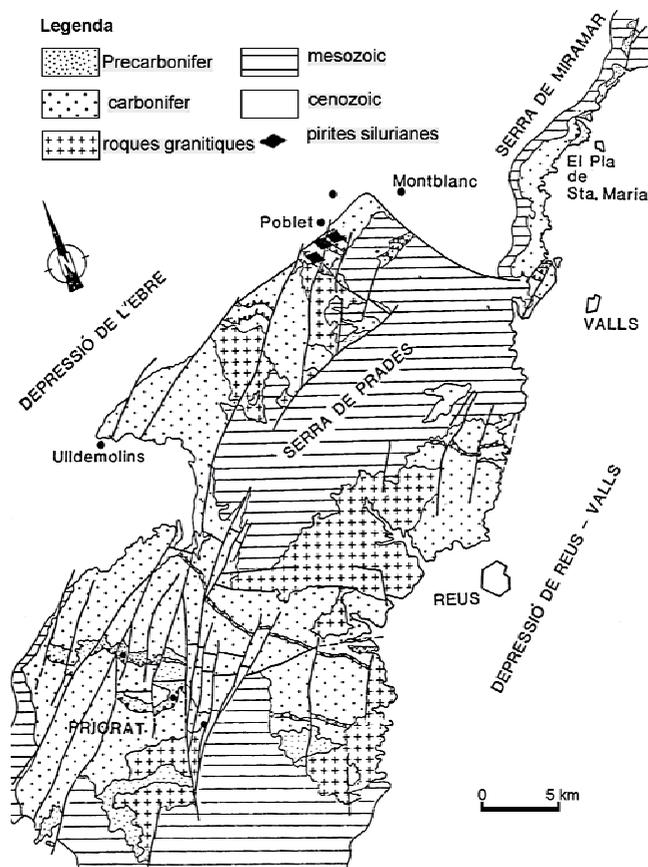


Figura 13. Esquema geológico de la zona de estudio. Melgarejo, 1987.

### 1.2.3 Marco Climático

La Conca del Barberà se encuentra en la zona de clima mediterráneo continental seco, en transición con el mediterráneo prelitoral sur. La temperatura media anual es de 14,5°C y la precipitación anual (24h) es escasa alcanzando un promedio de 37,4 mm anual, dándose los máximos en los equinoccios, mientras que los mínimos se registran mayoritariamente en el invierno y en los meses de julio y agosto. El promedio de precipitación anual es de 403 mm. Los meses de déficit de agua se concentran entre los meses de junio y septiembre (figura 14).

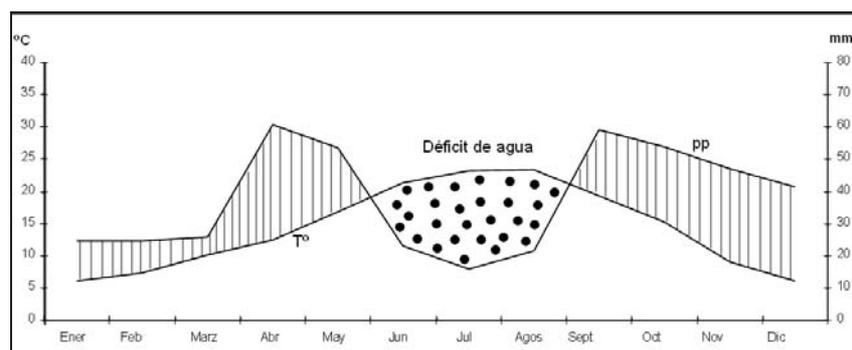


Figura 14. Climatograma de la zona de estudio de la mina Carolina Estación Meteorológica de L'Espluga de Francolí (Generalitat de Catalunya) (media de 15

### 1.2.4 Vegetación

La vegetación de la zona corresponde a bosques esclerófilos, perteneciente a la región biogeográfica mediterránea. El paisaje es de tierra baja y posee un estado de vegetación basal, característico entre los 0 a 1000 m de altura.

La comunidad vegetal pertenece a un encinar litoral o típico (*Viburno-Quercetum ilicis* = *Quercetum ilicis galloprovinciale*). En el estrato arbóreo predominan las especies *Quercus ilex subsp. ilex* (encina), *Pinus halepensis* y *Pinus pinea*. En el estrato arbustivo alto *Viburnum tinus* (duraznillo) mientras que en el Estrato arbustivo bajo predominan *Ruscus aculeatus*, *Asparagus acutifolius* y *Hedera hélix*. En el estrato herbáceo se puede encontrar *Asplenium adiantum-nigrum*, *Viola alba*, *Rubia peregrina* y *Dactylis glomerata*, entre otras (figura 15).



Figura 15. Especies espontáneas crecidas alrededor de la antigua mina les Masies

### 1.2.5 Especies espontáneas recolectadas en la prospección

En las muestras procedentes de Poblet, se recolectaron un total de 169 plantas, pertenecientes a 13 especies correspondientes a 12 familias botánicas, dentro de las cuales las más representativas fueron las Liliaceae (Tabla 6).

**Tabla 6.**  
Presencia de familias botánicas alrededor de la mina Les Masies

Familia	Nº especies
Liliaceae	2
Araliaceae	1
Aspleniaceae	1
Asteraceae	1
Caprifoliaceae	1
Ciperaceae	1
Cistaceae	1
Crassulaceae	1
Gramineae	1
Leguminoseae	1
Polypodiaceae	1
Rubiaceae	1

Sin embargo, para el análisis se ha optado por aquellas plantas que presentaban suficiente material vegetal y que fueran representativas en relación con el nivel de contaminación de cada suelo (Tabla 7).

**Tabla 7.**  
Presencia de la flora espontánea alrededor de la mina Les Masies analizada en este estudio

Especie	Familia	Pb1	Pb2	Pb3	Pb4	Pb5	Pb6	Pb7	Pb8	Pb9
<i>Polypodium vulgare</i>	Polypodeaceae	X	X	X				X		
<i>Ruscus aculeatus</i>	Liliaceae				X	X				
<i>Viburnum tinus</i>	Caprifoliácea		X	X	X				X	
<i>Rubia peregrina</i>	Rubiácea			X			X			
<i>Cistus salvifolius</i>	Cistaceae									X
<i>Dactylis glomerata</i>	Graminaceae						X	X	X	

i) *Polypodium vulgare* L. (nombre común “Polipodio”)



Figura 16. *Polypodium vulgare* crecida alrededor de la mina Les Masies

Pertenece a la familia Polypodeaceae. Es un helecho de rizoma reptante con escamas de unos 3-6 mm (figura 16). Esta especie es nativa de Europa, África y este de Asia. Se puede encontrar en roquedos y muros de materiales ácidos en lugares umbrosos. También como epífito sobre otras plantas. *Polypodium vulgare* ha sido usada desde tiempos ancestrales en Europa como una planta medicinal, tiene efectos laxantes y también se usa para las afecciones de las vías respiratorias (European Medicines Agency. (2008).

ii) *Ruscus aculeatus* L (Nombre común Rusco, Acebillo, Brusco, Acebo menor, Arrayán salvaje)



Figura 17. *Ruscus aculeatus* crecida alrededor de la mina Les Masies

Esta especie pertenece a la familia Liliaceae (figura 17). Es una planta nativa de la región mediterránea y oeste de Europa, aunque de amplia distribución en otras latitudes (Irán, India, Azores, etc). Pequeño arbusto que se caracteriza porque ha sustituido las hojas por ramas aplanadas que parecen hojas (cladodios), las auténticas hojas son pequeñas escamas muy poco aparentes. Sus hojas son de carácter perenne y en muchos lugares se cultiva por su valor ornamental. Esta especie ha sido usada como una planta medicinal. Posee propiedades antiinflamatorias y diuréticas. Según García-Gonzales y Eckstein (2003), esta especie es un indicador termófilo.

- iii) *Viburnum tinus* L (nombre común: laurentina, laurentino, barbadija, duraznillo, guiyombo, laurel salvaje)



Figura 18. *Viburnum tinus* crecida alrededor de la mina Les Masies

Ésta especie corresponde a un arbusto. Tiene hojas opuestas, grandes y anchas, relativamente duras y brillantes por el haz; el margen de las hojas es entero y suavemente pubescente (figura 18). Es una planta de zonas sombrías y húmedas, propia de los encinares o de zonas donde han existido estos árboles. Es una planta mediterránea-septentrional.

- iv) *Rubia peregrina* L (nombre común: Roseta)



Figura 19. *Rubia peregrina* crecida alrededor de la mina Les Masies

Es una especie mediterránea perteneciente a familia Rubiaceae (figura 19). Es perenne, de 0,3 a 2m de altura. Sus hojas son ampliamente lanceoladas dispuestas en verticilos de 4-6. Las flores, son de un color verde-amarillento. Esta planta también es usada por sus propiedades medicinales, debido a su efecto diurético. Según García-Gonzales y Eckstein (2003), esta especie es un indicador termófilo.

- v) *Dactylis glomerata* L (nombre común “dactilo, alkebelarra”)



Figura 20. *Dactylis glomerata* crecida alrededor de la mina Les Masies

Esta especie, pertenece a la familia Gramineae y específicamente a la subespecie hispánica (figura 20), propia de la zona mediterránea (Ardouin *et al.*, 1984). Según Saw *et al.*, 1984, *D. glomerata* ha sido raramente encontrada en suelos contaminados con metales pesados y se asocia principalmente a suelos profundos y ricos en materia orgánica, siendo calificada como una especie de restringida microdistribución y con un estricto requerimiento nutricional (Baker, 1987).

- vi) *Cistus salvifolius* L (nombres comunes: “Chocasapos. Jaguarzo morisco. Jaguarzo vaquero. Jara estepa. Jara negra. Juagarza. Tomillo blanco”)



Figura 21. *Cistus salvifolius* crecida en la mina Les Masies

Pertenece a la familia Cistaceae (figura 21). Corresponde a una especie mediterránea, sus hojas son redondeadas, de color verde oscuro, no viscosas como pasa en *Cistus monspeliensis*, que también tiene flores de color blanco. Esta especie es usada como planta con fines medicinales.

## 2. METODOS

### 2.1 Muestreo de Suelo

Se recolectó aproximadamente 2 kg de cada muestra de suelo, del mismo sitio en donde fueron recolectadas las plantas (PB1 a PB9 y Hc0 a Hc9) a una profundidad entre 0 y 20 cm, en el caso de las muestras procedentes de Hualgayoc se tomó una sub-muestra de 200 g para facilitar el transporte aéreo desde Perú a Barcelona.

Las muestras de suelo fueron secadas en bandejas de papel en condiciones ambientales en el interior del laboratorio (Figura 22) durante aproximadamente 2 semanas, posteriormente fueron tamizadas en tamices de plástico a 2 mm y luego molidas con un mortero de ágata.



Figura 22. Preparación de las muestras de suelo para su análisis

### 2.2 Muestreo de Plantas

Se eligió el muestreo dirigido según diferentes criterios expuestos por Bech et al., (2002), entre los que se consideró: cobertura vegetal, color del suelo y textura, síntomas de fitotoxicidad, distancia de la mina y dirección predominante del viento. Para el análisis se han elegido las plantas basándose en los siguientes criterios 1) alta cantidad de biomasa, 2) distribución amplia en la zona de la cual proceden y 3) que posean bajos requerimientos de nutrientes y 4) no presencia de síntomas de fitotoxicidad, características esenciales para su uso en fitorremediación (Deng et al., 2004).

*Preparación de las muestras*

Cada planta fue lavada cuidadosamente procurando no producir daños en sus estructuras. Luego se depositaron en bandejas con agua para eliminar los restos de tierra. Posteriormente se lavaron con agua corriente limpiando suavemente con un pincel evitando dañar las raíces, y se enjuagaron dos veces con agua destilada. Una vez limpias se secaron colgadas en cuerdas y fueron identificadas (Figura 23).



Figura 23. Preparación de la muestras de plantas para su análisis

Al cabo de una semana, las plantas se colocaron entre hojas de papel de filtro debidamente identificadas de acuerdo a su especie y procedencia. Este paso se repitió 3 veces para eliminar el exceso de humedad. Posteriormente fueron puestas en una estufa a 60°C durante 4 días y se molieron con mortero de ágata para su análisis, separando la raíz de la parte aérea de cada planta como muestra independiente (Figura 24).



Figura 24. Triturado de las muestras de plantas

## 2.3 Análisis Químico

### 2.3.1 Suelo

Sobre la tierra fina (<2mm) se determinaron, en la Unidad de Investigación de suelos, Residuos y Medio Ambiente de la Universidad de Valencia, los siguientes parámetros convencionales: granulometría, conductividad eléctrica (CE), carbonato cálcico equivalente, porcentaje de *N*, *C* y *S* y el contenido total de *Al*, *As*, *Ba*, *Co*, *Cr*, *Cu*, *Fe*, *Li*, *Mn*, *Ni*, *Pb*, *Se*, *Sr*, *Ti*, *V* y *Zn*.

#### 2.3.1.1 Granulometría

El contenido de arena, limo y arcilla se determinó con el método de Bouyoucos que analiza la distribución del tamaño de partículas en suelos mediante la densidad de la solución de sedimentación por un hidrómetro calibrado. Este análisis se basa en la ley de Stokes que se calcula la velocidad de caída de las partículas en función de su densidad, de su tamaño, de su viscosidad y densidad del líquido. Se precisa, por tanto, que las partículas que componen el suelo estén suspendidas en una solución acuosa.

#### Procedimiento

Se pesó 40g de suelo y se añadió 100 mL de solución calgón (hexametáfosfato sódico ( $\text{NaPO}_3$ )<sub>6</sub>), se dejó empapar por 10 min. y se transfirió al recipiente de la batidora, luego se añadió agua destilada hasta la mitad de recipiente y se batió durante 5 min. Posteriormente se transfirió a una probeta enrasando con agua destilada hasta 1000 mL, se agitó con varilla agitadora y se introdujo el densímetro, se tomó la lectura a los 30'', 1', 3', 480' y 1335', en el blanco se midió con densímetro y termómetro.

#### Cálculo

Con las lecturas, se obtuvo el diámetro que se corrigió en función del tiempo, la temperatura, y el peso (%)

$$\%Pi = \left( \frac{Li - Lo}{Ps} \right) \times 100$$

donde: *Li* = lectura muestra, *Lo*= lectura blanco, *Ps*= peso seco muestra

Con estos antecedentes (peso y diámetro se hace una clasificación de la granulometría y se obtuvieron los porcentajes de arena, limo y arcilla).

### 2.3.1.2 Carbono orgánico (Materia Orgánica)

Se determinó con el método de Walkley y Black, cuyo objetivo se basa en cuantificar uno de los constituyentes más importantes de la materia orgánica, el carbono orgánico (CO). Este método tiene como principio la oxidación de CO con dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7, 1N$ ) en medio ácido ( $H_2SO_4$ ), y posteriormente una valoración del exceso de ácido crómico formado por retroceso con disolución de sal ferrosa (sal de Mohr,  $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ ), aprovechando el calor de disolución ocasionada por el  $H_2SO_4$ . La reacción consiste básicamente en una oxidación del carbono orgánico, que pasa a formar dióxido de carbono.

#### Procedimiento

Se pesaron cantidades de suelos diferentes, entre 1 y 0,25 g, según el contenido de materia orgánica presente en el suelo ya que algunas muestras alcanzaron valores superiores al 20% (USDA, 1996) y se depositaron en un elenmeyer de 125 mL. Luego se añadió la cantidad correspondiente según el peso de  $K_2Cr_2O_7$  y  $H_2SO_4$  y se dejó reposar por 30'. Posteriormente se añadió 100 mL de agua destilada, 10 mL de  $H_3PO_4$  y 5 gotas de difenilamina. Finalmente se valoró con sal de Mohr, 0.5 N, midiendo el punto de equivalencia que se indica por el viraje de difenilamina (indicador redox) expresado en el punto exacto del cambio de color de un marrón rojizo a un verde azulado intenso. Se realizaron dos medidas de cada muestra en dos réplicas, y dos blancos.

#### Cálculo

Con la valoración del viraje del blanco y de la muestra se obtiene el contenido de CO (%) según la siguiente fórmula:

$$\%CO = \left( \frac{\text{blanco} - \text{muestra}}{\text{blanco} \times \text{peso}_{\text{muestra}}} \right) \times 3,896$$

Se considera que la materia orgánica contiene un promedio de 58% de CO, el contenido de materia orgánica es:

$$\%MO = \%CO \times 1,724$$

### 2.3.1.3 pH

El pH es una valoración de la cantidad de  $[H^+]$  en la disolución que se forma al poner una determinada cantidad de agua destilada en contacto con una cantidad de suelo. Mide en escala logarítmica y representa el logaritmo negativo de la concentración de los iones hidrógeno en disolución, expresado en moles/L ( $pH = -\log [H^+]$ )

#### Procedimiento

Se añadió 25 mL de agua destilada en (relación suelo: agua 1:2,5), se removió durante 5 minutos y se deja reposar por 30 minutos. Se agita nuevamente durante 1 minuto y se introduce el electrodo para obtener la lectura (norma UNE 77305). Se realizaron dos medidas de cada muestra en dos réplicas.

### 2.3.1.4 Conductividad eléctrica (CE)

Indica la salinidad y concentración de elementos en la solución del suelo, se valoró en una relación suelo agua de 1/5.

#### Procedimiento

Se pesó 20 g de suelo y se introdujo en una botella de agitación, se le agregó 100 mL de agua destilada y se agitó durante 30 minutos, posteriormente se filtró con un embudo y papel filtro. Luego se extrajo una alícuota y se dispuso en un vaso para su medición con un conductímetro. La medida se comparó con una solución tampón con cloruro potásico a la misma temperatura (25°C), el resultado se expresó en dS/m.

### 2.3.1.5 Carbonato Cálcico equivalente

Este método volumétrico que se basa en la reacción del carbonato del suelo con el ácido clorhídrico (HCl, 50%), y se midió en un calcímetro, el cual mide el volumen de gas desprendido en la reacción.

#### Procedimiento

Se pesó de 0,5 a 1 g de tierra fina, se anotó el peso de la muestra y se dispuso en un tubo para la medición, posteriormente en un tubo de ensayo de 5 mL se colocó HCl, tanto el ácido como el tubo se colocaron al interior del tubo de medición evitando que se derrame el

ácido, luego se conectó el tubo de medición al calcímetro y se abre la llave de este, se ajusta el nivel del dispositivo móvil con el de la bureta anotando la medida del nivel inicial ( $L_o$ ), posteriormente se vuelca el tubo de la muestra y se agita para favorecer el ataque del ácido y se debe mantener el mismo nivel del dispositivo móvil con el nivel del líquido, cuando éste se mantiene estacionario se deja de agitar y se toma la lectura final ( $L_f$ ), el resultado se expresa como la cantidad equivalente de  $\text{CaCO}_3$ .

Para la realización del blanco se repite lo mismo, pero en vez de la muestra de suelo se le agrega 0,2 g de carbonato cálcico (norma UNE 77317).

### Cálculo

$$\% \text{ carbonatos} = \left( \frac{L_m \times p'}{L_b \times p} \right)$$

$$\text{Donde: } L_m = L_f - L_o \\ L_b = L_f' - L_o'$$

*L<sub>m</sub>*=lectura muestra, *L<sub>f</sub>*= lectura final muestra, *L<sub>o</sub>*=lectura inicial muestra, *L<sub>b</sub>*=lectura blanco, *L<sub>f</sub>*'=lectura final blanco, *L<sub>o</sub>*'=lectura inicial blanco, *p*=peso muestra, *p*'= peso blanco.

#### 2.3.1.6 *Análisis elemental (% N, C y S)*

Se basa en la combustión de las muestras en condiciones óptimas para ello ( $T = 950\text{-}1100^\circ\text{C}$ , atmósfera de oxígeno puro) para convertir los elementos analizados (N, C, S) en gases simples ( $\text{N}_2$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ), estos gases después de ser separados son medido en un sistema de microprocesador. Se utilizó el autoanalizador elemental mediante (EA 1110 CNHS; CE Instruments, Milan, Italia).

#### 2.3.1.7 *Contenido de Metales Pesados*

Se analizó el contenido total de *Al, As, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Se, Sr, Ti, V* y *Zn*, mediante el método EPA 3052.

### Proceso de extracción

Se añadió a las muestras de suelo trituradas 9 ml de ácido nítrico, 1 ml de peróxido de hidrógeno (30%), 3 ml de ácido hidrofúrico, 2 ml de ácido clorhídrico y 5 ml de agua desionizada. Posteriormente se digirieron en el microondas (CEM, Mars 5) a  $200^\circ\text{C}$  por 20

minutos. Una vez que las muestras alcanzaron la temperatura ambiente, se añadieron 30 ml de ácido bórico (4%) y se calentó al microondas a 170°C por 5 minutos. Este último paso fue realizado para eliminar el ácido hidrofúrico formando ácido tetrafluorobórico, debido a que el ácido hidrofúrico daña el vidrio usado en el ICP.

### Obtención de los valores

El *Se*, fue determinado mediante Espectrometría de fluorescencia atómica con generación de Hidruros (GH – AFS) empleando un equipo PSA Millenium Excalibur 10055. El resto de los elementos (*Al, As, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Sr, Ti, V* y *Zn*) fueron determinados mediante Espectrometría de Emisión Óptica con fuente de plasma acoplado, ICP – OES, Perkin Elmer Optima 5300 DV (Norwalk, CT, EEUU). Los límites de determinación para cada elemento fueron: *Al* (0,08); *Ba* (0,02); *Cr* (0,11); *Cu* (0,4); *Fe* (0,07); *Li* (0,07); *Mn* (0,03); *Ni* (0,1); *Pb* (11); *Se* (6); *Sr* (0,03); *Ti* (0,09); *V* (0,05) y *Zn* (0,07).

### Valoración del Método

Para comprobar la eficacia del método se incluyó en los ensayos el material de referencia CRM 044-050, certificado por el Community Bureau of Reference de la comisión de la CE. El contenido total de metales pesados fue expresado en peso del elemento por peso de suelo ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ).

#### **2.3.2 Plantas**

Las plantas fueron analizadas mediante el método ICP-MS (Espectrometría de Masas con fuente de Plasma Acoplado) en la Universidad Autónoma de Barcelona en donde se realizó el proceso de extracción y en el Servicio Científico Técnico de la Universidad de Barcelona, donde se procedió a la lectura.

##### *2.3.2.1 Contenido de Metales Pesados*

Se analizó el contenido de *Al, As, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Se, Sr, Ti, V* y *Zn*, mediante el método *ICP-OES* (espectroscopia de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente) Los límites de detección de estos elementos fueron: *Al* (0,1); *As* (0,1); *Ba* (0,02); *Cr* (0,02); *Cu* (0,02); *Fe* (0,02); *Li* (0,02); *Mn* (0,02); *Ni* (0,02); *Pb* (0,1); *Se* (0,1); *Sr* (0,05); *Ti* (0,02); *V* (0,05) y *Zn* (0,02).

### Proceso de extracción

Se pesó alrededor de 0,1 g de cada muestra, con 3 repeticiones por muestra, por lo que se obtuvo un total de 66 muestras, a las cuales además se agregaron 4 blancos.

A cada muestra se le añadió 5 ml de ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) al 69% y 2 ml de agua oxigenada ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) al 30% y se colocó en el microondas (Microwave Digestión System O·I· Analytical, figura 19).

Una vez finalizada la digestión, las muestras se enrasaron con agua miliQ, dentro de la cámara de flujo laminar (figura 25). En frascos de plásticos se procede a la dilución de la muestra 1:5 (se extrajo 2 ml de la muestra y se agregó 8 ml de agua miliQ) en donde el  $\text{HNO}_3$  pasó de una concentración de 10% a 2%.



**Figura 25.** Microwave Digestión System O·I· Analytical y Cámara de Flujo laminar (Universidad Autónoma de Barcelona).

### Obtención de los valores

Las muestras diluidas fueron analizadas en el Servicio Científico Técnico de la Universidad de Barcelona con el aparato marca Thermo Jarrell Ash, modelo Polyscan-61E.

### Valoración del Método

Se ha usado el contenido de Titanio ( $Ti$ ) de las muestras como indicador de la contaminación de las plantas a partir del suelo para el análisis de elementos traza, debido a que este elemento es abundante en suelo pero no en plantas (Cook et al., 2009).

## 2.4 Métodos Estadísticos

Para el tratamiento estadístico de los resultados se ha utilizado el programa SPSS para Windows ®, versión 16 y Minitab ®, versión 15. En primer lugar se ha realizado estadística descriptiva y posteriormente pruebas de normalidad para verificar la distribución de las variables, otras pruebas paramétricas han incluido correlaciones de Pearson, y análisis de la varianza.

### 2.4.1 Estadística Descriptiva

Como medidas de tendencia central se ha calculado la media, la mediana, el valor mínimo y máximo. Como medida de dispersión se ha calculado la desviación estándar, percentil 25, percentil 50 (mediana), percentil 75 y distribución mediante el concepto de  $(media \pm 0,67 (SD) = \text{percentil } 25 \text{ y } 75)$ .

### 2.4.2 Normalidad de las variables

La ley normal está caracterizada por dos parámetros: la media  $m$  y la varianza  $\sigma^2$  de la variable aleatoria. La prueba de normalidad según Kolmogorov, mucho más potente que la de  $\chi^2$  (Doménech, 1977), verifica la hipótesis de normalidad de una variable cuantitativa continua en una población a partir de una muestra. Para calcular el valor de las variables es necesario conocer la distribución de una variable determinada o distribución observada y su representación gráfica es el histograma de porcentajes acumulados. La prueba de Kolmogorov calcula las diferencias  $D_i$  que hay entre los porcentajes acumulados  $P_i$  correspondientes a los valores  $X_i$  del carácter observado de la muestra y los porcentajes acumulados  $S_i$  correspondiente al mismo valor  $X_i$  en el supuesto que dicha muestra siguiese una ley normal  $N(m, \sigma^2)$ .

$$D_i = \frac{|P_i - S_i|_{\max}}{100}$$

La hipótesis que conviene contrastar son

- |                            |  |
|----------------------------|--|
| a) $D_i \leq D(n, \sigma)$ | Nada se opone a aceptar la normalidad de la población origen de la muestra.        |
| b) $D_i > D(n, \sigma)$    | Se rechaza la hipótesis de normalidad de la población origen con riesgo $\sigma$ . |

En caso de que la prueba de normalidad según Kolmogorov no indicara normalidad se ha realizado la transformación de variable tipo logarítmico neperiano  $-\ln y$  y posteriormente se ha comprobado si la variable transformada sigue la ley normal. Se representa con los histogramas de frecuencias para conocer la distribución de las variables estudiadas.

### 2.4.3 Correlaciones

El estudio de correlaciones permite establecer posibles relaciones entre los diferentes parámetros cuantitativos estudiados. El modelo de la correlación supone que la correlación conjunta de las variables  $x$  e  $y$  sigue una ley normal bivariante.

#### *Correlación lineal de Pearson*

El coeficiente de correlación lineal de Pearson ( $r_{xy}$ ) es el índice del grado con que una recta se ajusta a la nube de puntos del fenómeno. Se debe aplicar cuando las dos variables  $x$  e  $y$  son aleatorias y normales. Viene dado por la fórmula (Doménech, 1977):

$$r_{xy} = \frac{\sum xy - \frac{\sum x \sum y}{n}}{\sqrt{\left[ \sum x^2 - \frac{(\sum x)^2}{n} \right] \cdot \left[ \sum y^2 - \frac{(\sum y)^2}{n} \right]}}$$

Las hipótesis que conviene contrastar son:

- a)  $|r_{xy}| \leq r(v, \alpha)$  Nada se opone a aceptar la independencia entre las variables  $x$  e  $y$
- b)  $|r_{xy}| > r(v, \alpha)$  Se rechaza la hipótesis de independencia con riesgo  $\alpha$ .

El coeficiente  $r$  se obtiene para un riesgo ( $\alpha$ ) y un número de grados de libertad ( $v$ ):  $v = n - m$ . Siendo  $m$  el número de variables del fenómeno y  $n$  el número de individuos. En este caso se ha realizado una prueba de significación bilateral con los niveles de significación en 0,01 (\*\*) y 0,05 (\*).

La normalidad de los errores se comprueba aplicando el contraste de normalidad para los residuos. En este caso se aplica el test de Kolmogorov con un nivel de significación del 0,05.

#### 2.4.4 Regresión lineal múltiple

La regresión lineal múltiple se determinó con el programa Minitab ®, versión 15. Esta medida se utilizó en los casos en los que era necesario efectuar predicciones de una variable dependiente asociada a más de una variable independiente.

Dispone de una ecuación con dos variables independientes adicionales:

$$Y' = a' + b_1x_1 + b_2x_2$$

Se puede ampliar para cualquier número "m" de variables independientes:

$$Y' = a' + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + \dots + b_mx_m$$

#### 2.4.5 Análisis de la Varianza

La comparación de las medias se ha aplicado mediante el análisis de la varianza (ANOVA), es un procedimiento estadístico interesante basado en la comparación de la varianza entre las medias de diferentes parámetros cualitativos (Doménech, 1982). El modelo de análisis de la varianza se supone que los errores  $e_{ij}$  son desviaciones que se comportan como variables aleatorias con distribución normal, verificando:

1.  $E(e_{ij}) = 0 \quad \forall i, j$
2.  $\text{Var}(e_{ij}) = \sigma^2 \quad \forall i, j$
3. Los errores ( $e_{ij}$ ) son independientes.

La condición 2 es la llamada condición de homocedasticidad del modelo y  $\sigma^2$  es la varianza desconocida del modelo. Al ser los errores independientes por la condición 3, las observaciones también son independientes.

El diseño de un factor en el análisis de la varianza viene dado por la ecuación (Cuadras, 1991):

$$Y_{ij} = \mu_i + e_{ij} \quad i = 1, \dots, k; j = 1, \dots, n_i$$

Si se considera la hipótesis nula:

$$H_0 : \mu_1 = \dots = \mu_k$$

El criterio de decisión consiste en rechazar  $H_0$  si  $F > F_\epsilon$ , donde  $F_\epsilon$  es tal que  $P(F > F_\epsilon) = \epsilon$ , y  $(k - 1, n - k)$  grados de libertad. En el caso de  $k = 2$ , este contraste equivale al test de t de comparación de medias, siendo las varianzas iguales, en poblaciones normales.

Tabla ANOVA para diseños de un factor

Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Varianza	F
Entre grupos	k-1	$\overline{Q}_E = \sum_{i=1}^k n_i (\overline{y_{i..}} - \overline{y_{..}})^2$	$\overline{Q}_E = \frac{Q_E}{k-1}$	$F_{n-k}^{k-1} = \frac{\overline{Q}_E}{\overline{Q}_D}$
Dentro de Grupos	n - k	$\overline{Q}_D = \sum_{i,j} (y_{ij} - \overline{y_{i..}})^2$	$\overline{Q}_D = \frac{Q_D}{n-k}$	
Total	N - 1	$\overline{Q}_D = \sum_{i,j} (y_{ij} - \overline{y_{..}})^2$		

Además del problema de comparar k poblaciones el test F se utiliza también para comparar los k niveles de un factor, en diseños en los que hay un factor o causa de variabilidad, se expresa entonces en la forma (Cuadras, 1991):

$$y_{ih} = \mu + \alpha_i + e_{ij} \quad i = 1, \dots, n_i$$

Con la restricción:

$$\sum_{i=1}^k \alpha_i = 0$$

Entonces  $\mu$  representa la media teórica general y  $\alpha_i$  representa el efecto del nivel i. Como  $\mu_i = \mu + \alpha_i$ , la hipótesis  $H_0$  es equivalente a:

$$H_0 = \alpha_1 = \dots = \alpha_k = 0$$

Si el test de F resulta significativo, interesa contrastar una hipótesis parcial:

$$H_0^{ij} : \alpha_i = \alpha_j$$

Se utiliza entonces, el estadístico que sigue la distribución de t de Student con (n-k) grados de libertad:

$$t = \frac{y_{i.} - y_{j.}}{\sqrt{\frac{Q_D}{(n-k)} \sqrt{\frac{n_i n_j}{n_i + n_j}}}}$$

Si se deben contrastar varias hipótesis parciales, es recomendable realizar comparaciones múltiples para analizar las diferencias entre las medias, obteniéndose los intervalos de confianza simultáneos.

Si la hipótesis de la igualdad entre las medias se rechaza se puede constituir los intervalos de confianza para las diferencias  $\mu_i, \dots, \mu_k$ . I es el intervalo de confianza en el nivel de significación  $\gamma$  para  $\mu_i, \dots, \mu_k$  si se cumple:

$$P(\mu_i, \dots, \mu_k \in I) \geq \gamma.$$

La probabilidad de que  $I_1, \dots, I_k$  contengan simultáneamente a  $\mu_i, \dots, \mu_k$  puede ser considerablemente inferior a  $\gamma$ , siendo  $\gamma = 0,95$ . Para resolver este problema, se introduce el concepto de intervalo de confianza múltiple, en este caso el método de Bonferroni que consiste en coger intervalos de confianza  $I_{ij}$  que cumplan:

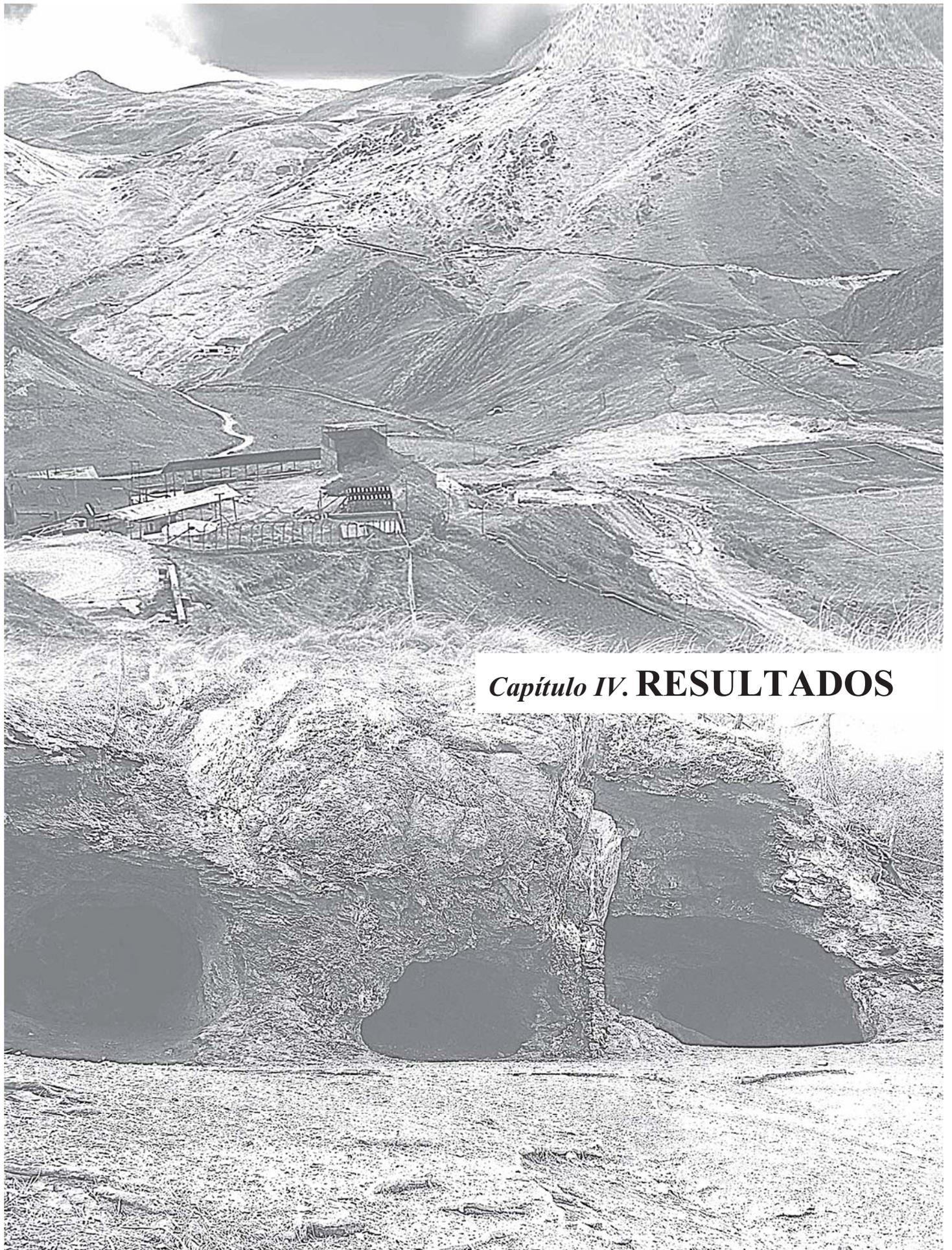
$$P(\mu_i - \mu_k \notin I_{ij}) = 0,05 / k.$$

Finalmente, para comprobar que se cumplen las condiciones impuestas a los errores, se estiman los residuos:

$$\hat{e}_{ij} = y_{ij} - \bar{y}_{i.}$$

Para definir que media difiere de otra, se utilizó el método de comparaciones múltiples *post hoc de Tukey o comparaciones a posteriori*. Estas comparaciones permiten controlar la tasa de error al efectuar varios contrastes utilizando las mismas medias.

La normalidad de los errores se comprueba aplicando el contraste de normalidad para los residuos. En este caso se aplica el test de Kolmogorov con un nivel de significación de 0,05.



*Capítulo IV. RESULTADOS*



## 1. MINA CAROLINA (HUALGAYOC- PERÚ)

### 1.1 Propiedades edafológicas más destacadas

Los horizontes superficiales de la mina Carolina son neutros, con una media de pH del suelo local de  $7,4 \pm 0,5$  (media  $\pm$  desvest). Poseen un contenido variable de carbono orgánico ( $2,4\% \pm 1,1$ ) y un contenido de arena de  $42,9\% \pm 10,8$ , arcilla  $16,7\% \pm 4,6$  y limo  $40,3\% \pm 8,2$ . Los valores de conductividad eléctrica obtenidos en las muestras analizadas presentan una media de  $1,41 \pm 0,78$  (dS/m).

Los parámetros convencionales de los puntos de suelo muestreados se resumen en la tabla 8. En tanto la estadística descriptiva se presenta en la tabla 1 del anexo.

**Tabla 8.**

Características edafológicas de los puntos de muestreo localizados alrededor de la mina Carolina (Hualgayoc-Perú)

Suelos	Hc0	Hc1	Hc2	Hc3	Hc4	Hc5	Hc6	Hc7	Hc8	Hc9
<b>Parámetros Convencionales</b>										
Arena (%)	23,5	32,7	47,4	44,2	34,8	37,9	51,6	48,7	61,0	47,4
Limo (%)	58,0	47,0	38,9	31,8	44,0	44,3	34,8	36,1	30,6	38,8
Arcilla (%)	18,5	20,3	13,7	23,9	21,2	17,8	13,6	15,2	8,4	13,8
pH	6,8	7,7	7,8	7,0	7,7	7,6	8,3	7,4	7,0	6,7
C.E (dS/m)	0,2	1,8	2,0	2,07	0,6	1,8	0,36	0,99	2,2	2,1
C.O (%)	4,2	3,8	1,6	2,2	2,2	2,5	0,4	2,4	1,9	3,4
CaCO <sub>3</sub> (%)	0,03	15,4	19,1	6,6	23,3	40,3	55,4	32,9	19,7	7,2

Media (n=3)

### 1.2 Metales Pesados en suelos de la mina Carolina

El punto de muestreo Hc0 tiene los contenidos de metales pesados más bajos, tanto en los elementos considerados como de alto riesgo (figura 3), como los de bajo riesgo (figura 4), tal como se había determinado en el muestreo en terreno, debido a que corresponde al punto más alejado de la mina. Sin embargo, aunque en menor grado, este sitio también está afectado por el enriquecimiento natural en metales pesados de toda la zona objeto de estudio.

Considerando los metales de alto riesgo se observa que las muestras Hc1 y Hc6 presentan un contenido menor de metales pesados con respecto al resto de los puntos estudiados. Por el contrario, los puntos con los valores más altos son Hc9, Hc8 y Hc3 (figura 26).

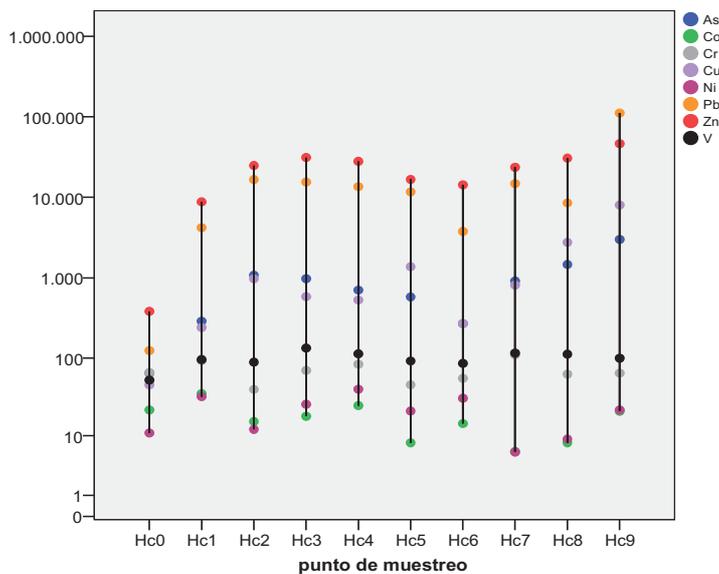


Figura 26. Contenido total de As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn en suelos locales de la mina Carolina (representación en escala logarítmica con base 10).

Con respecto a los metales considerados como de bajo riesgo, o que forman parte de la composición del suelo, los puntos Hc0 y Hc6 tienen los valores mas bajos. Para el resto de los puntos muestreados el contenido de estos elementos no presenta un patrón definido (figura 27).

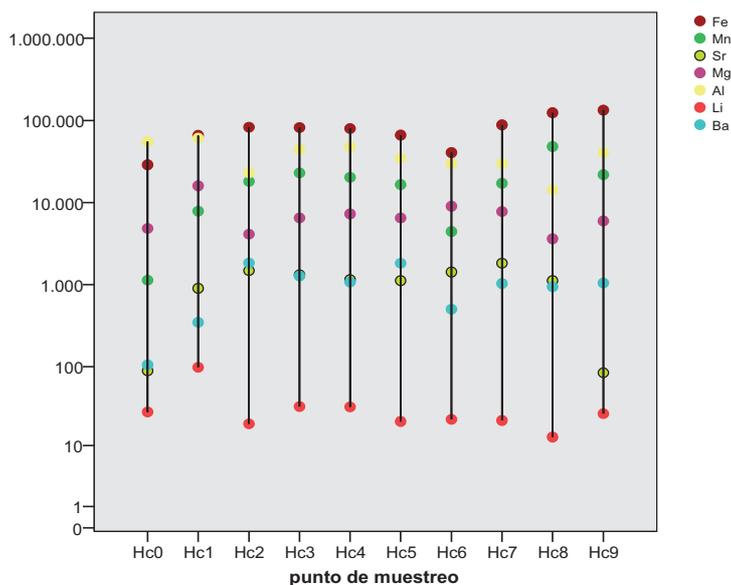


Figura 27. Contenido total de Al, Ba, Fe, Li, Mn, Mg, Sr en suelos locales de la mina Carolina (representación en escala logarítmica con base 10).

El contenido del total de todos los metales pesados analizados con la estadística descriptiva se presentan en la Tabla 2 del anexo.

De acuerdo a los niveles y contenidos normales citados en la bibliografía se han establecido los niveles de contaminación que se presentan en la tabla 9.

**Tabla 9.**

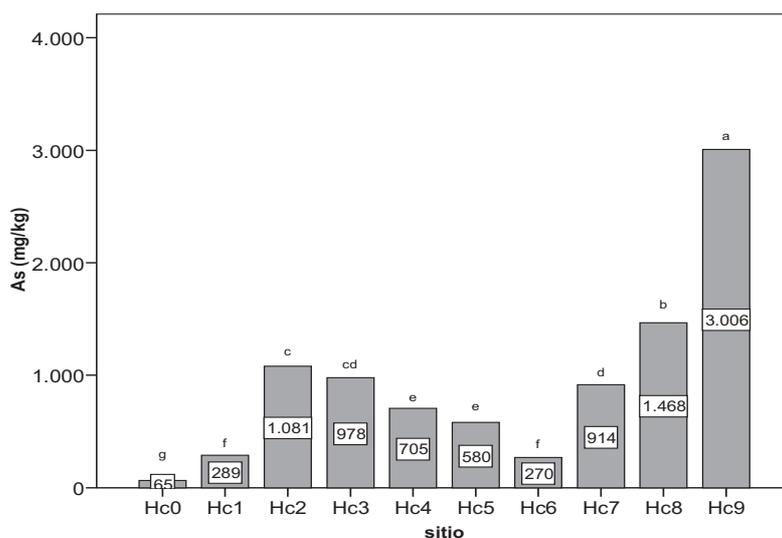
Contenido total de metales pesados ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) en horizontes superficiales de la mina Carolina.  
(En negrita los valores que han sobrepasado los límites indicados en la literatura\* para suelos "normales".

Metal ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	Sitios de Muestreo									
	Hc0	Hc1	Hc2	Hc3	Hc4	Hc5	Hc6	Hc7	Hc8	Hc9
As	65	289	1081	978	705	580	270	917	1468	3007
Ba	105	347	1836	1272	1077	1828	504	1034	945	1052
Co	22	36	16	18	25	8	15	6	8	21
Cr	66	93	40	70	84	46	56	110	63	65
Cu	46	241	973	585	532	1376	271	815	2764	8041
Ni	11	33	12	26	41	21	31	6	9	22
Pb	124	4205	16633	15487	13564	11717	3779	14830	8539	111286
Zn	384	8800	24862	31255	28000	16700	14300	23659	30656	46500
V	53	96	89	134	113	92	86	116	112	100
<i>Fuertemente contaminados</i>			<i>Moderadamente Contaminados</i>				<i>Levemente contaminado</i>			
<i>Hc9 &gt; Hc8 &gt; Hc3 &gt; Hc4 &gt; Hc7 &gt; Hc5</i>			<i>Hc6 &gt; Hc1</i>				<i>Hc0</i>			

\* As: 40 (Sheppard et al., 1992 y Bernal et al., 2007); Ba : 200-960 (Kabata-Pendias y Pendias, 2000); Co :20 (García y Dorronsoro, 2005); Cr: 150 para suelos con  $\text{pH} > 7$ , 100 para suelos con  $\text{pH} < 7$  (BOE/262, 1990); Cu: 210 para suelos con  $\text{pH} > 7$ , 50 para suelos con  $\text{pH} < 7$  (BOE/262, 1990); Ni: 112 para suelos con  $\text{pH} > 7$ , 30 para suelos con  $\text{pH} < 7$  (BOE/262, 1990); Pb: 300 para suelos con  $\text{pH} > 7$ , 50 para suelos con  $\text{pH} < 7$  (BOE/262, 1990); Zn: 450 para suelos con  $\text{pH} > 7$  y  $150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  para suelos con  $\text{pH} < 7$  (BOE/262, 1990).

### 1.2.1 Contenido de metales en suelos superficiales de la mina Carolina

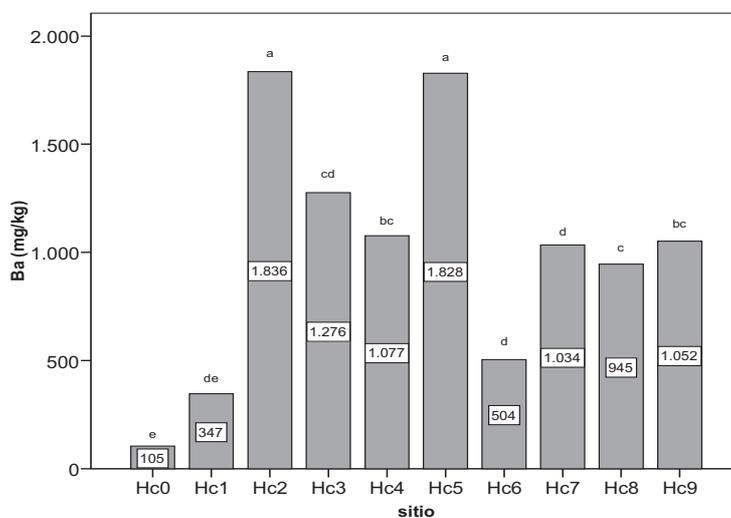
Existen diferencias significativas entre el contenido de As en los diferentes sitios muestreados (Tabla 5, anexo). El contenido de este metaloide en los suelos analizados de la mina Carolina varió de 65 a  $3007 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en Hc0 y Hc9 respectivamente. Los puntos de muestreo Hc1 y Hc6, definidos anteriormente como moderadamente contaminados, no presentan diferencias significativas entre ellos y muestran los valores más bajos de este elemento después de Hc0 que es el punto levemente contaminado (figura 28).



**Figura 28.** Contenido de As en suelos superficiales de la mina Carolina  
n=3, letras diferentes muestran diferencias significativas con  $p < 0,05$ .

Con respecto al contenido de *Ba*, existen diferencias significativas de concentración entre los diferentes puntos muestreados (Tabla 6, anexo). Las muestras con un mayor contenido de *Ba* fueron Hc2 y Hc5, entre las cuales no se observan diferencias significativas. Mientras que la muestra con un menor contenido de *Ba* fue Hc0.

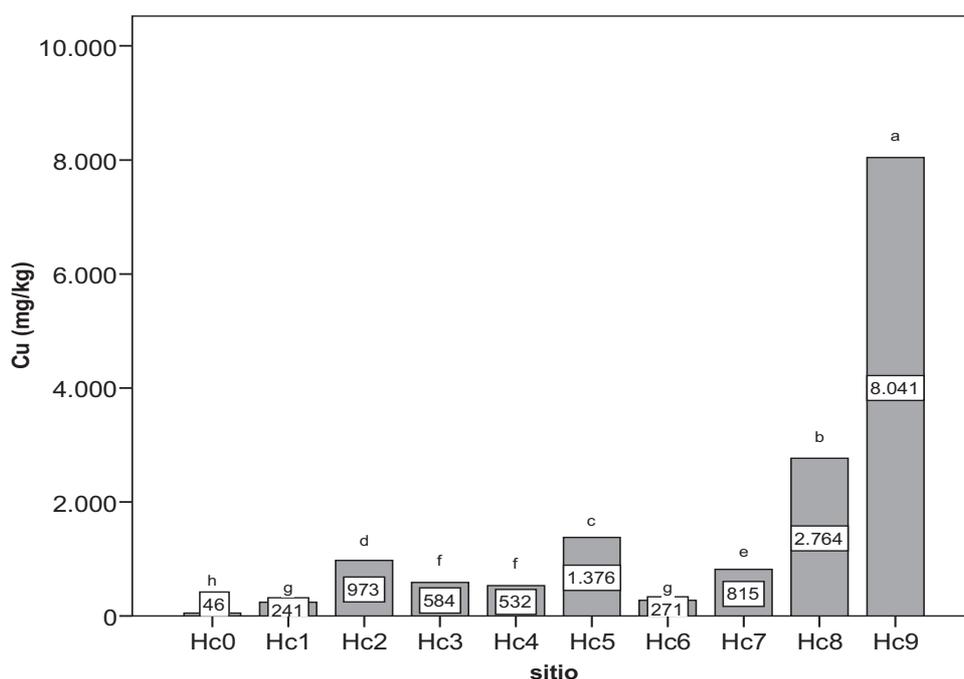
Los puntos de muestreo Hc1 y Hc6 también presentan un bajo contenido de este elemento con respecto a las otras muestras de suelo analizadas (figura 29).



**Figura 29.** Contenido de *Ba* en suelos superficiales de la mina Carolina  
n=3, letras diferentes muestran diferencias significativas con  $p < 0,05$ .

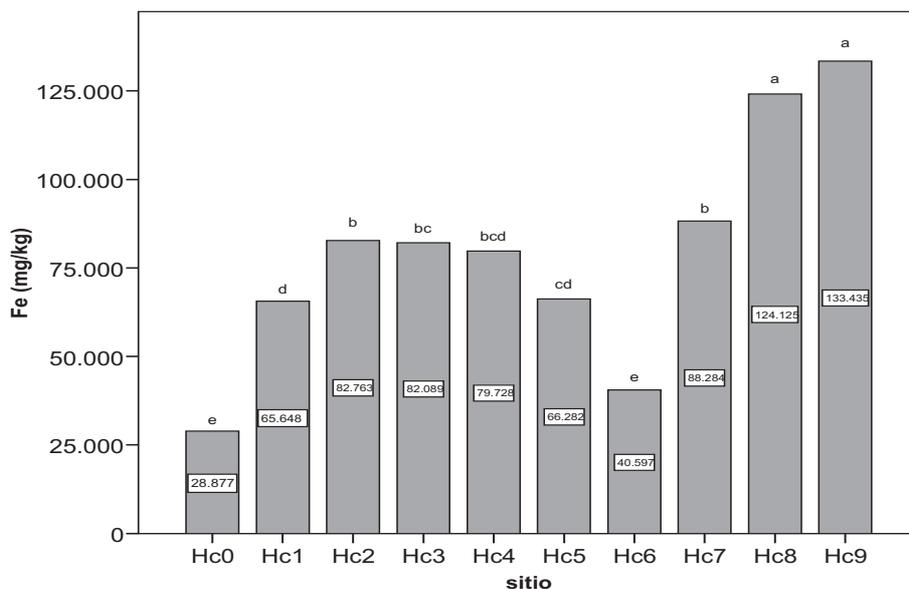
Existen diferencias significativas en el contenido de *Cu* en los diferentes puntos de muestreo (Tabla 9, anexo). Únicamente los pares Hc3-Hc4 y Hc1-Hc6 no muestran diferencias significativas entre ellos (figura 30).

El punto de muestreo menos contaminado es Hc0, seguido por Hc1 y Hc6, mientras que el Hc9 es el punto con un mayor contenido de *Ba*.



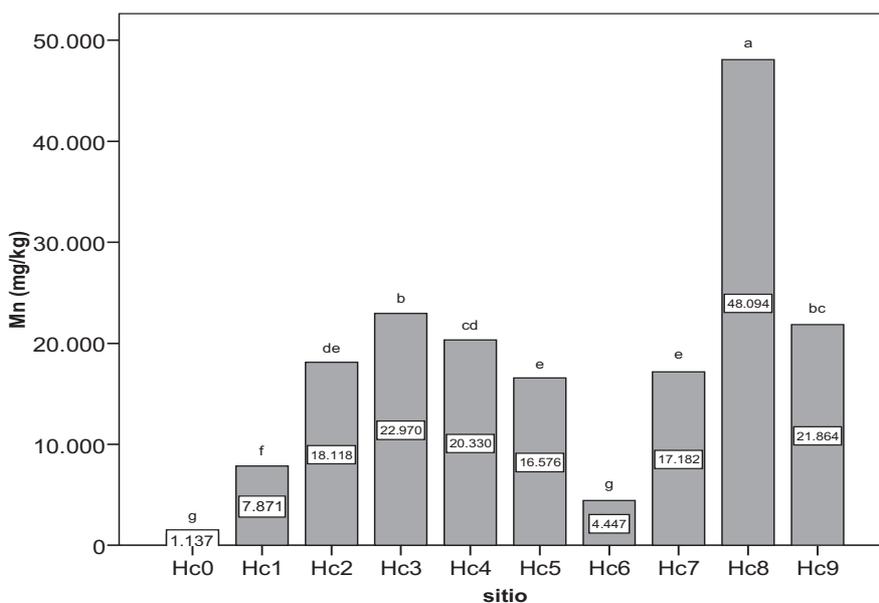
**Figura 30.** Contenido de *Cu* en suelos superficiales de la mina Carolina  
n=3, letras diferentes muestran diferencias significativas con  $p < 0,05$ .

El contenido total de *Fe* varía significativamente entre los diferentes sitios muestreados (Tabla 10, anexo). Los mayores contenidos de este metal se presentan en los sitios Hc9 y Hc8 y los menores en Hc0 y Hc6, entre los cuales no existen diferencias significativas (figura 31).



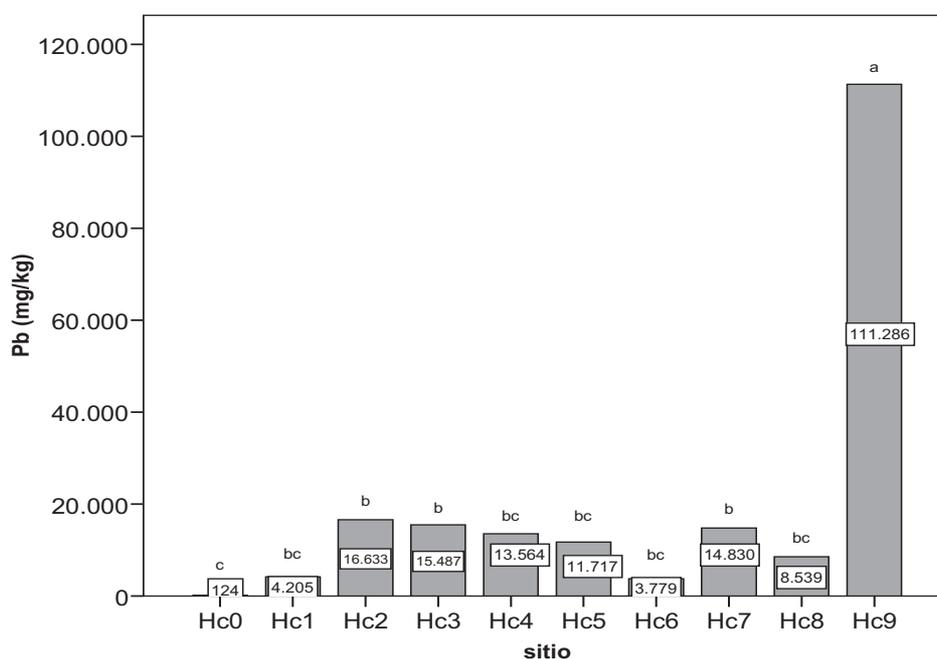
**Figura 31.** Contenido de Fe en suelos superficiales de la mina Carolina n=3, letras diferentes muestran diferencias significativas con  $p < 0,05$ .

El contenido de *Mn* entre las diferentes muestras de suelo difiere significativamente (Tabla 12, anexo). Diferencias que se observan notablemente entre los puntos menos contaminados (Hc0 y Hc6) con el resto de los sitios muestreados (figura 32).



**Figura 32.** Contenido de *Mn* en suelos superficiales de la mina Carolina n=3, letras diferentes muestran diferencias significativas con  $p < 0,05$ .

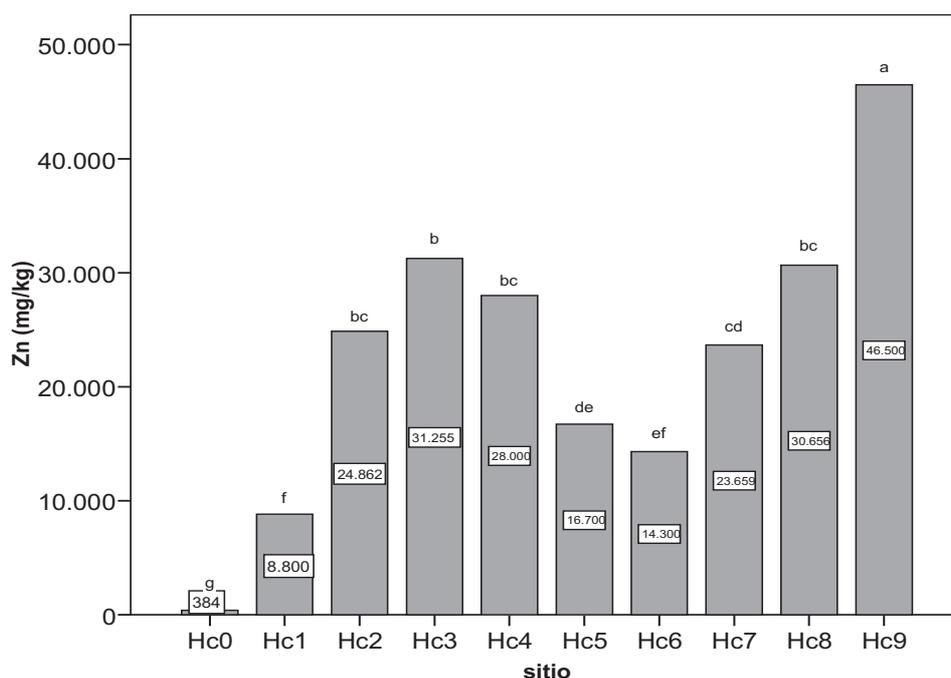
El contenido total de *Pb* en los suelos superficiales de la mina Carolina es extremadamente alto, y varía significativamente entre los diferentes puntos muestreados (Tabla 14, anexo). La muestra menos contaminada es Hc0, seguida por Hc1 y Hc6. Entre este último par de muestras no existen diferencias significativas. Un contenido extremadamente alto de *Pb* se observó en el punto Hc9, cantidad que varió significativamente con los otros puntos de muestreo (figura 33).



**Figura 33.** Contenido de *Pb* en suelos superficiales de la mina Carolina  
n=3, letras diferentes muestran diferencias significativas con  $p < 0,05$ .

Por último, cabe destacar que existen diferencias significativas entre el contenido de *Zn* en los diferentes sitios muestreados (Tabla 18, anexo). Las concentraciones de este metal variaron entre  $384 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  en el sitio Hc0 a  $46500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  en Hc9 (figura 34).

El contenido de *Se*, estuvo por debajo del límite de detección ( $0,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en el 80% de las muestras, mientras que entre el 20% restante no superó los  $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (Tabla 2, anexo). El contenido de *Co*, *Cr*, *Ni* y *V*, estuvieron dentro de los límites normales para estos elementos.



**Figura 34.** Contenido de Zn en suelos superficiales de la mina Carolina n=3, letras diferentes muestran diferencias significativas con  $p < 0,05$ .

### 1.2.2 Relación entre el contenido de metales en el suelo con respecto a los parámetros convencionales.

No existen correlaciones significativas en el contenido de metales del suelo con respecto a los parámetros edáficos del suelo local de la mina Carolina. Sólo el *Al* mostró una correlación significativa con el contenido de arcilla (Tabla 19, anexo).

### 1.3 Estudio de algunas especies espontáneas en suelos de alrededor de la mina Carolina

Se observa la presencia de escasa vegetación, degradada y aislada. La mayor densidad de población vegetal se encuentra al costado de los cercos y cerca de los márgenes de los ríos. Del total de especies recolectadas, la mayoría pertenece a la familia de las Asteráceas (Compuestas).

#### 1.4 Presencia de especies vegetales espontáneas, según los contenidos de metales en los suelos.

En nuestro estudio se encontraron elevadas concentraciones de metales pesados, especialmente de *Pb* y *Zn*, en suelos de alrededor de la mina Carolina. En el caso del *Pb*, las plantas recolectadas fueron muy tolerantes a las elevadas concentraciones de este metal aunque el número de especies disminuyó claramente en los sitios más contaminados (Figura 35). De acuerdo al valor máximo de concentración de *Pb* en el suelo (111286  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) las especies fueron agrupadas en las siguientes categorías: medianamente resistentes (hasta 6000  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Pb* en el suelo), resistentes (hasta 12000  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Pb* en el suelo), altamente resistentes (hasta 24000  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Pb* en el suelo) y extremadamente resistentes (más de 24000  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Pb* en el suelo).

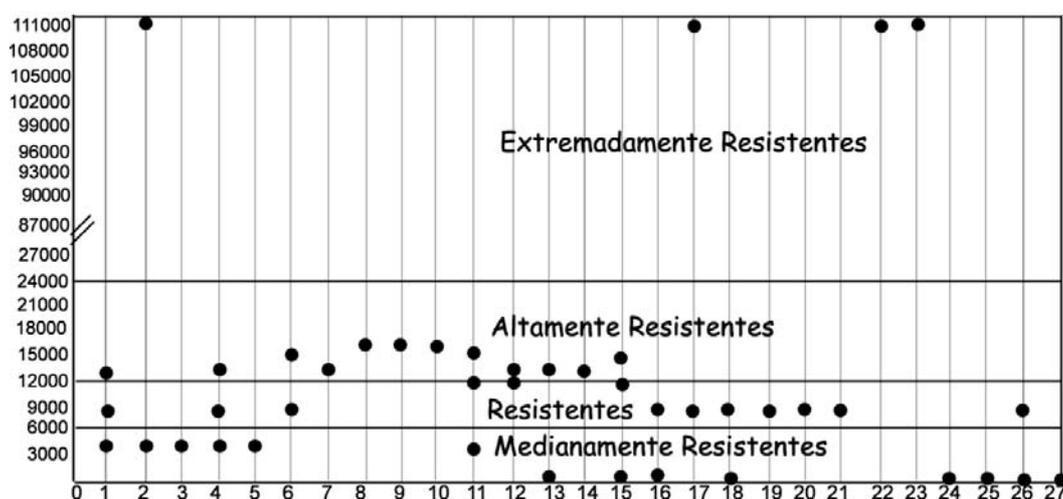


Figura 35. Presencia de especies de acuerdo al contenido total de *Pb* en el suelo superficial de la mina Carolina. La correspondencia entre el nombre de las especies y los números son: 1=*Ageratina* sp, 2=*Sonchus oleraceus*, 3=*Stellaria* sp, 4=*Achirodine alata*, 5=*Gamochoaeta americana*, 6=*Polypogon interruptus*, 7=*Coniza* sp, 8=*Trisetum spicatum*, 9=*Calamagrostis* sp, 10=*Cortaderia* sp, 11=*Cortaderlia hapalotrthica* 12= *Bidens* sp, 13=*Bidens triplinervia*, 14= *Ageratina articulata*, 15=*Taraxacum officinalis*, 16=*Baccharis latifolia*, 17=*Epilobium denticulatum*, 18=*Plantago orbignyana*, 19=*Poa* sp, 20=*Aster* sp, 21=*Trifolium repens*, 22=*Lepidium bippinatifidum*, 23=*Trifolium amabile*, 24=*Alchemilla orbiculata*, 25=*Gnaphalium ecuadoriense*, 26=*Senecio* sp, 27=*Lupinus* sp.

Los resultados indican que especies como *Alchemilla orbiculata* (24), *Gnaphalium ecuadoriense* (25) y *Lupinus* sp (27) únicamente han sido encontradas en la zona menos contaminada, Hc0, con un contenido total de *Pb* de 124  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . En tanto las especies *Lepidium bippinatifidum* (22) y *Trifolium amabile* (23) sólo se encuentran en la zona más contaminada por este metal (Hc9, 111286  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). *Sonchus oleraceus* (2) se encuentra tanto en la zona más contaminada como en la menos contaminada. Las especies

*Achyrocline alata* (4), *Cortaderia hapalotrhuca* (11), *Bidens triplinervia* (13), *Taraxacum officinalis* (15) y *Plantago orbignyana* (18) tienen una amplia distribución entre los suelos estudiados.

Con respecto al contenido de *Zn* (figura 36), se observan similares resultados que con el caso del *Pb*. Las plantas analizadas en este estudio fueron muy resistentes a las elevadas concentraciones de este metal, aunque la presencia de especies disminuyó a medida que aumentaban las concentraciones de este elemento. Estas especies fueron clasificadas de acuerdo al contenido máximo de *Zn* en el suelo ( $46500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) en medianamente resistentes (hasta  $7000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Zn* en el suelo), resistentes (hasta  $14000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Zn* en el suelo), altamente resistentes (hasta  $28000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Zn* en el suelo) y extremadamente resistentes (más de  $28000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Zn* en el suelo).

*Alchemilla orbiculata* (24), *Gnaphalium ecuadoriense* (25), *Lupinus* sp (27) han sido encontradas sólo en la zona menos contaminada; mientras que *Lepidium bipinnatifidum* (22) y *Trifolium amabile* (23) se encuentran en la zona más contaminada con este metal, al igual que en el caso del *Pb*. Este hecho, plantea la posibilidad de evaluar a estas dos especies como metalófitas (Lambinon y Auquier, 1963). El resto de especies se encuentran dentro del rango de resistentes a extremadamente resistentes.

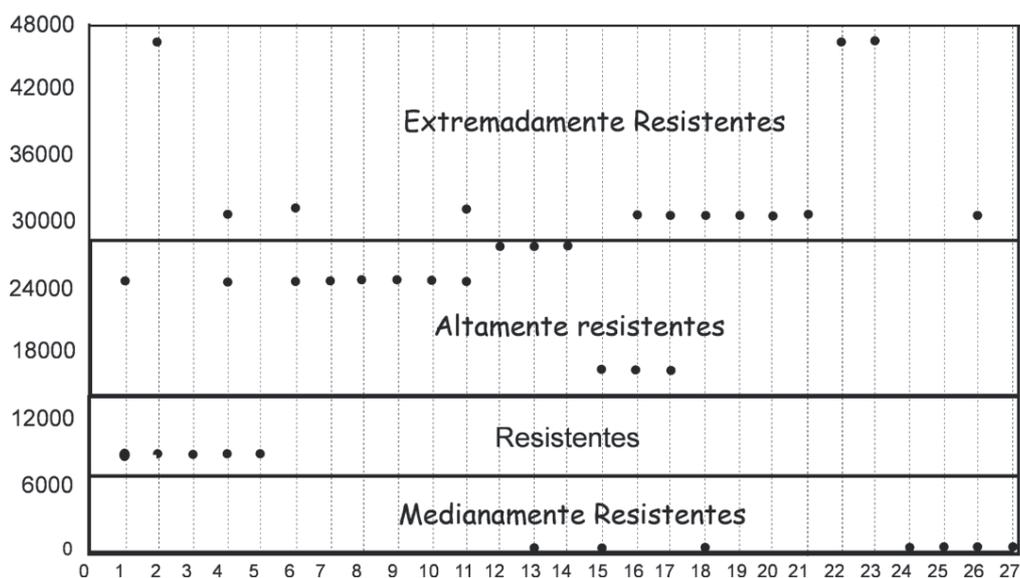


Figura 36. Presencia de especies de acuerdo al contenido total de *Zn* en el suelo superficial de la mina Carolina. La correspondencia entre el nombre de las especies y los números es la misma que en el caso de la Fig. 35

## 1.5 Tolerancia a los metales pesados en especies espontáneas del entorno de la mina Carolina

Según su estrategia de tolerancia hacia los metales pesados de los suelos sobre los cuales se desarrollan las plantas se pueden clasificar como acumuladoras, indicadoras y exclusoras (Baker, 1981). Los resultados se mostrarán según la estrategia de acumulación de cada una de ellas.

### 1.5.1 Exclusión de metales pesados en plantas procedentes de suelos de la mina Carolina

Las plantas de *Bidens triplinervia* crecidas en el suelo con un mayor contenido de metales pesados han acumulado significativamente más metales pesados en la raíz que en la parte aérea. Razón por la cual se ha ubicado dentro de la categoría de plantas, que han desarrollado como mecanismos de tolerancia, la exclusión de metales pesados en la raíz. Es el único caso observado con esta estrategia de tolerancia de las plantas recolectadas y analizadas de la mina Carolina.

#### *Bidens triplinervia* Kunth

En nuestro estudio, *B. triplinervia* creció en los suelos Hc0 (levemente contaminado) y Hc4 (fuertemente contaminado).

#### i) Acumulación de Metales pesados en plantas de *Bidens triplinervia*

En general, existen diferencias significativas de acumulación de metales pesados en las plantas procedentes de los diferentes sitios (Tabla 22, anexo).

En las plantas recolectadas en Hc4, se han observado elevadas cantidades de *As* en las raíces de esta planta, valores hasta 185 veces mayores que el contenido normal (Tabla 7). En el caso del *Ba*, estos valores son hasta 3 veces mayores, mientras que las plantas crecidas en el punto de muestreo Hc0.

Considerando la acumulación de *Cu*, se supera 30 veces el valor normal de este metal, mientras que *Fe* y *Mn* tienen valores 104 y 21 veces mayores, respectivamente, en las raíces de las plantas procedentes de Hc4. En las plantas recolectadas en este sitio también se han encontrado elevadas concentraciones de *Pb* en las raíces de las plantas recolectadas

en Hc4, que han superado 1037 veces las concentraciones normales de este metal en plantas. Con respecto al contenido de *Zn*, las plantas crecidas en Hc4 han acumulado 99 veces más *Zn*

Las plantas recolectadas en Hc0 han acumulado un menor contenido de metales, aunue en el caso del *Pb* han superado en 61 veces el contenido normal y 27 en la raíz y en el caso del *Zn* 10 veces en la parte aérea (Tabla 10).

**Tabla 10.**

Concentraciones de As, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en *Bidens triplinervia* procedentes de los puntos fuertemente contaminado (Hc4) y levemente contaminado (Hc0) de la mina Carolina.

Metal	planta	Hc4 (mg·kg <sup>-1</sup> )	<sup>1</sup> Nº veces	Hc0 (mg·kg <sup>-1</sup> )	<sup>1</sup> Nº veces	<sup>2</sup> t	p
As	raíz	316	186	nd		-	-
	parte aérea	155	91	nd		-	-
Ba	raíz	672	3	17	0,1	2,8	0,05*
	parte aérea	152	0,8	33	0,2	5,7	0,02*
Cu	raíz	604	30	22	1	7,0	0,005**
	parte aérea	64	3	39	2	12,6	0,001**
Fe	raíz	31120	104	893	3	8,1	0,001***
	parte aérea	4149	14	1733	6	31,7	0,001***
Mn	raíz	4114	21	192	1	15,5	0,001**
	parte aérea	451	2	790	4	-3,8	0,02*
Pb	raíz	5187	1037	137	27	6,7	0,005**
	parte aérea	655	131	306	61	6,9	0,005**
Zn	raíz	9900	99	217	2	11,8	0,001**
	parte aérea	1614	16	1012	10	7,1	0,005**

<sup>1</sup>Nº veces comparado con plantas crecidas en suelos no contaminados: As= 1,7 (Kabata-Pendias y Pendias, 2000); Ba= 1-198 (Kabata-Pendias y Pendias, 2000); Cu=20 mg·kg<sup>-1</sup> (Chaney, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 2000); Fe= 300 (Chaney, 1983), Mn= 200 mg·kg<sup>-1</sup> (Kabata, Pendias y Pendias, 2000); Pb= 5 mg·kg<sup>-1</sup> (Chaney, 1983b, Shen y Liu, 1998); Zn= 100 mg·kg<sup>-1</sup> (Yoon et al., 2006)

<sup>2</sup> t- student: Media (n=3) concentración de metales pesados (mg·kg<sup>-1</sup> materia seca) en Hc4 y Hc0 (n=3). nd= no detectado

Las cantidades de *Ba*, *Cu*, *Fe*, *Pb* y *Zn*, tanto en la raíz como en la parte aérea de las plantas de *B.triplinervia* analizadas, han aumentado en función del contenido de metales en el suelo (p<0,05). Mientras que el contenido de *Mn* aumentó en la raíz pero disminuyó en la parte aérea (Tabla 11).

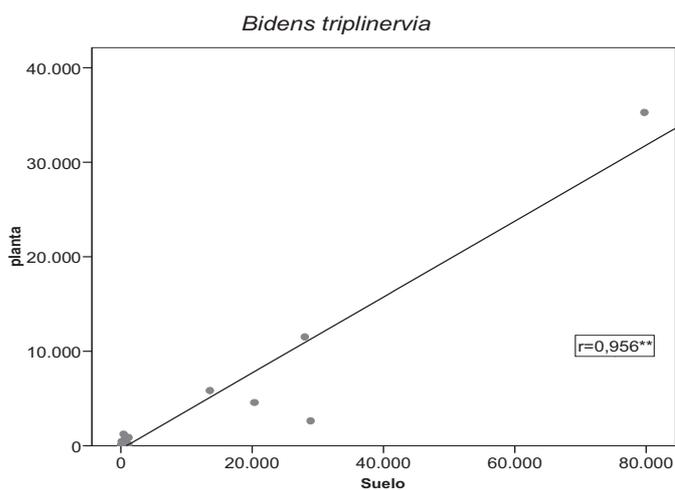
**Tabla 11.**

Comportamiento de los metales pesados en plantas de *B.triplinervia* como respuesta a un aumento de contenido de metales en el suelo.

Elemento	Raíz <sup>1</sup>	Parte aérea <sup>1</sup>
Ba, Cu, Fe, Pb y Zn	Aumentó	Aumentó
Mn	Aumentó	Disminuyó

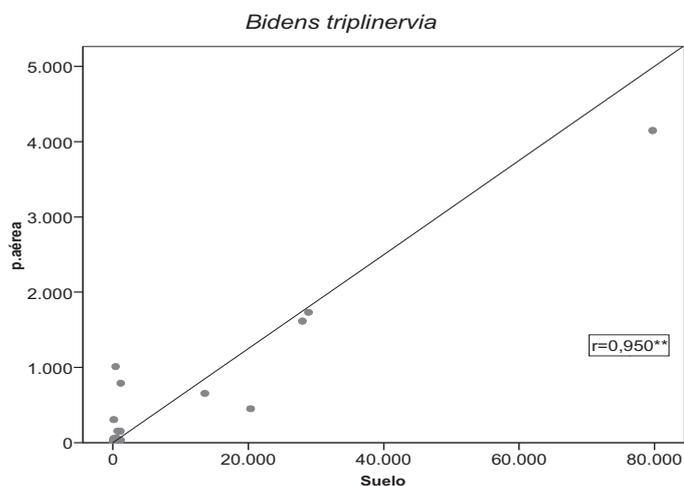
<sup>1</sup>en función a  $p < 0,05$

Existe una relación directamente proporcional entre el contenido total de metales pesados presentes en el suelo, con respecto a la concentración encontradas en las plantas de esta especie, con una correlación de Pearson de  $r=0,956^{**}$  (figura 37). De igual manera, se observa una correlación significativa ( $p < 0,01$ ) entre las concentraciones de metales en la parte aérea y la raíz y el contenido total de metales en el suelo (Figura 38y 39).



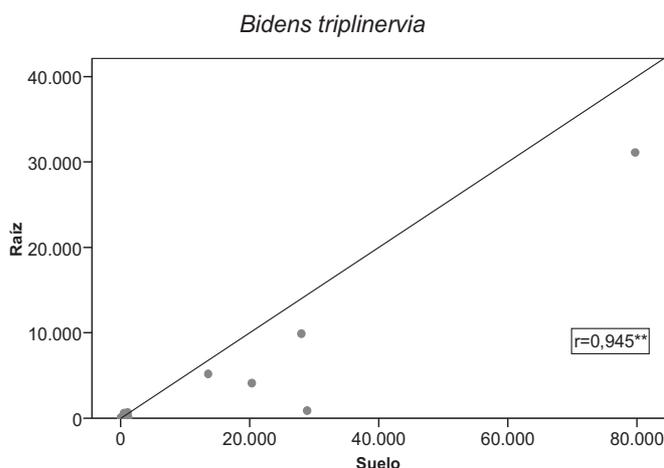
**Figura 37.** Relación entre contenido de As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por *Bidens triplinervia* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=18$ ).

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)



**Figura 38.** Relación entre contenido de As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Bidens triplinervia* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=18$ ).

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)



**Figura 39.** Relación entre contenido de As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la raíz de *Bidens triplinervia* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=18$ ).

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

ii) *Diferencias de concentración entre la raíz y la parte aérea*

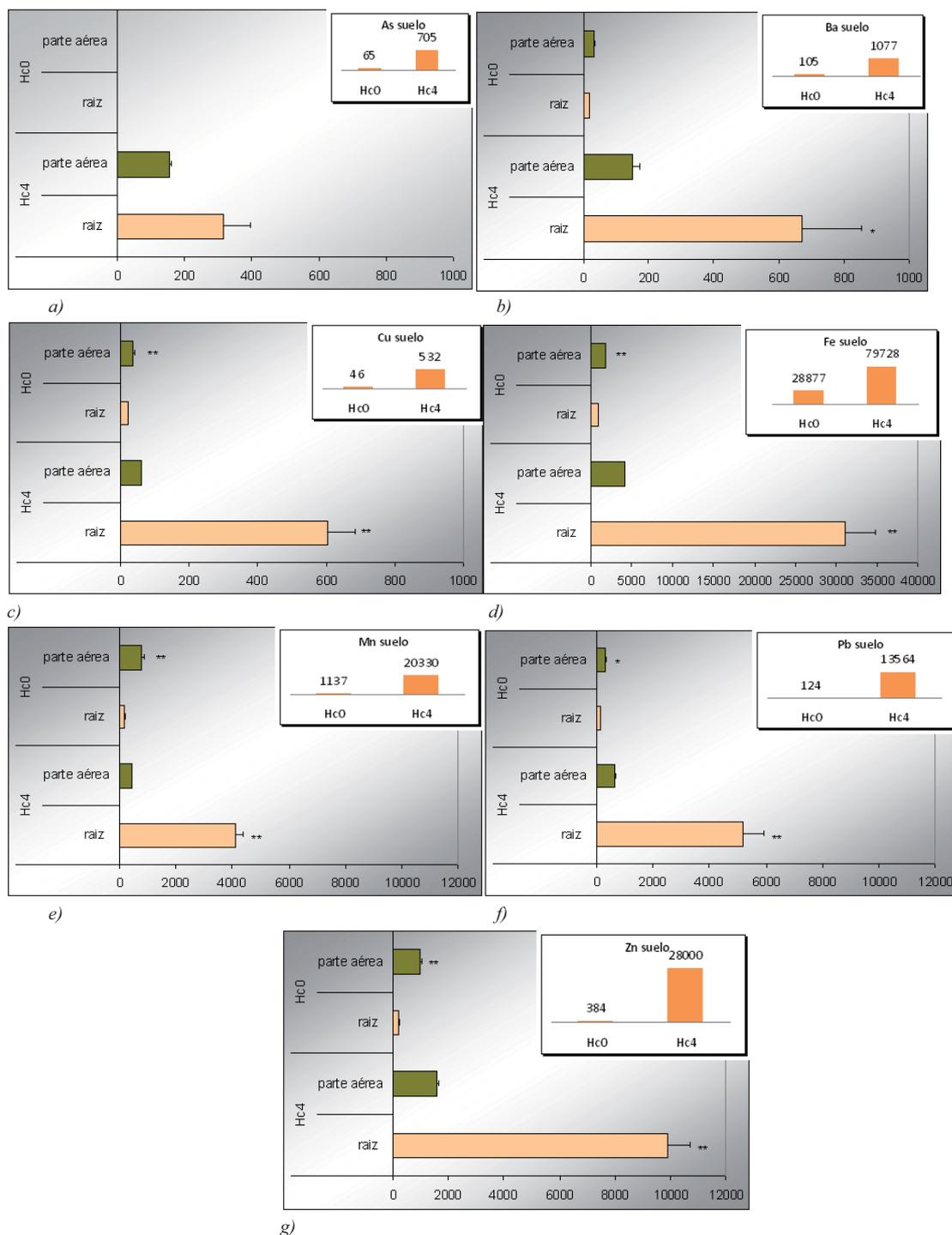
Las plantas recolectadas en Hc4 (fuertemente contaminado) han acumulado un mayor contenido de metales en la raíz. En tanto las plantas recolectadas en Hc0 (levemente contaminado) han acumulado un mayor contenido de metales en la parte aérea (figura 40).

Las concentraciones de As de las plantas procedentes del punto Hc0, están por debajo del límite de detección ( $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Las plantas crecidas en Hc4, suelo con mayor contenido de As, han acumulado un total de  $471 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de este metaloide. Sin embargo, estas diferencias de acumulación entre la raíz y la parte aérea no han sido significativas a nivel estadístico (Figura 40, a).

En relación al contenido de Ba, las plantas del sitio Hc4 han acumulado un total de  $823 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , principalmente en la raíz con respecto a la parte aérea ( $p<0,05$ ). Por el contrario, las plantas crecidas en Hc0 han acumulado un total de  $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , y lo han almacenado preferentemente en la parte aérea (Figura 40, b). Una tendencia similar ocurre con el Cu, Fe, Mn, Pb y Zn.

Fueron encontrados un total de  $666 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de Cu en plantas crecidas en Hc4, de los cuales  $604 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  se han acumulado en la raíz y  $62 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en la parte aérea. Las plantas procedentes de Hc0 han acumulado más Cu en la parte aérea (Figura 40, c). Con respecto a las concentraciones de Fe, las plantas crecidas en Hc4 han acumulado un total de  $35269 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , principalmente en la raíz  $p<0,002$  y las plantas crecidas en Hc0 han acumulado

más *Fe* en la parte aérea,  $p < 0,005$ . En el caso del *Mn*, las plantas crecidas en Hc4 han acumulado un total de  $4565 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , de los cuales 4114 lo han almacenado en la raíz, ( $p < 0,001$ ) y las plantas crecidas en el suelo Hc0 han acumulado más *Mn* en la parte aérea que en la raíz ( $981$  y  $780 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , respectivamente,  $p < 0,005$ ).



**Figura 40.** Media ( $n=3$ ) del contenido de a) As, b) Ba, c) Cu, d) Fe, e) Mn, f) Pb y g) Zn ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  PS) en *Bidens triplinervia* procedente de Hc0 y Hc4.

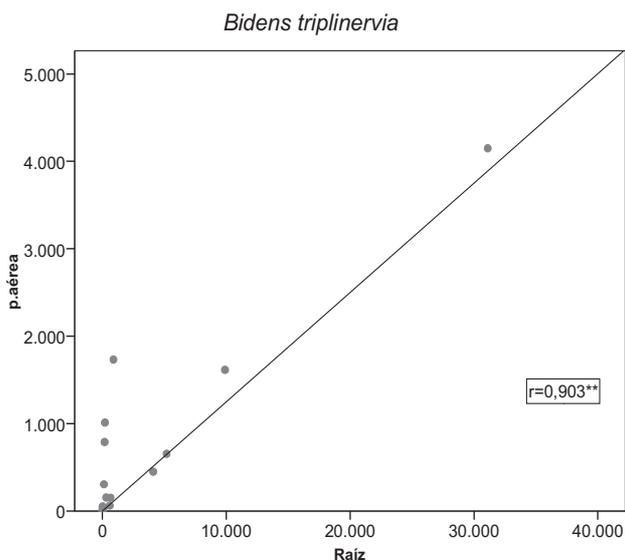
\* La correlación es significativa a nivel 0,05

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01

También se encontraron altas concentraciones de *Pb* en la raíz de las plantas procedentes del suelo más contaminado (5187 mg·kg<sup>-1</sup>) con una diferencia significativa con respecto a la parte aérea (p<0,01). Las plantas procedentes de Hc0, han acumulado menos *Pb*, el cual, como en los casos anteriores se ha almacenado principalmente en la parte aérea (306 mg·kg<sup>-1</sup>), con respecto a la raíz (137 mg·kg<sup>-1</sup>, p<0.05) (Figura 40, f).

Una tendencia similar ocurre con el *Zn*. Las plantas procedentes de Hc4 acumularon una mayor cantidad de este metal en la raíz que en la parte aérea. En tanto las plantas crecidas en Hc0 acumularon más *Zn* en la parte aérea (figura 40, g).

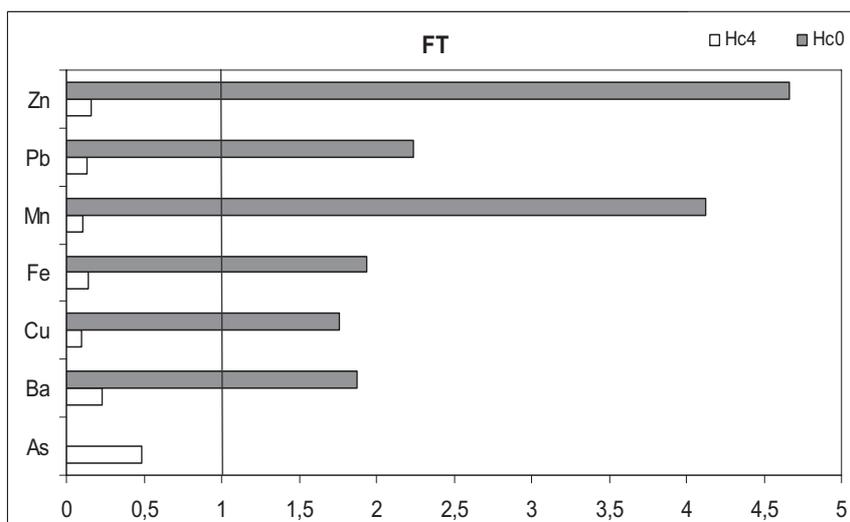
Aunque las concentraciones de metales pesados entre la raíz y la parte aérea varían significativamente, existe una correlación significativa (r=0,903\*\*) entre ambos factores (Figura 41).



**Figura 41.** Relación entre contenido de As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn en la raíz en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Bidens triplinervia* (mg·kg<sup>-1</sup>) (n=18).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

iii) *Índices de valoración de tolerancia a los metales*

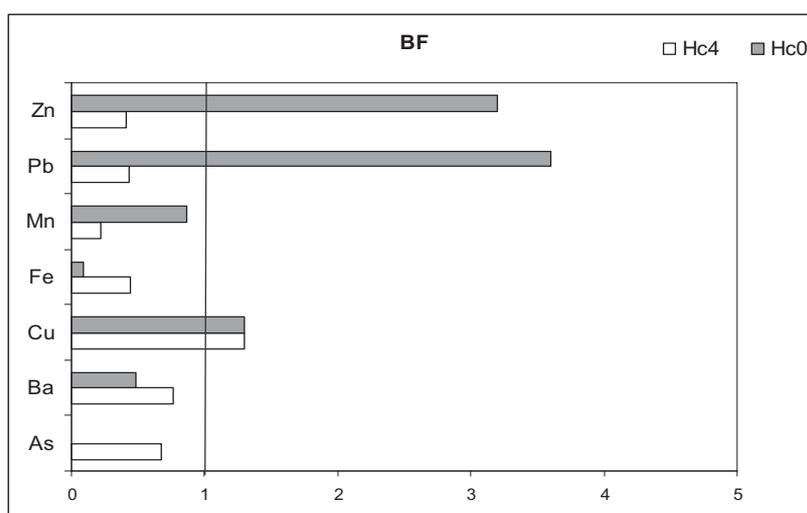
De acuerdo al factor de translocación (FT), que relaciona la acumulación de metales en la parte aérea con respecto a la raíz, las plantas de *B. triplinervia* crecidas en el suelo Hc4, tuvieron un valor FT inferior a 1, indicando una baja translocación de metales desde las raíces a la parte aérea; y por lo tanto, la inmovilización de metales pesados en la zona radical. Por el contrario, las plantas procedentes de Hc0 presentaron un valor de TF superior a 1, lo cual refleja la translocación de metales a la parte aérea (figura 42).



**Figura 42.** Factor de traslocación (FT) en plantas de *Bidens triplinervia* crecidas en suelos de la mina Carolina

De acuerdo a los resultados anteriores, se puede señalar que la mayor presencia de metales pesados afecta la capacidad de las plantas de translocar desde la raíz a la parte aérea, existiendo una relación inversa entre ambos factores. Por ejemplo, en el caso de *Pb* es de 0,881\* y para el *Zn* es de 0,848\*.

El índice de bioacumulación (BF) es mayor que 1, en el caso de *Pb*, *Zn* y *Cu*, en plantas procedentes del punto de muestreo Hc0 y en el caso del *Cu* procedente de Hc4 (Figura 43).



**Figura 43.** Índice de Bioacumulación (BF) en plantas de *Bidens triplinervia* crecidas en suelos de la mina Carolina

### 1.5.2 Hiperacumulación de metales pesados en plantas procedente de suelos de la mina Carolina

*Senecio* sp, *Sonchus oleraceus*, *Baccharis latifolia*, *Plantago orbignyana* y *Lepidium bipinnatifidum* han acumulado significativamente más metales pesados en la parte aérea que en la raíz, por lo que se han ubicado dentro de la categoría de plantas acumuladoras.

#### 1.5.2.1 *Senecio* sp

En nuestro estudio, una especie de este género se ha recolectado en los puntos de muestreo levemente contaminado Hc0 y fuertemente contaminado Hc8.

##### i) Acumulación de Metales pesados en plantas de *Senecio* sp

En general, existen diferencias significativas de acumulación de metales pesados por parte de las plantas de *Senecio* sp en los diferentes sitios (Tabla 12), excepto en el caso de *As*, *Ba* y *Mn* (Tabla 23, anexo).

**Tabla 12.**

Concentraciones de *As*, *Ba*, *Cu*, *Fe*, *Mn*, *Pb* y *Zn* en *Senecio* sp procedentes de los puntos de muestreo Hc8 y Hc0 de la mina Carolina.

METAL	planta	Hc8 (mg·kg <sup>-1</sup> )	<sup>1</sup> Nº veces	Hc0 (mg·kg <sup>-1</sup> )	<sup>1</sup> Nº veces	<sup>2</sup> t	p
<b>As</b>	raíz	nd	-	117	69	-	-
	parte aérea	50	29	109	64	-0,7	0,5
<b>Ba</b>	raíz	14	0,1	48	0,2	-5,2	0,02*
	parte aérea	69	0,3	43	0,2	3,5	0,05*
<b>Cu</b>	raíz	51	3	47	2	0,7	0,5
	parte aérea	227	11	20	1	11,3	0,002**
<b>Fe</b>	raíz	1222	4	2319	8	-4,4	0,05*
	parte aérea	5585	19	1068	4	17,4	0,001***
<b>Mn</b>	raíz	144	0,7	767	4	-8,1	0,005**
	parte aérea	704	4	416	2	3,5	0,05*
<b>Pb</b>	raíz	451	90	381	76	1,2	0,5
	parte aérea	4253	851	147	29	27,4	0,001***
<b>Zn</b>	raíz	822	8	1136	11	-2,2	0,2
	parte aérea	3870	39	619	6	37,3	0,001**

<sup>1</sup>Nº veces comparado con plantas crecidas en suelos no contaminados: *As*= 1,7 (Kabata-Pendias y Pendias, 2000); *Ba*= 1-198 (Kabata-Pendias y Pendias, 2000); *Cu*=20 mg·kg<sup>-1</sup> (Chaney, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 2000); *Fe*= 300 (Chaney, 1983), *Mn*= 200 mg·kg<sup>-1</sup> (Kabata, Pendias y Pendias, 2000); *Pb*= 5 mg·kg<sup>-1</sup> (Chaney, 1983, Shen y Liu, 1998); *Zn*= 100 mg·kg<sup>-1</sup> (Yoon et al., 2006)

<sup>2</sup> t- student: Media (n=3) concentración de metales pesados (mg·kg<sup>-1</sup> materia seca) en Hc8 y Hc0 (n=3).  
nd= no detectado

Altas concentraciones de metales se han encontrado en la parte aérea de las plantas recolectadas de Hc8, las cuales han superado 50, 11, 19, 4, 851 y 39 veces las concentraciones normales de *As*, *Cu*, *Fe*, *Mn*, *Pb* y *Zn*, respectivamente. Las plantas crecidas en la zona menos contaminada Hc0 también acumularon cantidades importantes de metales, particularmente en el caso de *Pb*, sobrepasando 76 y 29 veces las concentraciones normales en la raíz y la parte aérea, respectivamente. Sin embargo, las plantas procedentes de este último sitio acumularon una mayor cantidad de metales en la parte aérea con respecto a la raíz (Tabla 12).

Los contenidos de *As* no han variado con un aumento en el contenido de metales pesados en el suelo, mientras que para *Ba*, *Fe* y *Mn* han disminuído las concentraciones en la raíz y han incrementado proporcionalmente sus concentraciones en la parte aérea. Para el caso de *Cu*, *Pb* y *Zn* no se aprecian cambios en la raíz, pero si un incremento en la parte aérea (Tabla 13).

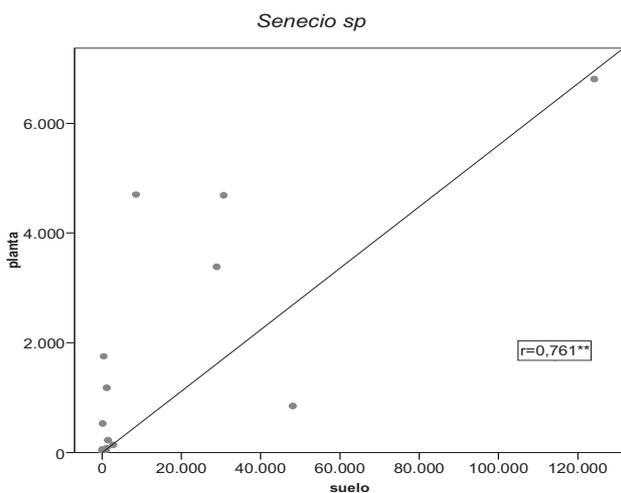
**Tabla 13.**

Comportamiento de los metales pesados en plantas de *Senecio* sp como respuesta a un aumento de contenido de metales en el suelo.

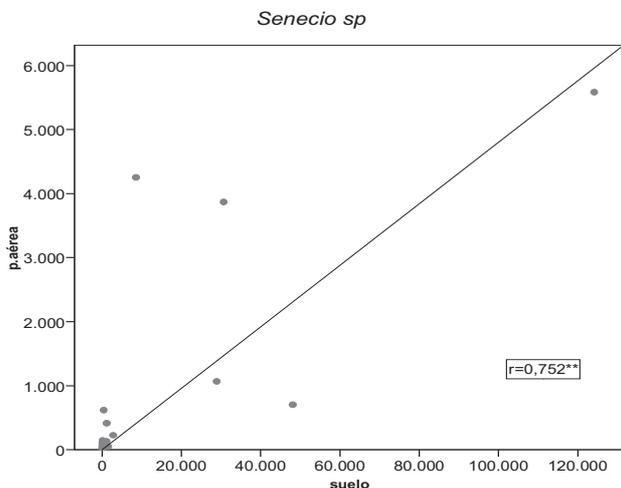
Elemento	Raíz <sup>1</sup>	Parte aérea <sup>1</sup>
<i>As</i>	-	No cambió
<i>Ba, Fe, Mn</i>	Disminuyó	Aumentó
<i>Cu, Pb y Zn</i>	No cambió	Aumentó

<sup>1</sup>en función a  $p < 0,05$

Existe una relación positiva y significativa ( $p < 0,01$ ) entre el contenido total de metales pesados en el suelo, con respecto a su concentración en las plantas (figura 44). De igual manera, se observa una correlación significativa ( $p < 0,01$ ) entre las concentraciones de metales entre el suelo y la parte aérea (figura 47). Por el contrario, la concentración de metales entre el suelo y la raíz no están correlacionados ( $r = 0,463$ ).



**Figura 44.** Relación entre contenido de *As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr* y *Zn* en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por *Senecio sp* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=18$ ).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

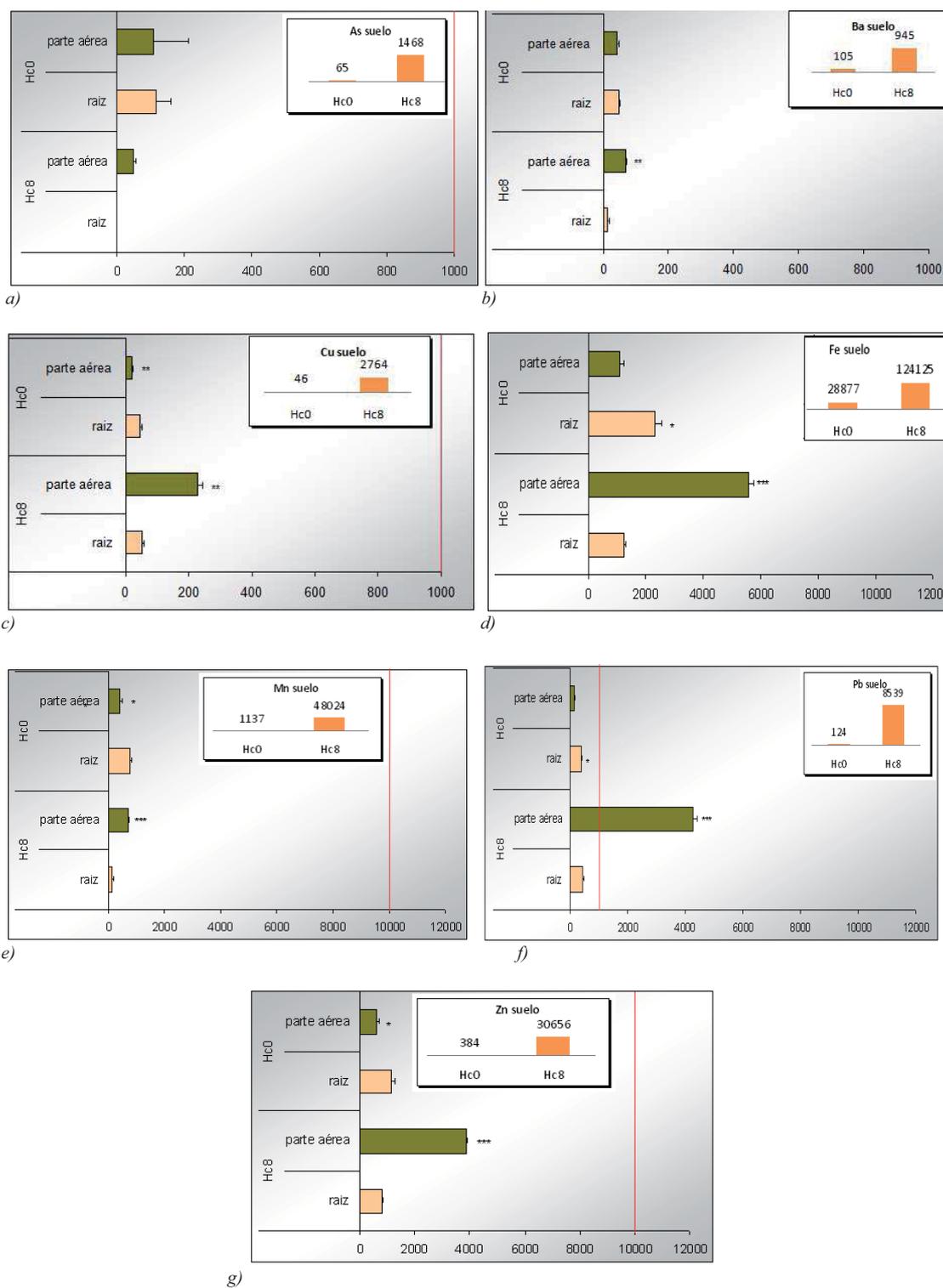


**Figura 45.** Relación entre contenido de *As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr* y *Zn* en el suelo, en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Senecio sp* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=18$ ).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

ii) *Diferencias de concentración entre la raíz y la parte aérea*

*Senecio sp* ha acumulado significativamente más metales en la parte aérea de las plantas crecidas en el punto Hc8 con respecto a Hc0 (figura 46).

La concentración de *As* en raíces de *Senecio sp* crecida en Hc8 es inferior al límite de detección ( $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), mientras que en la parte aérea acumuló  $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . En plantas procedentes del suelo Hc0 la concentración de este metaloide fue de  $226 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . No se observaron diferencias de acumulación entre la raíz y la parte aérea. Tampoco se observaron diferencias de concentración de *Ba* entre la raíz y la parte aérea de las plantas recolectadas en Hc0 (Figura 46a). Mientras que las plantas procedentes de Hc8 acumularon significativamente más *Ba* en la parte aérea con respecto a la raíz ( $p<0,01$ ).



**Figura 46.** Media (n=3) del contenido de a) As, b) Ba, c) Cu, d) Fe, e) Mn, f) Pb y g) Zn (mg·kg<sup>-1</sup> PS) en *Senecio sp* crecida en Hc0 y Hc8

La línea roja indica el límite para considerarla como hiperacumuladora.

\* La correlación es significativa a nivel 0,05

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01

Con respecto al contenido de *Cu*, las plantas recolectadas en Hc8 acumularon más *Cu* en la parte aérea, superando los  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $p<0,01$ , figura 46c). De igual manera, las plantas recolectadas de Hc8 han acumulado más *Fe* en la parte aérea (cerca de  $6000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) con respecto a la raíz ( $p<0,01$ ). Mientras que las plantas procedentes de Hc0 han acumulado principalmente en la raíz ( $p<0,05$ ).

Similares concentraciones de *Mn* fueron encontradas en las raíces de las plantas recolectadas de Hc0, con respecto a la parte aérea de las plantas recolectadas de Hc8. Las plantas recolectadas de este último sitio han acumulado más *Mn* en la parte aérea ( $p<0,01$ ); mientras que las plantas recolectadas de Hc0 han acumulado más *Mn* en la raíz ( $p<0,05$ , figura 46e).

Las plantas procedentes de Hc8 acumularon significativamente más *Pb* con respecto a las plantas crecidas en Hc0, principalmente en la parte aérea, con un promedio de  $4253 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Pb* (Figura 46f). Estas concentraciones superan el valor de  $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  necesarios para considerar a la planta como hiperacumuladora. Las plantas recolectadas de Hc0 sólo acumularon  $528 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $381$  en la raíz y  $147 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Pb* en la parte aérea,  $p<0,05$ )

En el caso de *Zn* las plantas crecidas en suelo más contaminado (Hc8) han acumulado más *Zn* que las procedentes del suelo Hc0. Estas últimas acumularon significativamente más *Zn* en la raíz que en la parte aérea ( $1136$  y  $619 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , respectivamente,  $p<0,05$ ). Mientras que, las plantas procedentes de Hc8, han acumulado un mayor contenido de *Zn* en la parte aérea con respecto a la raíz (Figura 46g).

El contenido de metales pesados en las raíces de las plantas de *Senecio* sp no está correlacionada con el contenido de metales en la parte aérea ( $r=0,456$ ).

### iii) Índices de valoración de tolerancia a los metales

*Senecio* sp presenta un valor  $FT>1$  en el caso de la acumulación de todos los metales pesados analizados en las plantas procedentes de Hc8, excepto en el caso de *As*, en donde las concentraciones de este metaloide han estado por debajo del límite de detección ( $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Por tanto, las plantas de *Senecio* sp procedentes de Hc8 tienen una eficiente translocación de los metales desde la raíz hacia la parte aérea. Sin embargo, las plantas crecidas en suelo Hc0 presentan un valor  $FT <1$  en todos los casos. Por tanto, la planta ha estabilizado los metales pesados en la raíz (Tabla 14).

**Tabla 14.**  
Factor de traslocación (FT) de *Senecio* sp crecida en Hc0 y Hc8.

Especie	Suelo	As	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Senecio</i> sp	Hc8	n.d	4,93	4,45	4,57	4,90	9,42	4,72
	Hc0	0,93	0,90	0,43	0,46	0,54	0,39	0,54

De acuerdo a los resultados anteriores, se puede señalar que la una mayor presencia de metales pesados en el suelo afecta a la capacidad de las plantas de transportar estos metales desde la raíz a la parte aérea. Como por ejemplo es el caso de *Pb* y *Zn*, en cuyo caso el mayor contenido de estos metales en el suelo favorece la translocación de éstos hacia la parte aérea. La correlación entre *Pb* y *Zn* y el índice de translocación (n=6) corrobora este hecho, con coeficientes de 0,994\*\* y 0,998\*\*, respectivamente.

Con respecto al los valores de BF, todos los valores son <1 en las plantas procedentes de Hc8. Lo que significa que la planta ha acumulado una menor cantidad de metales pesados con respecto al suelo. Por el contrario, las plantas recolectadas de Hc0, presentan un valor BF > 1 en los casos del *As*, *Cu*, *Mn*, *Pb* y *Zn* (Tabla 15).

**Tabla 15.**  
Índice de Bioacumulación (BF) de *Senecio* sp crecida en Hc0 y Hc8

Especie	Suelo	As	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Senecio</i> sp	Hc8	0,03	0,09	0,10	0,05	0,02	0,55	0,15
	Hc0	3,48	0,87	1,46	0,12	1,04	4,26	4,57

#### 1.5.2.2 *Sonchus oleraceus* (nombre común: “cerraja”)

En nuestro estudio esta especie ha sido encontrada en dos zonas con altas concentraciones de metales: Hc1 (punto moderadamente contaminado) y Hc9 (punto fuertemente contaminado). En el sitio Hc9 se han presentado los valores más altos de todos los puntos de muestreo realizados en el presente estudio.

i) Acumulación de Metales pesados en plantas de *Sonchus oleraceus*

Existen diferencias significativas de acumulación de *Cu*, *Pb* y *Zn*, en los diferentes sitios estudiados (Tabla 24, anexo).

Se ha encontrado un mayor contenido de metales pesados en las plantas recolectadas del punto de muestreo Hc9. En el caso del *As* se encontraron elevadas concentraciones de este metaloide en la parte aérea, cerca de  $230 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , que superaron en 134 veces el contenido normal. También se encontraron elevadas concentraciones de *Pb* que superaron en 520 veces el contenido normal de la parte aérea y 120 en la raíz (Tabla 16).

**Tabla 16.**

Concentraciones de As, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en los puntos de muestreo Hc1 y Hc9, en raíz y parte aérea de *S. oleraceus*.

METAL	zona	Hc 1 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	<sup>1</sup> Nº veces	Hc 9 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	<sup>1</sup> N veces	<sup>2</sup> t	p
<b>As</b>	raíz	nd	-	61	36	-	-
	parte aérea	106	62	227	134	0,5	0,5
<b>Ba</b>	raíz	40	0,2	39	0,2	0,1	0,5
	parte aérea	39	0,2	24	0,1	2,2	0,1
<b>Cu</b>	raíz	54	3	59	3	-1,6	0,2
	parte aérea	54	3	133	7	-5,6	0,02*
<b>Fe</b>	raíz	1708	6	3198	11	-1,5	0,5
	parte aérea	3870	13	1599	5	10,8	0,001***
<b>Mn</b>	raíz	287	1	831	4	-4,3	0,05*
	parte aérea	1159	6	677	3	2,6	0,10
<b>Pb</b>	raíz	332	66	600	120	2,8	0,2
	parte aérea	616	123	2598	520	-9,1	0,001***
<b>Zn</b>	raíz	559	6	1119	11	-4,2	0,1
	parte aérea	1589	16	1629	16	-0,2	0,5

<sup>1</sup>Nº veces comparado con plantas crecidas en suelos no contaminados: As= 1,7 (Kabata-Pendias y Pendias, 2000); Ba= 1-198 (Kabata-Pendias y Pendias, 2000); Cu=20  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Chaney, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 2000); Fe= 300 (Chaney, 1983), Mn= 200  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Kabata, Pendias y Pendias, 2000); Pb= 5  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Chaney, 1983, Shen y Liu, 1998); Zn= 100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Yoon et al., 2006)  
<sup>2</sup> t- student: Media (n=3) concentración de metales pesados ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  materia seca) en Hc9 y Hc1 (n=3). nd= no detectado

Las plantas procedentes de Hc1 también acumularon elevadas cantidades de metales en su parte aérea, con valores de hasta 123 veces en el caso del *Pb*, en comparación con el contenido normal de este metal en plantas. El *As* superó en 62 veces, en tanto el *Zn* fue similar en ambos puntos de muestreo (cerca de  $1600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , tabla 16).

Las concentraciones de *As*, *Ba* y *Zn* no han cambiado con el aumento de los metales en el suelo. En el caso de *Cu* y *Pb* el contenido de estos metales en la raíz tampoco varió, sin embargo, en la parte aérea aumentaron en función del contenido de metales en el suelo. Únicamente el contenido de *Fe* disminuyó en la parte aérea. El único caso que aumento la concentración de metales en la raíz, manteniéndose constante en la parte aérea es el *Mn* (Tabla 17).

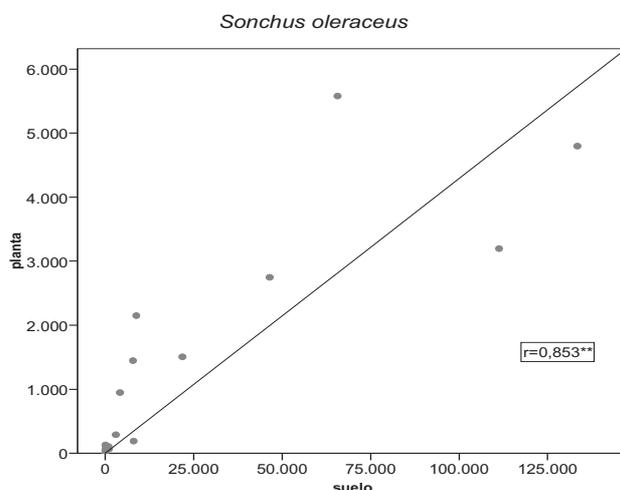
**Tabla 17.**

Comportamiento de los metales pesados en plantas de *S. oleraceus* como respuesta a un aumento de contenido de metales en el suelo.

Elemento	Raíz <sup>1</sup>	Parte aérea <sup>1</sup>
<i>As</i>	-	No cambió
<i>Ba</i> y <i>Zn</i>	No cambió	No cambió
<i>Cu</i> y <i>Pb</i>	No cambió	Aumentó
<i>Fe</i>	No cambió	Disminuyó
<i>Mn</i>	Aumentó	No cambió

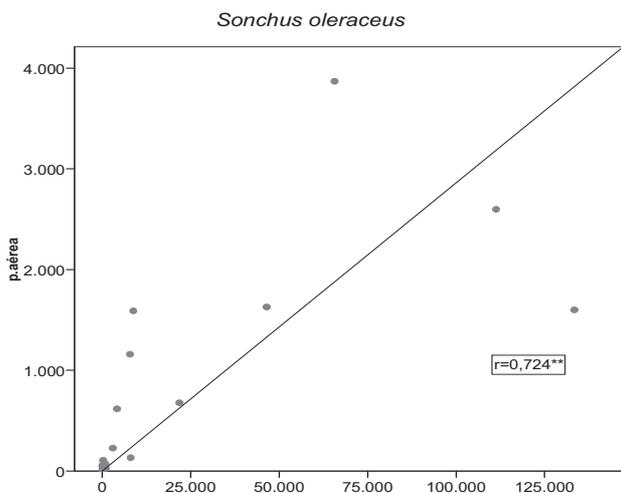
<sup>1</sup>en función a  $p < 0,05$

Esta especie ha acumulado una mayor cantidad de metales en plantas crecidas en el suelo más contaminado (Hc9), excepto para el *Ba*, *Fe* y *Mn*. Por tanto, existe una relación significativa y positiva entre el contenido total de metales pesados en el suelo y la concentración encontrada en las plantas con  $r=0,853^{**}$  (figura 47). En el caso de la correlación entre el suelo y la parte aérea y el suelo con la raíz, ambas son también positivas y significativas (figuras 48 y 49).

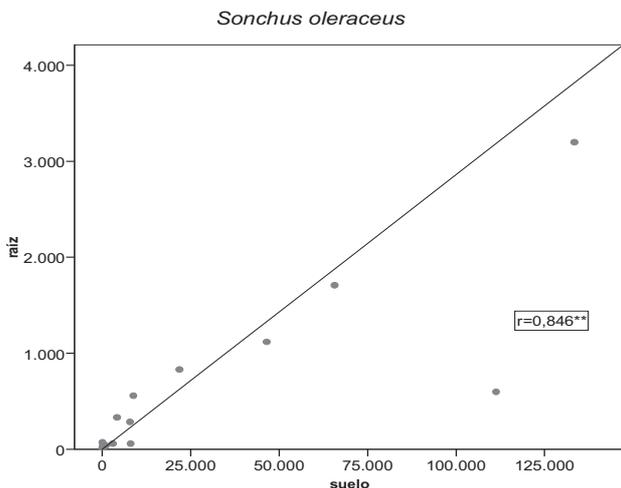


**Figura 47.** Relación entre contenido de *As*, *Ba*, *Cr*, *Cu*, *Fe*, *Mn*, *Pb*, *Sr* y *Zn* en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por *Sonchus oleraceus* ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) ( $n=18$ ).

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)



**Figura 48.** Relación entre contenido de *As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr* y *Zn* en el suelo, en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Sonchus oleraceus* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=18$ ).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

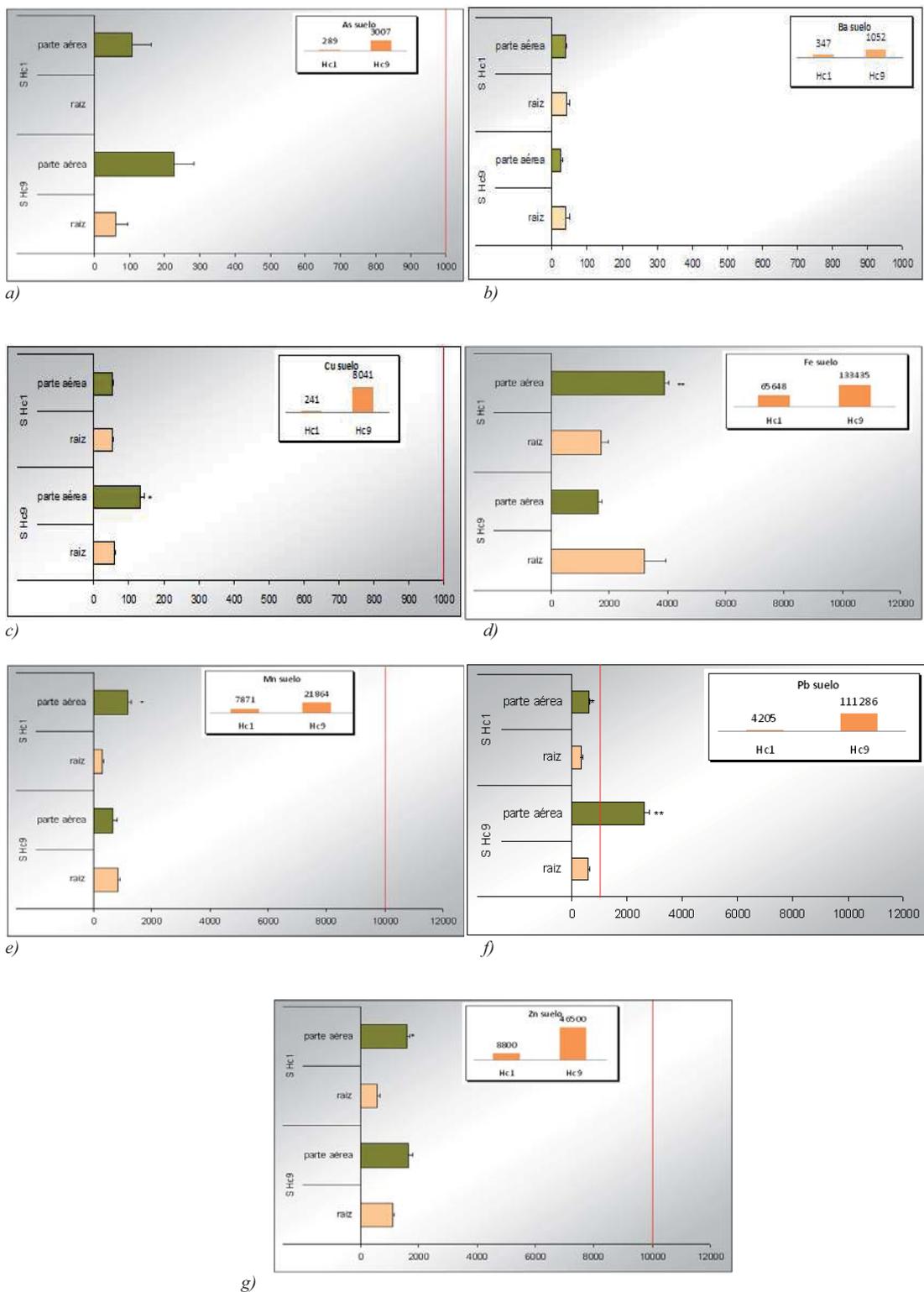


**Figura 49.** Relación entre contenido de *As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr* y *Zn* en el suelo, en relación al contenido de metales absorbidos por la raíz de *Sonchus oleraceus* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=18$ ).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0.01 (bilateral)

ii) *Diferencias de concentración entre la raíz y la parte aérea*

*Sonchus oleraceus* acumuló más *As* en la parte aérea, tanto en las plantas procedentes de Hc9 como de Hc1. Las concentraciones de este metaloide en las raíces de las plantas procedentes de Hc1 estuvieron por debajo del límite de detección ( $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , figura 50a).

Con respecto al contenido de *Ba*, esta especie acumuló cantidades similares de este elemento tanto en las plantas procedentes de Hc1 como de Hc9 ( $63$  y  $70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , respectivamente). Las diferencias de concentración de este metal en la raíz y la parte aérea no fueron significativas (figura 50b).



**Figura 50.** Media (n=3) del contenido de a) As, b) Ba, c) Cu, d) Fe, e) Mn, f) Pb y g) Zn (mg·kg<sup>-1</sup> PS) en *Sonchus oleraceus* crecida en los puntos Hc1 y Hc9.

\* La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral), \*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral). La línea roja indica el límite para considerarla como hiperacumuladora.

Un total de  $108 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Cu* se observaron en las plantas procedentes de Hc1, en tanto que las plantas crecidas en Hc9, acumularon un total de  $192 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Las plantas recolectadas de Hc1 acumularon cantidades similares de *Cu* tanto en la raíz como en la parte aérea. Por el contrario, las plantas crecidas en Hc9 acumularon significativamente más *Cu* en la parte aérea que en la raíz ( $p < 0,05$ , figura 50c).

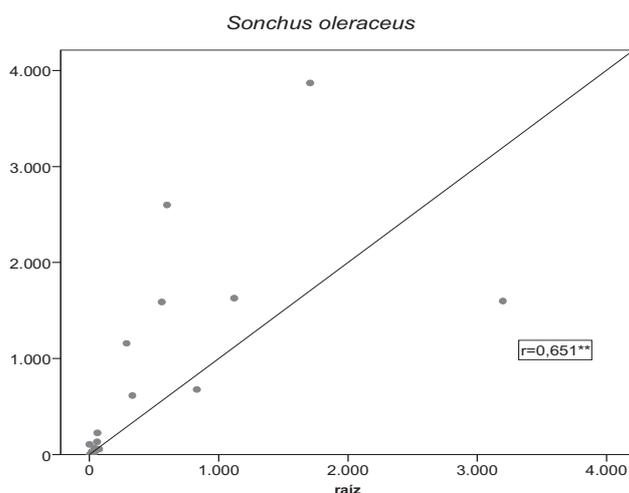
En el caso del *Fe*, la planta crecida en el punto de muestreo Hc1, ha acumulado un total de  $5578 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , de los cuales la mayor parte se ha concentrado en la parte aérea con respecto a la raíz ( $p < 0,01$ ). No se observan diferencias de contaminación de este metal entre la raíz y la parte aérea de las plantas recolectadas en Hc9.

Una tendencia similar ocurre con el *Mn*, las plantas que proceden del suelo Hc1, han acumulado más *Mn* en la parte aérea, mientras que las plantas crecidas en Hc9 han acumulado una mayor cantidad de este elemento en la raíz, aunque las diferencias no son significativas (figura 50e).

En relación al contenido de *Pb*, todas las plantas analizadas acumularon una mayor cantidad de este metal en la parte aérea con respecto a la raíz, tanto las procedentes de Hc1 como Hc9. Este último punto de muestreo presenta un contenido muy elevado de *Pb*, y las plantas de *S. oleraceus* analizadas en este estudio, que han crecido espontáneamente en este punto, han acumulado elevadas cantidades de este metal, alcanzando un total de  $3198 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , de los cuales,  $2598 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  se han encontrado en la parte aérea, sobrepasando el límite para ser considerada como hiperacumuladora de *Pb* (figura 50f).

De forma similar, las plantas crecidas en el suelo más contaminado con *Zn* (Hc9), han acumulado un mayor contenido de este metal. Las mayores concentraciones de este elemento se han encontrado en la parte aérea, tanto en las plantas procedentes de Hc1 como de Hc9. En el caso de las plantas procedentes de este último sitio las diferencias no han sido significativas. Mientras que, las plantas recolectadas en Hc1, han acumulado más *Zn* en la parte aérea ( $p < 0,05$ , figura 50g).

Los resultados de este estudio nos permiten señalar que las concentraciones de metales encontradas en la raíz, se correlacionan significativamente con aquellas encontradas en la parte aérea de las plantas de *S. oleraceus* analizadas (figura 51).



**Figura 51.** Relación entre contenido de *As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr* y *Zn* en la raíz, en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Sonchus oleraceus* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=18$ ).

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

### iii) Índices de valoración de tolerancia a los metales

*Sonchus oleraceus* crecida en Hc1 presenta un valor FT >1 para *Fe, Mn, Pb* y *Zn* y en las plantas procedentes de Hc9, para *As, Cu, Pb* y *Zn*. Esto indica una eficiente translocación de los metales desde la raíz a la parte aérea de la planta, para estos elementos (Tabla 18).

**Tabla 18.**

Factor de traslocación (FT) de *S. oleraceus* crecida en Hc1 y Hc9

Especie	Suelo	As	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<b>S. oleraceus</b>	Hc1	n.d	0,98	0,00	<b>2,27</b>	<b>2,88</b>	<b>1,85</b>	<b>2,84</b>
	Hc9	<b>3,76</b>	0,61	<b>2,25</b>	0,50	0,81	<b>4,33</b>	<b>1,45</b>

Todas plantas de *S. oleraceus* analizadas han presentado un índice de bioacumulación <1, tanto para aquellas procedentes del suelo más contaminado, como las crecidas en el suelo menos contaminado. Esto significa que las plantas han acumulado una menor concentración de metales pesados que los que contiene el suelo (Tabla 19).

**Tabla 19.**

Índice de Bioacumulación (BF) de *S. oleraceus* crecida en Hc1 y Hc9

Especie	Suelo	As	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<b>S. oleraceus</b>	Hc1	0,37	0,23	0,45	0,08	0,18	0,23	0,24
	Hc9	0,10	0,06	0,02	0,04	0,07	0,03	0,06

1.5.2.3 *Baccharis latifolia* (nombre común: “chilca”)

En nuestro estudio la especie *Baccharis latifolia* ha sido recolectada de los puntos de muestreo Hc0 y Hc8.

i) *Acumulación de Metales pesados en plantas de Baccharis latifolia*

Las plantas recolectadas de Hc8 han acumulado más *As*, *Cu* y *Pb* y menos cantidad de *Ba*, *Fe*, *Mn* y *Zn*, que las plantas crecidas en Hc0 (Tabla 20). Existen diferencias de acumulación en las plantas procedentes de los diferentes suelos, para todos los metales (Tabla 25, anexo).

**Tabla 20.**

Concentraciones de *As*, *Ba*, *Cu*, *Fe*, *Mn*, *Pb* y *Zn* en *B.latifolia* procedentes de los puntos de muestreo fuertemente contaminado (Hc8) y levemente contaminado (Hc0) de la mina Carolina.

METAL	zona	Hc8 (mg·kg <sup>-1</sup> )	<sup>1</sup> Nº veces	Hc 0 (mg·kg <sup>-1</sup> )	<sup>1</sup> Nº veces	<sup>2</sup> t	p
<b>As</b>	raíz	nd	-	nd	-	-	-
	parte aérea	138	81	nd	-	-	-
<b>Ba</b>	raíz	21	0,1	24	0,1	0,6	0,5
	parte aérea	16	0,1	56	0,3	-4,8	0,02*
<b>Cu</b>	raíz	54	3	27	1	6,38	0,01**
	parte aérea	129	7	47	2	8,63	0,005**
<b>Fe</b>	raíz	799	3	1319	4	-2,66	0,10
	parte aérea	2004	7	3274	11	-6,4	0,005**
<b>Mn</b>	raíz	95	0,5	367	2	-4,94	0,01**
	parte aérea	368	2	1506	8	-14,50	0,001**
<b>Pb</b>	raíz	720	144	277	55	4,49	0,02*
	parte aérea	2554	511	531	106	7,11	0,005**
<b>Zn</b>	raíz	299	3	700	7	-3,86	0,02*
	parte aérea	1284	13	1476	15	-1,45	0,5

<sup>1</sup>Nº veces comparado con plantas crecidas en suelos no contaminados: *As*= 1,7 (Kabata-Pendias y Pendias, 2000); *Ba*= 1-198 (Kabata-Pendias y Pendias, 2000); *Cu*=20 mg·kg<sup>-1</sup> (Chaney, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 2000); *Fe*= 300 (Chaney, 1983), *Mn*= 200 mg·kg<sup>-1</sup> (Kabata, Pendias y Pendias, 2000); *Pb*= 5 mg·kg<sup>-1</sup> (Chaney, 1983, Shen y Liu, 1998); *Zn*= 100 mg·kg<sup>-1</sup> (Yoon et al., 2006)  
<sup>2</sup> t- student: Media (n=3) concentración de metales pesados (mg·kg<sup>-1</sup> materia seca) en Hc8 y Hc0 (n=3). nd= no detectado

Las concentraciones de *As* en la raíz de las plantas crecidas en suelo Hc8 y las procedentes del suelo Hc0 han estado por debajo del límite de detección (0,1 mg·kg<sup>-1</sup>). Mientras que las concentraciones de este metal en la parte aérea de las plantas procedentes de Hc8 han sido 81 veces mayores que las concentraciones normales de este elemento en plantas (Tabla 18).

El contenido de *Ba* tuvo dentro del valor considerado como normal; mientras que el *Cu* lo superó en 7 veces, en la parte aérea de las plantas procedentes de Hc8. Por el contrario, altos contenidos de *Fe* y *Mn*, fueron encontrados en las plantas recolectadas en Hc0.

Altas concentraciones especialmente de *Pb* fueron encontradas en la parte aérea de esta especie, tanto en plantas procedentes de Hc0 y Hc8, superando las 106 y 511 veces las concentraciones normales de este metal en plantas (tabla 18).

Las cantidades de *Ba* y *Fe* en las raíces no han cambiado con un mayor contenido de metales en el suelo, mientras que el contenido de estos elementos en la parte aérea ha disminuido. Las cantidades de *Cu* y *Pb* han aumentado de manera proporcional al aumento de metales pesados en el suelo, mientras que las cantidades de *Mn* y *Zn* han disminuido (Tabla 21).

**Tabla 21.**

Comportamiento de los metales pesados en plantas de *B.latifolia* como respuesta a un aumento de contenido de metales en el suelo.

Elemento	Raíz <sup>1</sup>	Parte aérea <sup>1</sup>
<i>Ba</i> y <i>Fe</i>	No cambió	Disminuyó
<i>Cu</i> y <i>Pb</i>	Aumentó	Aumentó
<i>Mn</i> y <i>Zn</i>	Disminuyó	Disminuyó

<sup>1</sup>en función a  $p < 0,05$

Las concentraciones de metales pesados en el suelo con respecto a las encontradas en la planta no están relacionadas ( $r=0,454$ ). Tampoco se ha observado una correlación significativa entre la acumulación de metales pesados en el suelo con respecto a la parte aérea ( $r=0,446$ ), ni entre el suelo y la raíz ( $r=0,464$ ).

#### ii) Diferencias de concentración entre la raíz y la parte aérea

Los valores de *As* han estado por debajo del límite de detección ( $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), tanto en la raíz como en la parte aérea de las plantas recolectadas de Hc0. Mientras que, las plantas procedentes de Hc8 han acumulado  $138 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de este metaloide en la parte aérea.

Con respecto al contenido de *Ba*, las plantas recolectadas en Hc0, acumularon un mayor contenido de este metal en la parte aérea. En tanto, las plantas procedentes del suelo contaminado acumularon una mayor concentración de *Ba* en la raíz (figura 52a).

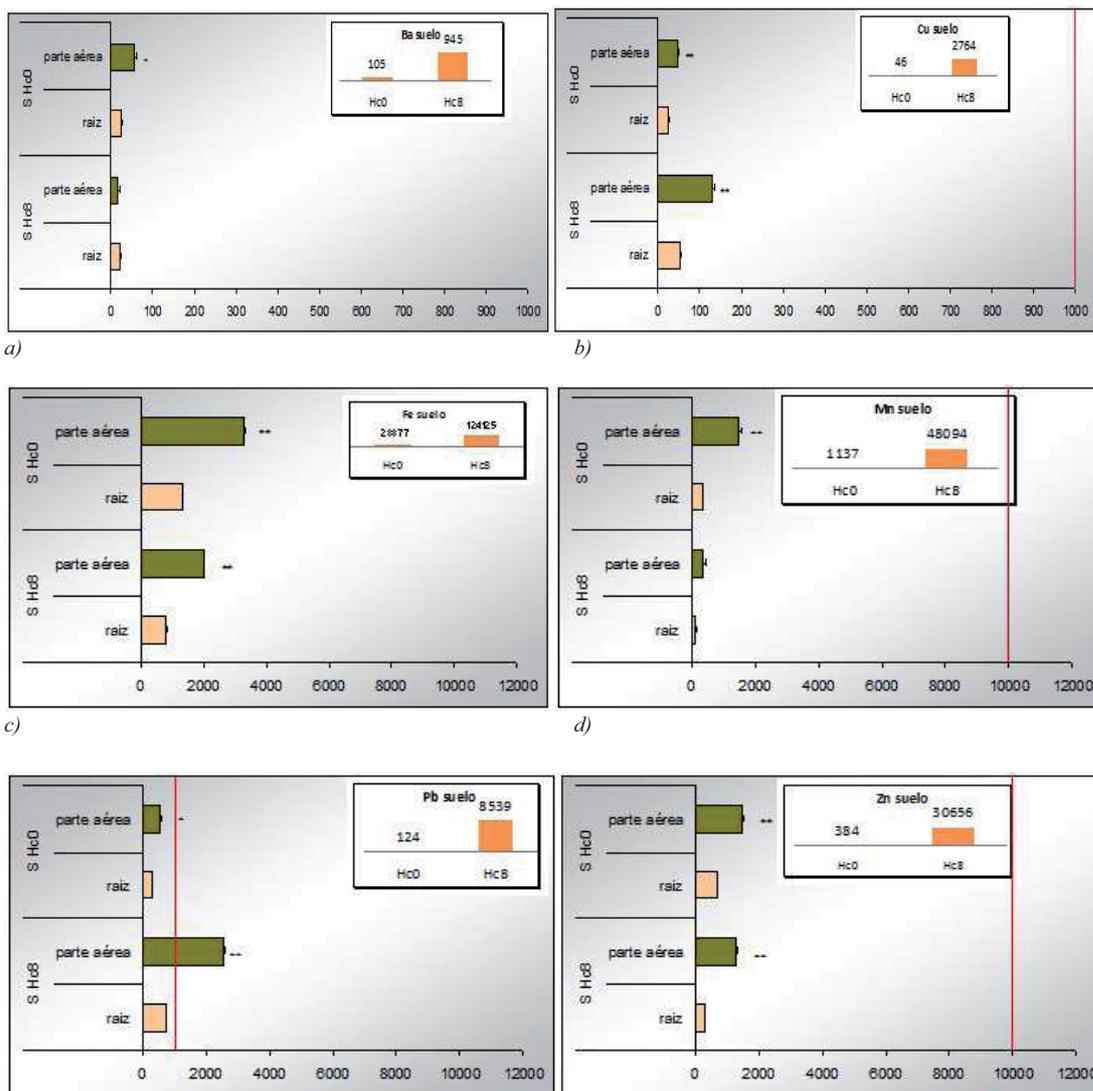


Figura 52. Media (n=3) del contenido de a) Ba, b) Cu, c) Fe, d) Mn, e) Pb y f) Zn (mg·kg<sup>-1</sup> PS) en *Baccharis latifolia* crecida en Hc0 y Hc8.

La línea roja indica el límite para considerarla como hiperacumuladora.

\* La correlación es significativa a nivel 0,05, \*\* La correlación es significativa al nivel 0,01

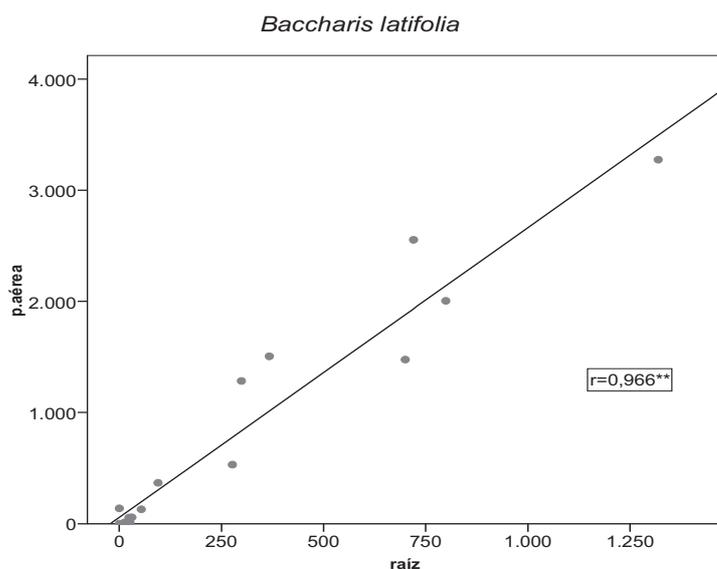
Las plantas han acumulado significativamente más *Cu* en la parte aérea, tanto en las plantas procedentes de Hc0 como Hc8. Aunque las plantas crecidas en este último sitio acumularon 129 mg·kg<sup>-1</sup> en comparación con las procedentes de Hc0 que acumularon 47 mg·kg<sup>-1</sup> de *Cu*, en la parte aérea (figura 52b).

Todas las plantas estudiadas acumularon significativamente más *Fe* en la parte aérea con respecto a la raíz (p<0,001). Un mayor contenido de este metal se ha encontrado en las plantas procedentes del punto de muestreo Hc0. Una tendencia similar ocurre en el caso del *Mn*. En ambos casos las plantas acumularon más *Mn* en la parte aérea (figura 52d).

En el caso del *Pb*, todas las plantas acumularon un mayor contenido de este metal en la parte aérea respecto a la raíz. En el caso de las plantas procedentes del suelo más contaminado, han acumulado  $2500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Pb*, superando el valor límite para ser considerada como hiperacumuladora de este metal (figura 52e).

Con respecto al *Zn*, esta especie acumuló este elemento preferentemente en la parte aérea de las plantas ( $p < 0,01$ ), tanto en las plantas procedentes de los puntos de muestreo Hc0 y Hc8. En ambos casos las concentraciones de este metal fueron similares ( $1476$  y  $1284 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , figura 52f).

Existe una correlación positiva y significativa entre el contenido de metales de la raíz con respecto a la parte aérea ( $p < 0,01$ , figura 53); aunque las diferencias de acumulación entre el suelo y la raíz, y el suelo y la parte aérea no han sido significativas.



**Figura 53.** Relación entre contenido de *As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr* y *Zn* en la raíz, en relación al contenido de metales acumulados en la parte aérea de *Baccharis latifolia* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=18$ ).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

### iii) Índices de valoración de tolerancia a los metales

El índice FT en todos los casos ha sido  $>1$ , excepto en el caso de las plantas procedentes de Hc8. *Baccharis latifolia* acumuló un mayor contenido de metales pesados en la parte aérea con respecto a la raíz, ya sea en Hc0, como en Hc8, y en el caso de todos los metales analizados (Tabla 22).

**Tabla 22.**

Factor de translocación (FT) de *B. latifolia* crecida en Hc8 y Hc0

Especie	Suelo	As	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>B.latifolia</i>	Hc8	n.d	0,78	2,41	2,54	3,87	3,55	4,29
	Hc0	n.d	2,33	1,80	2,48	4,10	1,92	2,11

Todas las plantas de *B. latifolia* procedentes de Hc8, el suelo más contaminado en que se ha observado esta especie, presentan un índice BF<1. Por tanto, las plantas han acumulado un menor contenido de metales pesados que en el suelo. Sin embargo, las plantas procedentes del suelo menos contaminado (Hc0), muestran un valor BF>1 para todos los metales excepto en el caso del *Ba* y *Fe* (Tabla 23).

**Tabla 23.**

Índice de Bioacumulación (BF) de *B. latifolia* crecida en Hc8 y Hc0

Especie	Suelo	As	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>B.latifolia</i>	Hc8	0,09	0,04	0,07	0,02	0,01	0,38	0,05
	Hc0	-	0,76	1,60	0,16	1,65	6,52	5,67

#### 1.5.2.4 *Plantago orbignyana* Steinheil (nombre común: “Llanti-llanti”)

En nuestro estudio *P. orbignyana* fue recolectada de los puntos de muestreo levemente contaminado (Hc0) y fuertemente contaminado (Hc8).

##### i) Acumulación de Metales pesados en plantas de *P. orbignyana*

Las plantas procedentes de Hc8 acumularon un mayor contenido de metales pesados. En general, existen diferencias significativas de acumulación de metales pesados en las plantas de *P. orbignyana* procedentes de los diferentes suelos estudiados (Tabla 26, anexo).

En el caso del *As*, el contenido de este metaloide en las plantas recolectadas en Hc0, estuvieron por debajo del límite de detección (0,1 mg·kg<sup>-1</sup>). Lo mismo que en la raíz de las plantas que proceden de Hc8. Las plantas procedentes de este último sitio han acumulado 155 veces más *As* en la parte aérea que el contenido normal de este metaloide en plantas (Tabla 24).

Tabla 24.

Concentraciones de As, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en *P. orbignyana* procedentes del punto de muestreo fuertemente contaminado (Hc8) y levemente contaminado (Hc0) de la mina Carolina.

METAL	zona	Hc 8 (mg·kg <sup>-1</sup> )	<sup>1</sup> Nº veces	Hc0 (mg·kg <sup>-1</sup> )	<sup>1</sup> Nº veces	<sup>2</sup> t	p
As	raíz	nd	-	nd	-	-	-
	parte aérea	196	115	nd	-	-	-
Ba	raíz	27	0,1	18	0,1	0,98	0,5
	parte aérea	79	0,4	55	0,3	0,92	0,5
Cu	raíz	155	8	59	3	2,5	0,10
	parte aérea	390	20	49	3	5,5	0,02*
Fe	raíz	3940	13	1547	5	2,29	0,20
	parte aérea	9270	31	1771	6	7,19	0,002**
Mn	raíz	746	4	343	2	1,34	0,5
	parte aérea	3639	18	625	3	6,24	0,005**
Pb	raíz	2329	466	210	42	3,62	0,05*
	parte aérea	6998	1400	233	47	10,42	0,001**
Zn	raíz	3144	31	818	8	2,36	0,05*
	parte aérea	9618	96	712	7	8,71	0,001**

<sup>1</sup>Nº veces comparado con plantas crecidas en suelos no contaminados: As= 1,7 (Kabata-Pendias y Pendias, 2000); Ba= 1-198 (Kabata-Pendias y Pendias, 2000); Cu=20 mg·kg<sup>-1</sup> (Chaney, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 2000); Fe= 300 (Chaney, 1983); Mn= 200 mg·kg<sup>-1</sup> (Kabata, Pendias y Pendias, 2000); Pb= 5 mg·kg<sup>-1</sup> (Chaney, 1983 Shen y Liu, 1998); Zn= 100 mg·kg<sup>-1</sup> (Yoon et al., 2006)

<sup>2</sup> t- student: Media (n=3) concentración de metales pesados (mg·kg<sup>-1</sup> materia seca) en Hc8 y Hc0 (n=3). nd= no detectado

Elevadas cantidades de *Pb* fueron encontradas tanto en la raíz como en la parte aérea de esta especie, alcanzando un valor de 466 y 1400 veces más que plantas crecidas en condiciones normales, respectivamente. Mientras que las plantas procedentes del punto Hc0, también acumularon elevadas concentraciones de este metal, superando en 40 veces el contenido normal. En las crecidas en Hc8 también se observan elevadas cantidades de *Cu*, *Fe* y *Mn*. En cambio, el contenido de *Ba* estuvo dentro de los valores normales. (Tabla 22).

En el caso del *Zn* fueron encontrados elevados contenidos de este metal, que superaron en 96 veces el contenido normal, en la parte aérea de las plantas recolectadas en Hc8.

Según los resultados obtenidos podemos señalar que en suelos con un mayor contenido de metales pesados, las cantidades de *Ba* en las plantas de *P. orbignyana* se han mantenido constantes, mientras que las cantidades de *Cu*, *Fe* y *Mn* no han cambiado en la raíz pero si han aumentado en la parte aérea. Por el contrario, las cantidades de *Pb* y *Zn* han aumentado tanto en la raíz como en la parte aérea (Tabla 25).

**Tabla 25.**

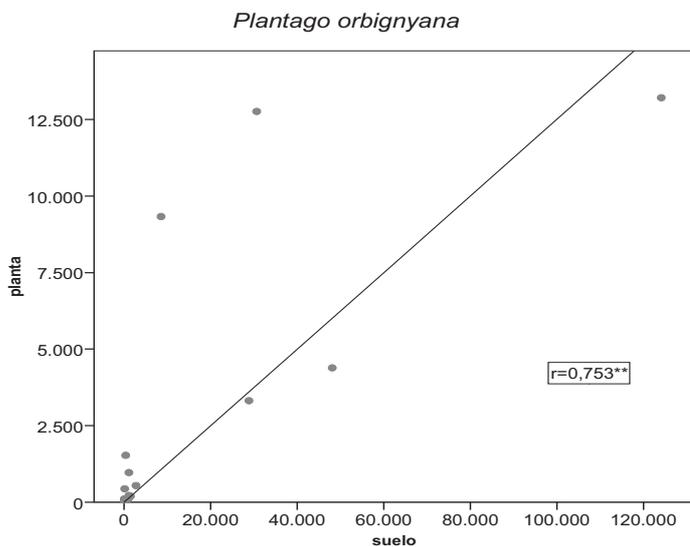
Comportamiento de los metales pesados en plantas de *P. orbignyana* como respuesta a un aumento de contenido de metales en el suelo.

Elemento	Raíz <sup>1</sup>	Parte aérea <sup>1</sup>
Ba	No cambió	No cambió
Cu, Fe, Mn	No cambió	Aumentó
Pb y Zn	Aumentó	Aumentó

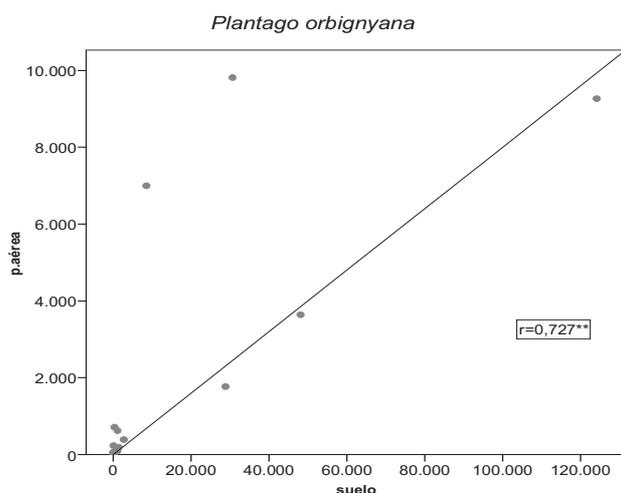
<sup>1</sup>en función a  $p < 0,05$

En nuestro estudio esta especie absorbió una mayor cantidad de *As, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb* y *Zn* en las plantas crecidas en el suelo más contaminado (Hc8) con respecto al menos contaminado (Hc0), tanto en la raíz como en la parte aérea. Con lo cual, existe una relación positiva con el contenido total de metales pesados presentes en el suelo con respecto a los contenidos observados en la planta con  $r=0,753^{**}$  (figura 54).

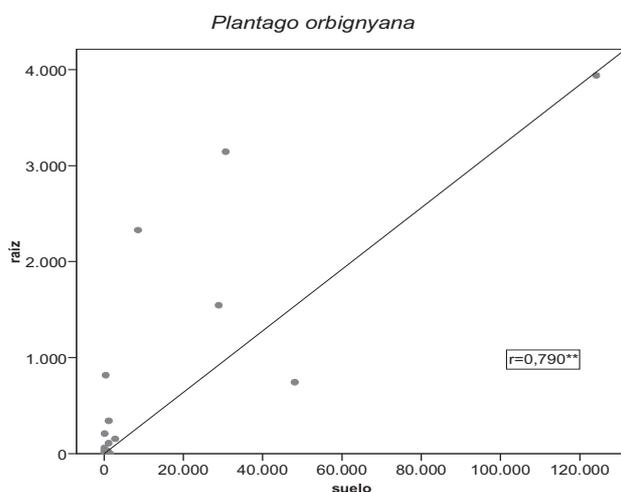
Esta correlación también es significativa en el caso del suelo-parte aérea (figura 55) y suelo-raíz (figura 56).



**Figura 54.** Relación entre contenido de *As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr* y *Zn* en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por *Plantago orbignyana* ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) ( $n=16$ ).  
**\*\*** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)



**Figura 55.** Relación entre contenido de *As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr* y *Zn* en el suelo, en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Plantago orbignyana* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=16$ ).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)



**Figura 56.** Relación entre contenido de *As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr* y *Zn* en el suelo, en relación al contenido de metales absorbidos por la raíz de *Plantago orbignyana* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=16$ ).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

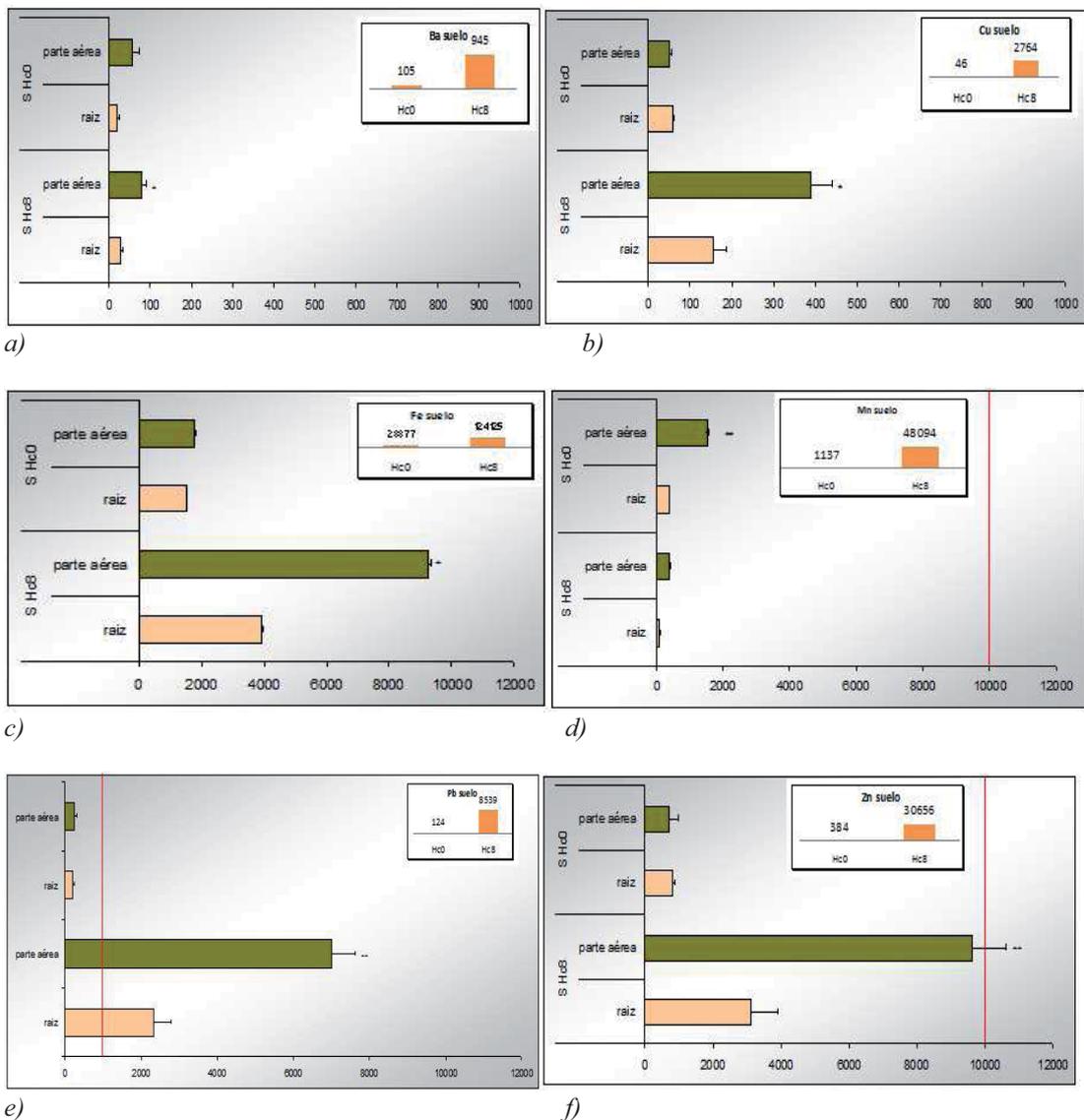
## ii) Diferencias de concentración entre la raíz y la parte aérea

Las plantas procedentes del suelo Hc8 han acumulado una mayor concentración de metales en la parte aérea con respecto a la raíz. Mientras que en el caso de las plantas recolectadas en Hc0, no existen diferencias significativas, excepto en el caso del *Mn*.

Las concentraciones de *As* estuvieron por debajo del límite de detección ( $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) en las plantas recolectadas en Hc0, mientras que las plantas recolectadas en Hc8 acumularon  $198 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en la parte aérea.

Las plantas crecidas en el sitio Hc8 han acumulado  $106 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Ba* ( $27$  y  $78 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , en la raíz y en la parte aérea,  $p<0,05$ ), mientras las plantas procedente de Hc0 han acumulado un total de  $73 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  y no mostraron diferencias significativas de concentración entre la raíz y la parte aérea (figura 57a).

En cuanto al contenido de *Cu* las plantas procedentes de Hc8 han acumulado 545 mg·kg<sup>-1</sup> (155 y 390 en la raíz y la parte aérea respectivamente, p<0,05) y las plantas crecidas en Hc0 han acumulado 108 mg·kg<sup>-1</sup>, distribuidos de manera uniforme (figura 57b).



**Figura 57.** Media (n=3) del contenido de a) Ba, b) Cu, c) Fe, d) Mn, e) Pb y f) Zn (mg·kg<sup>-1</sup> PS) en *Plantago orbignyana* crecida en el suelo Hc0 y Hc8.

La línea roja indica el límite para considerarla como hiperacumuladora.

\* La correlación es significativa a nivel 0,05

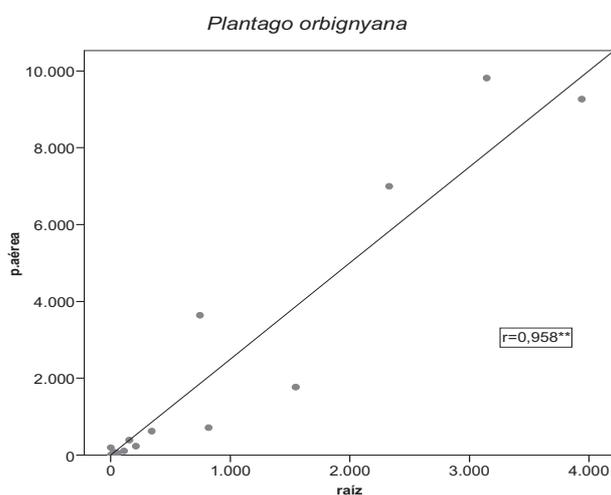
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01

Las plantas recolectadas en Hc8 también acumularon un mayor contenido de *Fe*, 9270  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en parte aérea ( $p<0,05$ ), mientras las plantas procedentes de Hc0 acumularon 1771 en la raíz y la parte aérea. Una tendencia similar ocurre en la acumulación de *Mn*, las plantas crecidas en Hc0 acumularon menos *Mn* con respecto a las procedentes de Hc8 (968 y 4385  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , respectivamente). Todas las plantas de *P. orbignyana* acumularon más *Mn* en la parte aérea con respecto a la raíz ( $p<0,01$ ).

Fueron encontradas elevadas cantidades de *Pb* en la parte aérea de las plantas procedentes de Hc8, cerca de 7000  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Esto representa siete veces más el contenido para ser considerada como hiperacumuladora de éste metal. En tanto, las plantas procedentes de Hc0 sólo han acumulado 233  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  parte aérea (figura 57e).

Por último, elevadas concentraciones de *Zn* fueron encontradas en la parte aérea de las plantas procedentes de Hc8, alcanzando un valor máximo de acumulación de este metal de 11555  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (media 9618  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), aproximándose al límite de 10000  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  para ser considerada como hiperacumuladora de este metal (figura 57f).

De acuerdo a la correlación entre la concentración de metales pesados entre la raíz y la parte aérea, éste es positiva y significativa con  $r=0,958^{**}$  (figura 58).



**Figura 58.** Relación entre contenido de As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr y Zn en la raíz, en relación al contenido de metales acumulados en la parte aérea de *Plantago orbignyana* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=16$ ).

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

### iii) Índices de valoración de tolerancia a los metales

Todas las plantas de *P. orbignyana* estudiadas tienen un valor  $FT>1$ , excepto en el caso de *Zn* y *Cu* de las plantas procedentes de Hc0, sin embargo, son muy cercanos a 1. Esta

especie es, por tanto, eficiente en la translocación de metales pesados desde la raíz a la parte aérea (Tabla 26).

**Tabla 26.**  
Factor de traslocación (FT) de *P. orbignyana* crecida en Hc8 y Hc0

Especie	Suelo	As	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>P. orbignyana</i>	Hc8	n.d	2,90	2,51	2,35	4,94	3,00	3,06
	Hc0	n.d	3,00	0,83	1,15	1,82	1,06	0,87

El índice BF es >1 en el caso del *Pb* en plantas procedentes de Hc0 y Hc8. Esto indica que la planta acumuló un mayor contenido de este metal en sus tejidos en relación al contenido en el suelo. Similares resultados se obtuvieron para *Zn* y *Cu* de las plantas procedentes de Hc0. Para el resto de los metales estudiados este índice es <1 (Tabla 27).

**Tabla 27.**  
Índice de Bioacumulación (BF) de *P. orbignyana* crecida en Hc8 y Hc0

Especie	Suelo	As	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>P. orbignyana</i>	Hc8	0,13	0,11	0,20	0,11	0,09	1,09	0,42
	Hc0	-	0,70	2,36	0,12	0,85	3,57	3,98

#### 1.5.2.5 *Lepidium bipinnatifidum* Desv (nombre común “mostacilla”)

*Lepidium bipinnatifidum* en nuestro estudio ha sido recolectada en la zona con la más alta concentración de metales pesados (Hc9).

##### i) Acumulación de Metales pesados en plantas de *L. bipinnatifidum*

Fueron encontradas altas concentraciones de *Pb* en esta especie, cuyos valores en la parte aérea han superado 1300 veces el rango considerado como normal. Resultados similares se han observado en el caso de *As*, *Fe*, *Zn* y *Cu* (Tabla 28).

Tabla 28.

Concentraciones de *As*, *Ba*, *Cu*, *Fe*, *Mn*, *Pb* y *Zn* en *Lepidium bipinnatifidum* procedentes de suelo fuertemente contaminado (Hc9) de la mina Carolina.

METAL	zona	Hc 9 (mg·kg <sup>-1</sup> )	<sup>1</sup> Nº veces
As	raíz	117	69
	parte aérea	325	191
Ba	raíz	3	0,02
	parte aérea	86	0,4
Cu	raíz	9	0,5
	parte aérea	407	20
Fe	raíz	546	2
	parte aérea	6700	335
Mn	raíz	35	0,2
	parte aérea	1061	5
Pb	raíz	48	10
	parte aérea	6886	1377
Zn	raíz	234	2
	parte aérea	5034	50

<sup>1</sup>Nº veces comparado con plantas crecidas en suelos no contaminados: *As*= 1,7 (Kabata-Pendias y Pendias, 2000); *Ba*: 1-198 (Kabata-Pendias y Pendias, 2000); *Cu*=20 mg·kg<sup>-1</sup> (Chaney, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 2000); *Fe*= 300 (Chaney, 1983), *Mn*= 200 mg·kg<sup>-1</sup> (Kabata, Pendias y Pendias, 2000); *Pb*= 5 mg·kg<sup>-1</sup> (Chaney, 1983, Shen y Liu, 1998); *Zn*= 100 mg·kg<sup>-1</sup> (Yoon et al., 2006)

<sup>2</sup> t- student: Media (n=3) concentración de metales pesados (mg·kg<sup>-1</sup> materia seca) en plantas procedentes de Hc9 (n=3). nd= no detectado

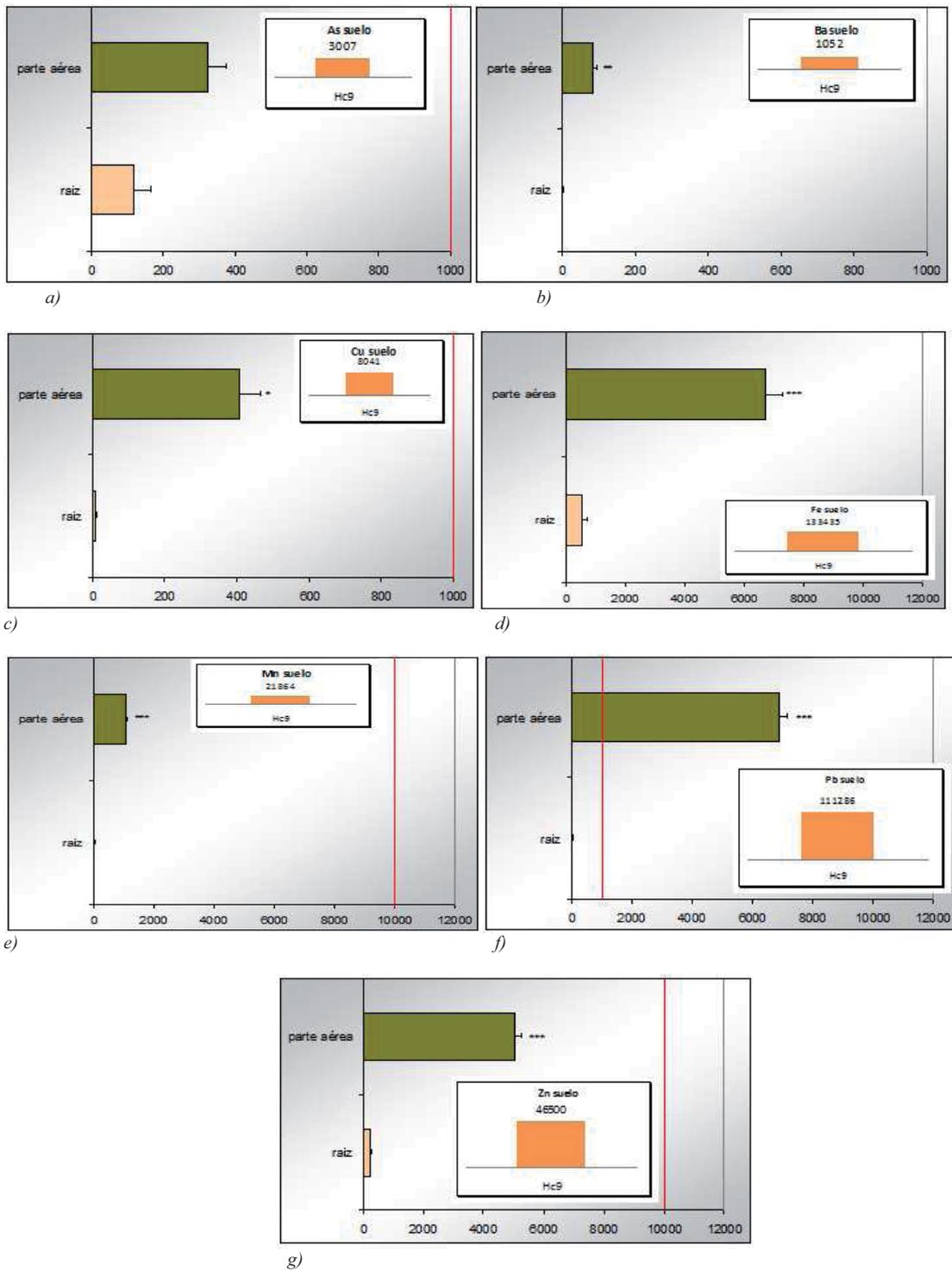
Lo mismo que en caso del *Ba*, las plantas han acumulado cantidades normales de este elemento cuyo rango va desde 1 a 198 mg·kg<sup>-1</sup> (Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

#### ii) Diferencias de concentración entre la raíz y la parte aérea

La planta ha acumulado un mayor contenido de metales pesados en la parte aérea respecto a la cantidad acumulada en la raíz, en el caso de todos los metales analizados (figura 59).

En el caso del *As* ha acumulado 117 y 325 mg·kg<sup>-1</sup>, en la raíz y en la parte aérea, respectivamente, sin embargo, no se observan diferencias significativas. Con respecto al *Ba* y *Cu*, esta especie acumuló la mayor parte de estos elementos en la parte aérea, un total de 86 y 407 mg·kg<sup>-1</sup>, respectivamente (figura 59).

También fueron encontradas elevadas concentraciones de *Fe* (7246 mg·kg<sup>-1</sup>) en la parte aérea (figura 59d). En el caso del *Mn*, *L. bipinnatifidum* acumuló un total de 1064 mg·kg<sup>-1</sup>, de los cuales solo una pequeña cantidad fue acumulada en la raíz.



**Figura 59.** Media (n=3) del contenido de a) Ba, b) Cu, c) Fe, d) Mn, e) Pb y f) Zn (mg·kg<sup>-1</sup> PS) en *Lepidium bipinnatifidum* recolectada en Hc9.

La línea roja indica el límite para considerarla como hiperacumuladora.

\* La correlación es significativa a nivel 0,05

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01

Elevadas concentraciones de *Pb* fueron encontradas en la parte aérea de esta especie (6886 mg·kg<sup>-1</sup>) sobrepasando significativamente el límite para ser considerada como hiperacumuladora de este metal (1000 mg·kg<sup>-1</sup>, figura 59 f).

Por último, en el caso del *Zn*, *L. bipinnatifidum* acumuló altas cantidades de este metal (5582 mg·kg<sup>-1</sup>); sin embargo, no alcanza el límite para ser considerada como hiperacumuladora de este elemento (10000 mg·kg<sup>-1</sup>, figura 59g).

### iii) Índices de valoración de tolerancia a los metales

*Lepidium bipinnatifidum* es la planta que presenta los índices TF más elevados, llegando a alcanzar el valor de 144 en el caso del *Pb*. Esto indica una elevada eficiencia de translocación de metales desde la raíz a la parte aérea (Tabla 29).

**Tabla 29.**

Factor de traslocación (FT) de *L. bipinnatifidum* crecida en Hc9

Especie	Suelo	As	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>L. bipinnatifidum</i>	Hc9	2,8	28,7	43,3	12,3	30,3	143,5	21,5

Todos los valores de BF han sido < 1. Sin embargo, es importante considerar que Hc9 es la zona más contaminada en metales y, aunque la planta ha acumulado elevadas cantidades, principalmente de *Pb* y *Zn*, éstas no se podrían igualar con las concentraciones presentes en el suelo (Tabla 30).

**Tabla 30.**

Índice de Bioacumulación (BF) de *L. bipinnatifidum* crecida en Hc9

Especie	Suelo	As	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>L. bipinnatifidum</i>	Hc9	0,15	0,08	0,05	0,05	0,05	0,06	0,11

## 2. MINA LES MASIES (POBLET –TARRAGONA)

### 2.1 Propiedades edafológicas más destacadas

Todos los horizontes superficiales analizados en la mina Les Masies de Poblet son ácidos, con una media de pH de  $5,8 \pm 0,4$  (media $\pm$ desvest). El pH más bajo es de 4,9, en el punto Pb9, mientras que el valor más alto es 6,3; en Pb5 y Pb8. Este último sitio es la zona más baja de muestreo.

El contenido de carbono orgánico (CO), presenta cierta variabilidad entre los puntos de muestreo ( $7,26 \pm 3,82$ ). Los niveles más altos de CO se observan en las muestras Pb1 y Pb2, recolectadas por encima de la boca de la antigua mina; mientras que el nivel más bajo, con un valor de 1,71 se sitúa en el punto de muestreo Pb7. Según estos resultados el 50% de las muestras de Poblet tienen un valor de materia orgánica mayor de 14,24 % lo cual se atribuye a la abundante vegetación, principalmente forestal, y la dominancia de las especies de pino (Robinson, 1997).

El contenido medio de arena, limo y arcilla es de  $61,0 \% \pm 2,43$ ;  $27,9\% \pm 2,47$  y  $11,16\% \pm 2,07$ , respectivamente. Los valores de conductividad eléctrica para estos suelos tienen una media de  $0,11 \pm 0,04$  dS/m y, sólo en Pb7 los valores superan 1 dS/m (Tabla 31).

Los parámetros convencionales de los puntos de suelo muestreados se resumen en la tabla 31. En tanto la estadística descriptiva se presenta en la tabla 28 del anexo.

**Tabla 31.**  
Características edafológicas de los suelos alrededor de la mina Les Masies (Poblet)

Suelos	Pb1	Pb2	Pb3	Pb4	Pb5	Pb6	Pb7	Pb8	Pb9
<b>Parámetros Convencionales</b>									
Arena (%)	56,2	60,4	63,9	59,7	60,8	61,1	60,8	64,7	61,3
Limo (%)	32,0	25,1	26,9	31,0	26,6	30,1	26,6	26,3	26,2
Arcilla (%)	11,8	14,5	9,2	9,3	12,6	8,9	12,6	9,0	12,5
pH	5,6	5,6	5,8	5,7	5,8	6,0	5,8	6,3	4,9
C.E (dS/m)	0,13	0,15	0,10	0,15	0,08	1,10	0,08	0,10	0,05
C.O (%)	10,8	13,6	7,1	8,7	1,7	8,3	1,7	3,2	3,6

Media (n=3)

## 2.2 Metales Pesados en suelos de la mina Les Masies

Los contenidos totales de metales pesados se muestran en la tabla 32, en tanto la estadística descriptiva se presenta en la tabla 29 del anexo.

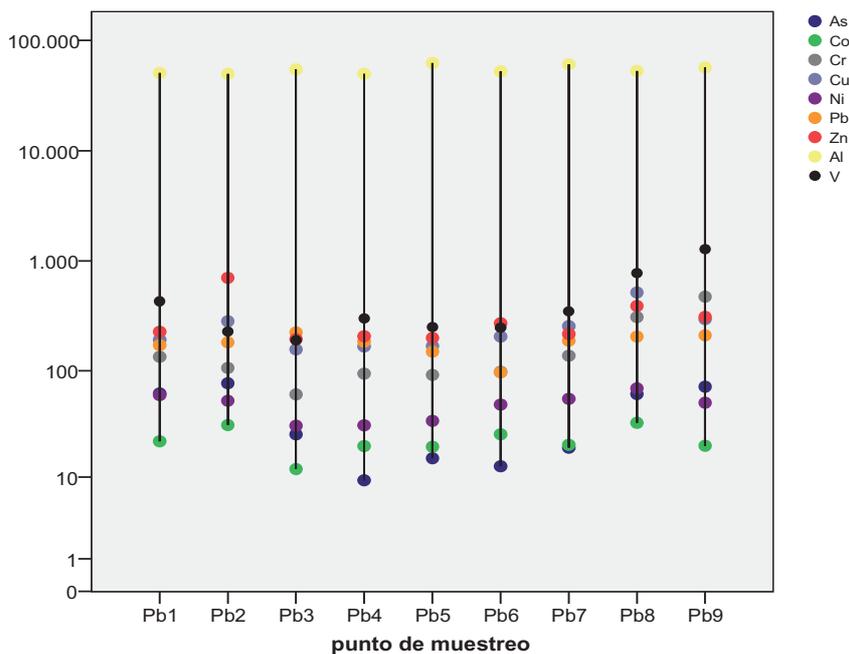
Las muestras Pb1 y Pb2, extraídas de la parte alta de la antigua explotación minera presentan un contenido similar de metales pesados a las muestras directamente afectadas por esta antigua mina (Pb3, Pb4, Pb5, Pb6, Pb8 y Pb9), excepto en el caso de *Zn*, donde la muestra Pb2, presenta elevadas cantidades de este metal. Según estos resultados no se observa una tendencia con respecto a un patrón de contaminación de acuerdo a la distancia de la mina.

**Tabla 32.**

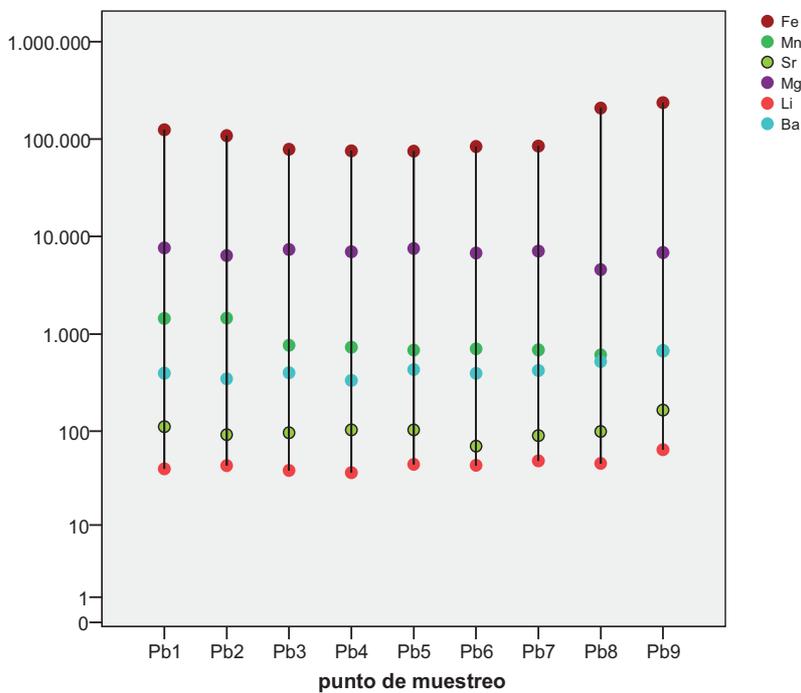
Contenido total de metales pesados ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) en horizontes superficiales de la mina Les Masies

Metal	Pb1	Pb2	Pb3	Pb4	Pb5	Pb6	Pb7	Pb8	Pb9
Al	50698	49641	54480	49737	62258	52347	60639	52947	56979
As	62	77	26	9	15	13	19	61	72
Ba	396	346	401	333	433	393	421	521	667
Cu	192	283	157	167	168	206	255	518	296
Fe	125223	108386	78469	75996	75058	83912	85001	208543	236459
Mn	1451	1453	767	734	685	707	687	610	668
Pb	172	182	224	185	150	97	188	205	211
Zn	228	704	195	207	200	272	217	389	310

En general, todas las zonas muestreadas presentan un contenido heterogéneo de metales pesados y no se puede definir la zona más contaminada, debido a que ésta varía con cada metal. Tanto en el caso de los metales considerados como de alto riesgo (figura 60), como aquellos de bajo riesgo o que forman parte de los constituyentes del suelo (figura 61). Por ejemplo en el caso del *Zn* la zona más contaminada es Pb2, en el caso de *Mn* es Pb1 y en el caso del *Cu*, Pb9.



**Figura 60.** Contenido total de *Al, As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn* y *V* en suelos locales de la mina les Masies  
escala logarítmica, base 10.



**Figura 61.** Contenido total de *Ba, Cu, Fe, Li, Mn, Mg* y *Sr* en suelos locales de la mina les Masies  
escala logarítmica, base 10.

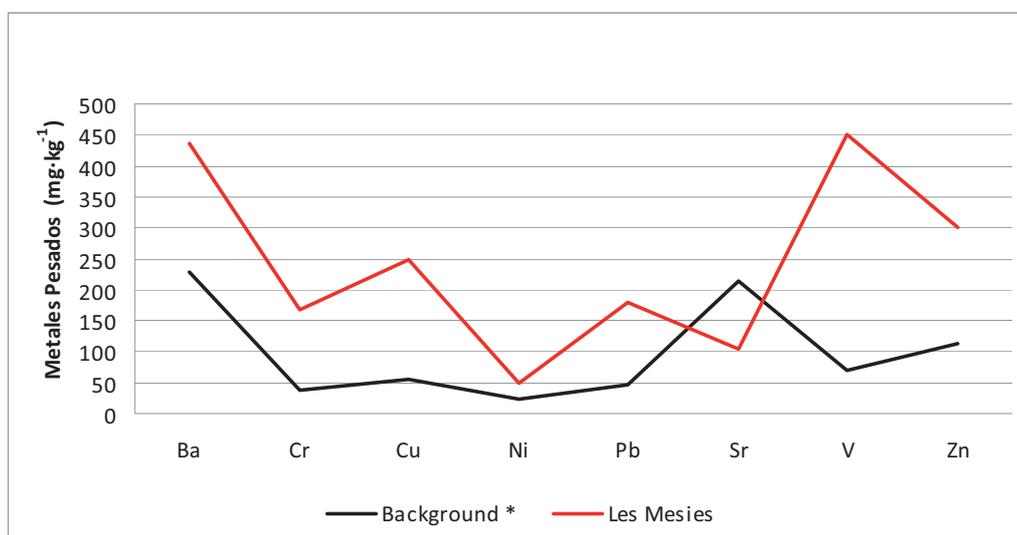
### 2.2.1 Contenidos Background

Bech et al., (2001), determinaron los valores background de los metales pesados más importantes para la provincia de Tarragona (Tabla 33). Considerando estos valores, además de los valores de referencia encontrados en la bibliografía, podemos valorar el nivel de contaminación del suelo superficial de la mina Les Masies.

**Tabla 33.**  
Contenidos Background ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) determinados por Bech et al., (2001)

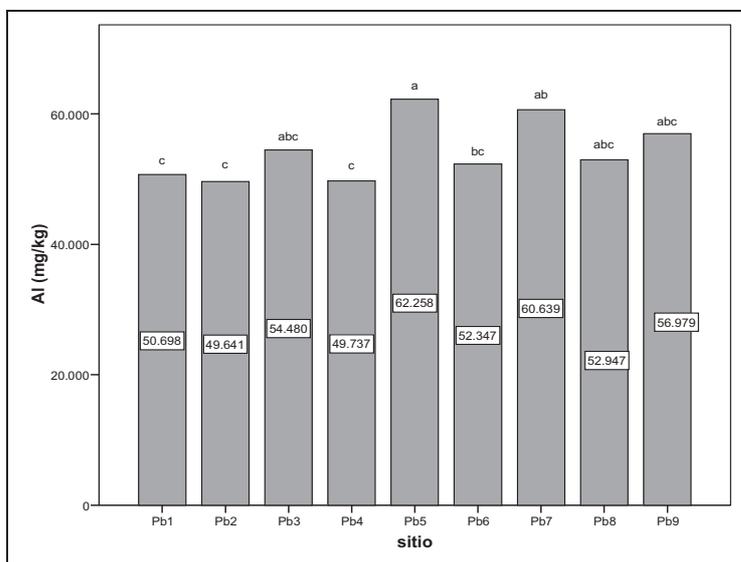
Elemento	Ba	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sr	V	Zn
$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	277	0,42	37	56	22	46	214	70	113

Con respecto a estos contenidos basales se puede señalar que todos los valores encontrados en nuestro estudio superan los valores background, excepto en el caso del estroncio (*Sr*) que es levemente menor (figura 64). La provincia de Tarragona tiene grandes extensiones de suelos sobre rocas sedimentarias que contienen valores más altos de *Sr* que la roca madre de los suelos o la mineralización de Les Masies.



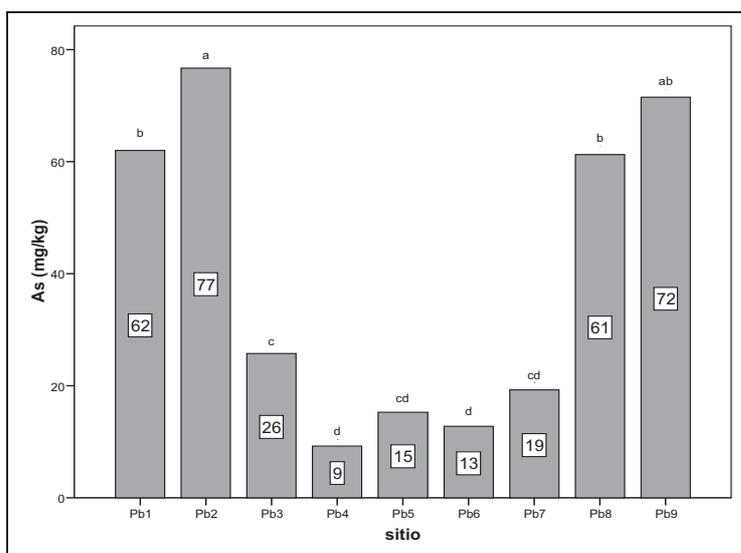
**Figura 62.** Contenido de metales pesados en las mina Les Masies en relación a los niveles background ( $n=20$ ) para Tarragona

Existen diferencias significativas en el contenido de *Al* en los diferentes sitios muestreados (Tabla 31, anexo). Se han encontrado elevadas concentraciones de éste metal que van desde 49642 a 62258  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en Pb2 y Pb5, respectivamente (figura 63).



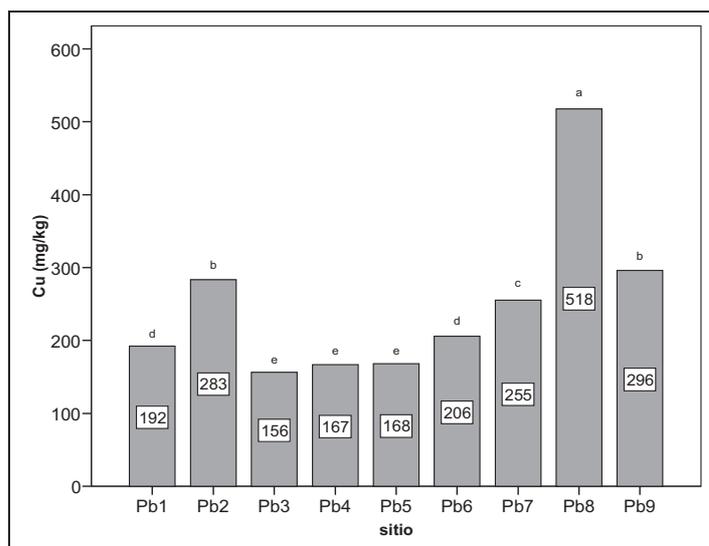
**Figura 63.** Contenido de *Al* en suelos superficiales de la mina Les Masies (n=3) letras diferentes muestran diferencias significativas con  $p < 0,05$ .

En el caso del *As* se superó el valor de  $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en las muestras Pb2>>Pb9>>Pb1>Pb8. El resto de las muestras obtenidas del centro, mantienen los valores de *As* en un nivel bajo los umbrales tóxicos (figura 64). Según nuestros resultados, existen diferencias significativas en el contenido de este metaloide en los diferentes sitios muestreados (Tabla 32, anexo).



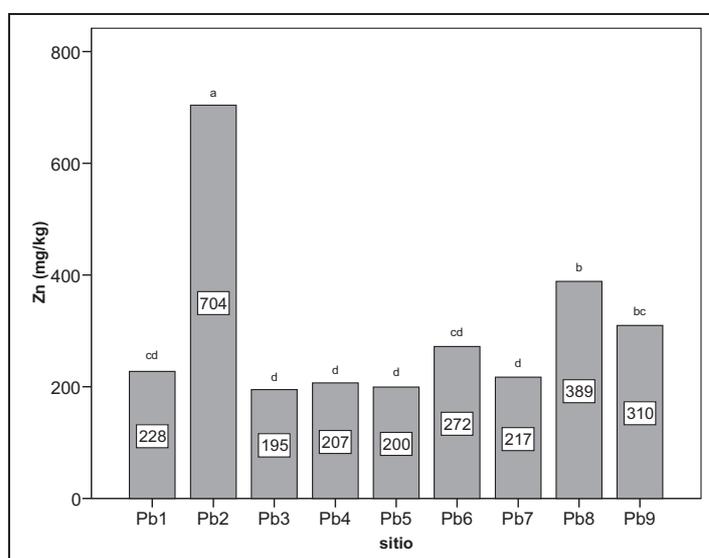
**Figura 64.** Contenido de *As* en suelos superficiales de la mina Les Masies (n=3) Letras diferentes muestran diferencias significativas con  $p < 0,05$ .

Con respecto al contenido de *Cu*, todas las muestras superaron el valor límite de  $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . La muestra Pb8 está significativamente más contaminado superando los  $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , le siguen  $\text{Pb9}>\text{Pb8}>\text{Pb7}>\text{Pb6}>\text{Pb1}>\text{Pb5}>\text{Pb4}>\text{Pb3}$  (figura 65). Según el ANOVA, existen diferencias significativas en el contenido de *Cu* en las diferentes muestras de suelo (figura 36, anexo).



**Figura 65.** Contenido de *Cu* en suelos superficiales de la mina Les Masies ( $n=3$ )  
Letras diferentes muestran diferencias significativas con  $p<0,05$ .

En el caso del *Zn*, todas las muestras superan el valor de  $150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  considerado como normal para suelos con  $\text{pH}<7$ . La muestra suelo Pb2 es la que presenta un mayor contenido de este metal, alcanzando una media superior a  $700 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (figura 66). Le siguen  $\text{Pb8}>\text{Pb9}>\text{Pb6}>\text{Pb1}>\text{Pb7}>\text{Pb4}>\text{Pb5}$  y Pb3. Existen diferencias significativas en el contenido de *Zn* en los suelos muestreados (Tabla 45, anexo).



**Figura 66.** Contenido de *Zn* en suelos superficiales de la mina Les Masies ( $n=3$ )  
Letras diferentes muestran diferencias significativas con  $p<0,05$ .

### 2.2.2 Relación entre el contenido de metales en el suelo con respecto a los parámetros convencionales.

No existen correlaciones significativas en el contenido de metales del suelo con respecto a los parámetros edáficos del suelo local de la mina Les Masies. Sólo el *Pb* mostró una correlación significativa con la conductividad eléctrica (Tabla 46, anexo).

### 2.3 Estudio de algunas especies espontáneas en suelos de alrededor de la mina Les Masies

Se observa la presencia de vegetación, principalmente de tipo arbórea, típica de bosques perennifolios y esclerófilos. Destaca la presencia de *Quercetum ilex galloprovinciale*, así como *Quercus ilex subsp. Ilex*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinea*, *Erica arborea*, *Viburnum tinus*, *Arbutus unedo*, *Buplerum fruticosum*, *Rhamnus alaternus*, *Phillyrea media*, *Lonicera implexa*, *Clematis flammula*, *Asparagus acutifolius*, *Smilax aspera*, *Asplenium adiantum-nigrum*.

### 2.4 Concentración de metales en plantas de los suelos de los alrededores de la antigua mina Les Masies

Las plantas procedentes de la mina Les Masies, han acumulado una cantidad variable de metales pesados en sus tejidos. Esta cantidad está correlacionada con el contenido total de metales en el suelo.

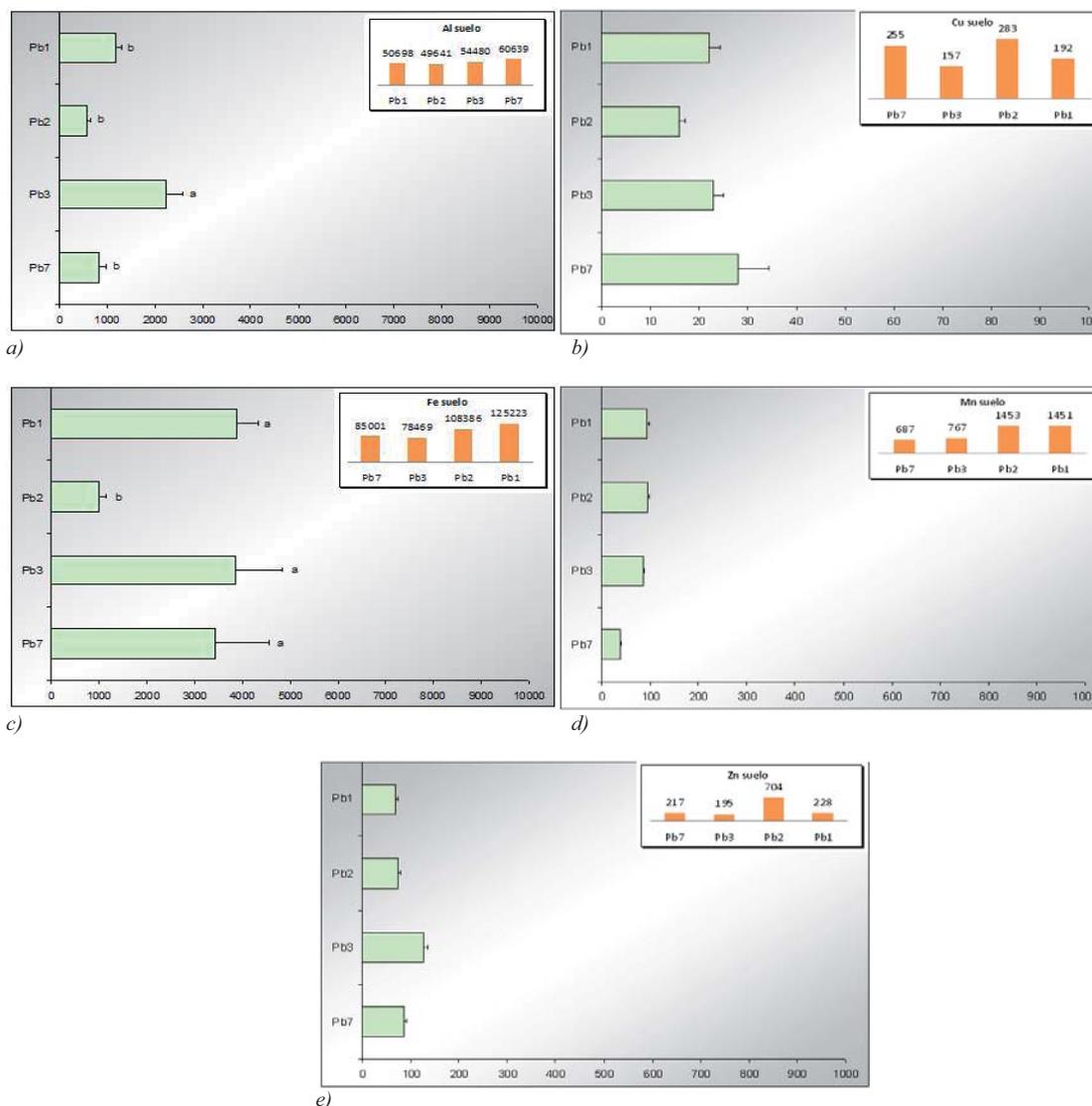
#### 2.4.1 *Polypodium vulgare* L

En nuestro estudio *Polypodium vulgare* se ha recolectado de los sitios Pb1, Pb2, Pb3 y Pb7.

##### i) Acumulación de Metales pesados en plantas de *Polypodium vulgare*

Las plantas procedentes de Pb3 han acumulado significativamente más *Al* con respecto a las plantas crecidas en los otros puntos de muestreo. En el caso del *Fe*, las plantas recolectadas en Pb1, Pb3 y Pb7 han acumulado una mayor cantidad de este metal. Para el resto de los metales, no existen diferencias significativas de acumulación en las plantas procedentes de los diferentes puntos de muestreo (Tabla 48, anexo). Los valores de

acumulación de metales pesados en la especie *P. vulgare* son mucho menores que los límites establecidos para ser considerada como hiperacumuladora de metales (Figura 67).

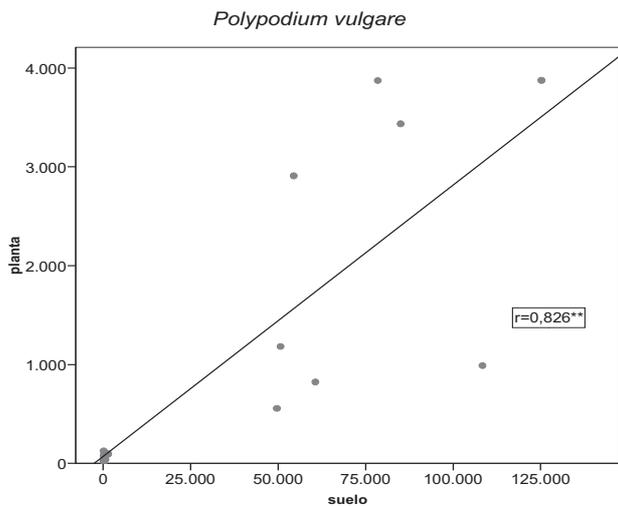


**Figura 67.** Media del contenido de a) Al, b) Cu, c) Fe, d) Mn y e) Zn (mg·kg<sup>-1</sup> PS) en *Polypodium vulgare* crecidas en Pb1, Pb2, Pb3 y Pb7.

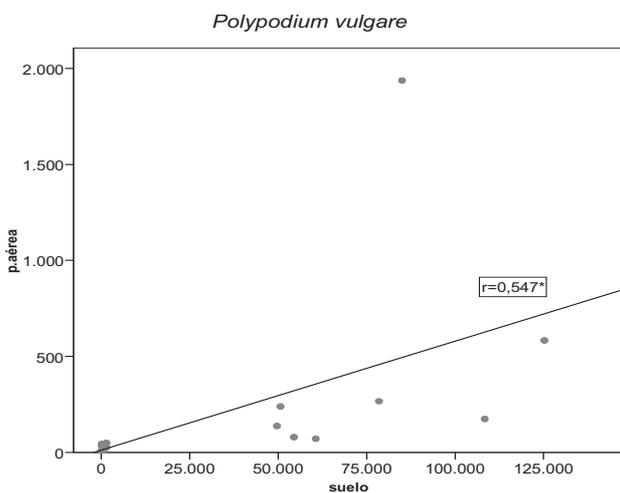
Pb1 y Pb3 n= 3, Pb2 y Pb7 n=4

\*Letras iguales no difieren estadísticamente p<0,05

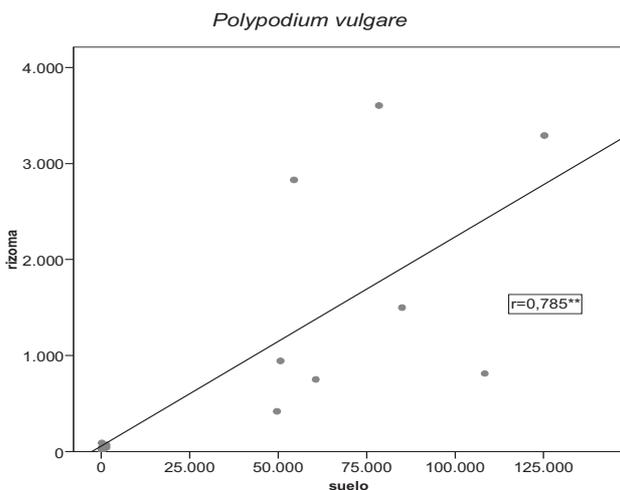
En relación a la absorción de metales pesados por parte de esta especie, con respecto al contenido total presente en el suelo superficial, se observa que existe una relación positiva proporcional entre estos dos factores con  $r=0,83^{**}$  (Figura 68). Con respecto a la correlación entre el contenido de metales entre el suelo y la parte aérea, y entre suelo y raíz, estas correlaciones también son proporcionalmente significativas con  $r=0,547^{*}$  y  $r=0,785^{**}$ , respectivamente (Figuras 69 y 70).



**Figura 68.** Relación entre contenido Al, Cu, Fe, Mn y Zn en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por *Polypodium vulgare* (mg·kg<sup>-1</sup>) (n=20).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)



**Figura 69.** Relación entre contenido Al, Cu, Fe, Mn y Zn en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Polypodium vulgare* (mg·kg<sup>-1</sup>) (n=20).  
\* La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral)



**Figura 70.** Relación entre contenido Al, Cu, Fe, Mn y Zn en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por el rizoma de *Polypodium vulgare* (mg·kg<sup>-1</sup>) (n=20).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

ii) *Diferencias de concentración entre el rizoma y la parte aérea*

Según nuestro estudio, las plantas han acumulado una mayor cantidad de metales en el rizoma con respecto a la parte aérea, excepto en el caso de *Mn* y *Zn* de las plantas procedentes de Pb1, aunque las diferencias no han sido significativas a nivel estadístico (Tabla 34).

Con respecto al contenido de *Al*, se observan elevadas concentraciones. Especialmente en el rizoma de las plantas procedentes de Pb3. Mientras que se observan concentraciones normales de *Cu* en todas las plantas analizadas. Éste metal se acumuló principalmente en el rizoma de las plantas, excepto en las crecidas en Pb1, donde se acumularon concentraciones similares en relación a la parte aérea (Tabla 34).

**Tabla 34.**  
Acumulación de *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en plantas de *Polypodium vulgare*

Metal (mg·kg <sup>-1</sup> )	Sitio	Rizoma	nº veces	Parte aérea	nº veces	t	p
<i>Al</i>	Pb1	944	12	239	3	3,20	0,05*
	Pb2	418	5	138	2	1,30	0,5
	Pb3	2162	27	80	1	3,61	0,05*
	Pb7	752	9	71	1	1,80	0,2
<i>Cu</i>	Pb1	11	1	11	1	0,00	1
	Pb2	12	1	4	0,2	2,50	0,1
	Pb3	17	1	5	1	4,60	0,02*
	Pb7	16	1	12	1	0,94	0,5
<i>Fe</i>	Pb1	3291	11	584	2	7,70	0,01**
	Pb2	1132	4	217	1	7,60	0,01**
	Pb3	3605	12	267	1	14,8	0,01**
	Pb7	1599	5	264	1	8,08	0,01**
<i>Mn</i>	Pb1	44	0,2	50	0,3	-0,75	0,5
	Pb2	69	0,3	26	0,1	5,36	0,01**
	Pb3	62	0,3	23	0,1	6,45	0,01**
	Pb7	26	0,1	13	0,1	3,16	0,02*
<i>Zn</i>	Pb1	34	0,3	36	0,4	-0,23	0,5
	Pb2	62	1	12	0,1	3,58	0,05*
	Pb3	91	1	36	0,4	3,59	0,05*
	Pb7	42	0,4	45	1	-0,25	0,5

<sup>1</sup>Nº veces comparado con plantas crecidas en suelos no contaminados: *Al*=80 (Markert, B., 1994); *Cu*=20 (Chaney, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 2000); *Fe*= 300 (Chaney, 1983); *Mn*= 200 mg·kg<sup>-1</sup> (Kabata, Pendias y Pendias, 2000) y *Zn*= 100 mg·kg<sup>-1</sup> (Yoon et al., 2006)

<sup>2</sup> t- student: Media (n=3) concentración de metales pesados (mg·kg<sup>-1</sup> materia seca) en suelos Pb1, Pb2, Pb3 y Pb7, nd= no detectado

Las plantas procedentes de Pb3 acumularon más de 3500 mg·kg<sup>-1</sup> de *Fe* en el rizoma. Con respecto al contenido de *Mn*, todas las plantas acumularon una mayor cantidad de este elemento en el rizoma de las plantas. Excepto en las plantas procedentes de Pb1, pero estas diferencias no son significativas a nivel estadístico (Tabla 34).

Por último, en el caso del *Zn*, las plantas han acumulado un contenido mayor a  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Las plantas crecidas en Pb3 han absorbido una mayor cantidad de este elemento,  $127 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , de los cuales  $91 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , se han encontrado en el rizoma y  $36 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en la parte aérea (Tabla 32)

El contenido de metales del rizoma, con respecto al de la parte aérea de las plantas de *P. vulgare*, no está correlacionado de manera significativa ( $r=0,391$ ).

iii) Índices de valoración de tolerancia a los metales

En general, el índice  $FT < 1$ , excepto en el caso de *Cu*, *Mn* y *Zn* de las plantas crecidas en Pb1 y *Fe* y *Zn* de las plantas procedentes de Pb7. Lo que indica la baja capacidad de transferencia de metales a la parte aérea (Tabla 35).

**Tabla 35.** Factor de Transferencia (metales pesados en parte aérea/raíz) en plantas de *Polypodium vulgare*

FT				
Metal	Pb1	Pb2	Pb3	Pb7
Al	0,25	0,33	0,03	0,09
Cu	1,00	0,33	0,29	0,75
Fe	0,18	0,22	0,07	1,29
Mn	1,15	0,38	0,37	0,51
Zn	1,05	0,20	0,40	1,07

El índice de Bioacumulación en todos los casos es  $< 1$ . Por tanto, las plantas han acumulado un menor contenido de metales en relación al contenido en el suelo. Los valores más altos son para el *Zn* y los más bajos son para el *Al* (Tabla 36)

**Tabla 36.** Índice de Bioacumulación (metales pesados en planta/suelo) en plantas de *Polypodium vulgare*

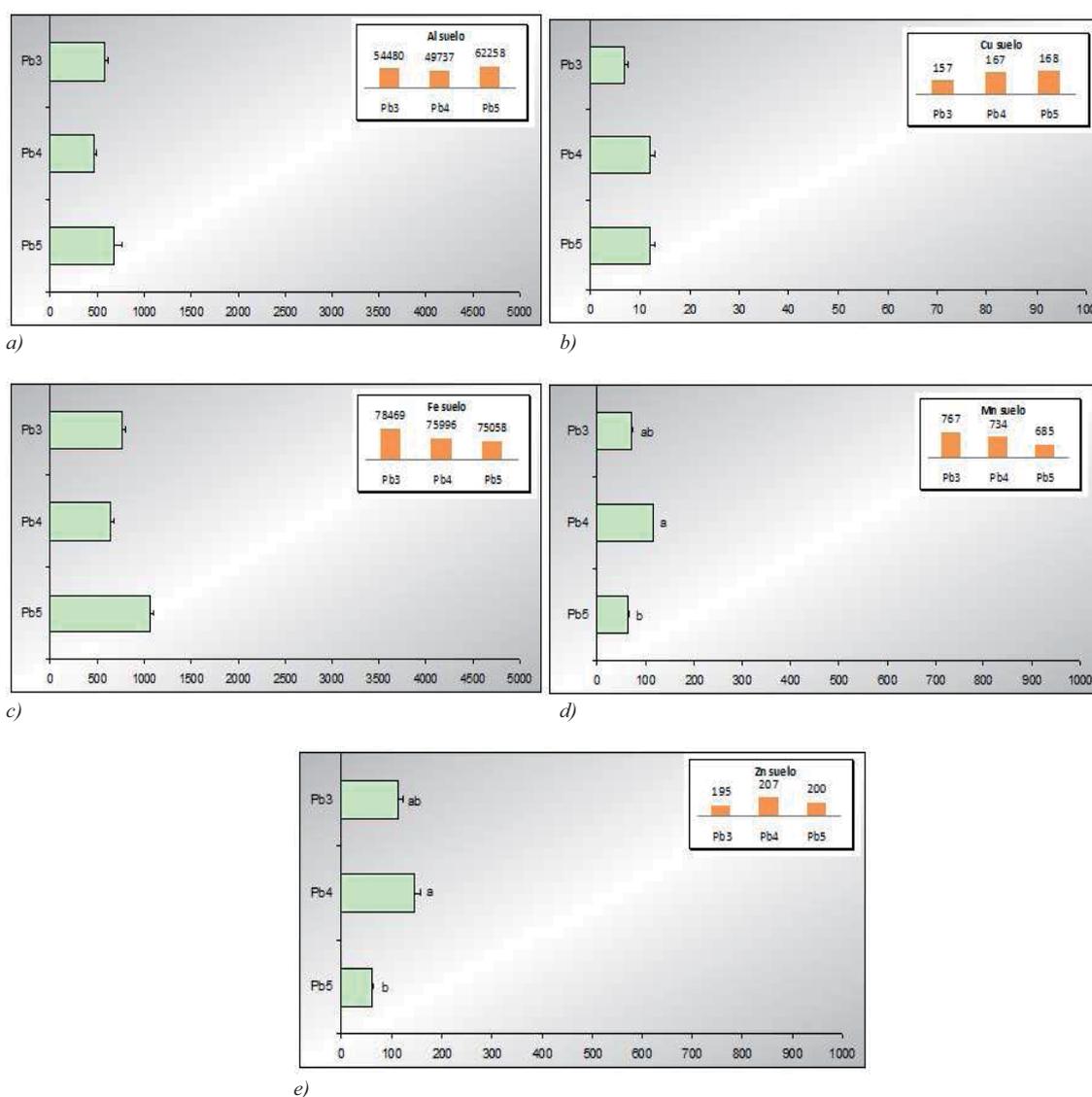
BF				
Metal	Pb1	Pb2	Pb3	Pb7
Al	0,02	0,01	0,04	0,01
Cu	0,11	0,06	0,15	0,11
Fe	0,03	0,01	0,05	0,04
Mn	0,06	0,07	0,11	0,06
Zn	0,31	0,11	0,65	0,40

### 2.4.2 *Ruscus aculeatus* L

En nuestro estudio ha sido recolectado en los puntos de muestreo: Pb3, Pb4 y Pb5.

#### i) Acumulación de Metales pesados en plantas de *Ruscus aculeatus*

Las plantas procedentes de Pb4, acumularon una mayor cantidad de *Mn* y *Zn* (Tabla 49, anexo). En el caso del resto de los metales analizados no se observan diferencias significativas de acumulación en los diferentes sitios (Figura 71).

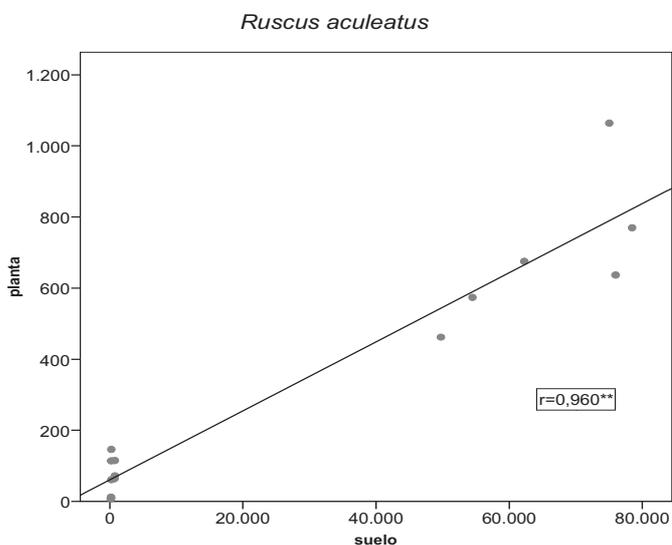


**Figura 71.** Media del contenido de a)Al, b) Cu, c) Fe, d) Mn y e) Zn ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  PS) en *Ruscus aculeatus* crecidas en Pb4 y Pb5.

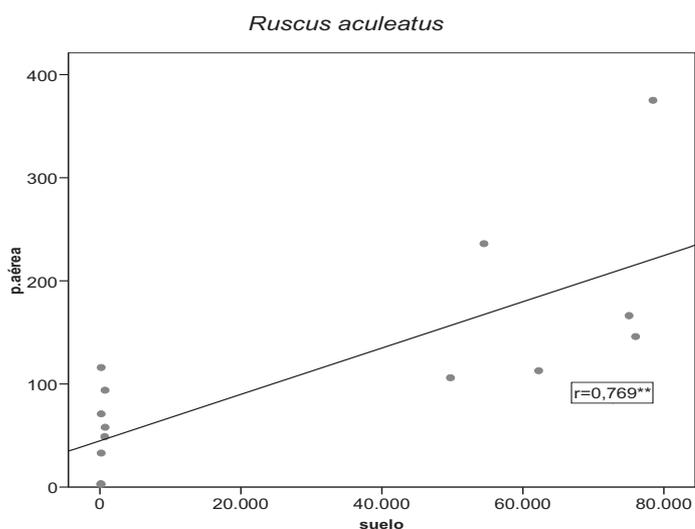
$n=3$ , \*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

Las plantas recolectadas en los puntos de muestreo con un mayor contenido de *Al*, *Cu* y *Zn*, acumularon un mayor contenido de estos metales en sus tejidos. En cambio, en el caso de *Fe* y *Mn*, el contenido de estos elementos en la planta no se correlaciona con su contenido en el suelo (Figura 71).

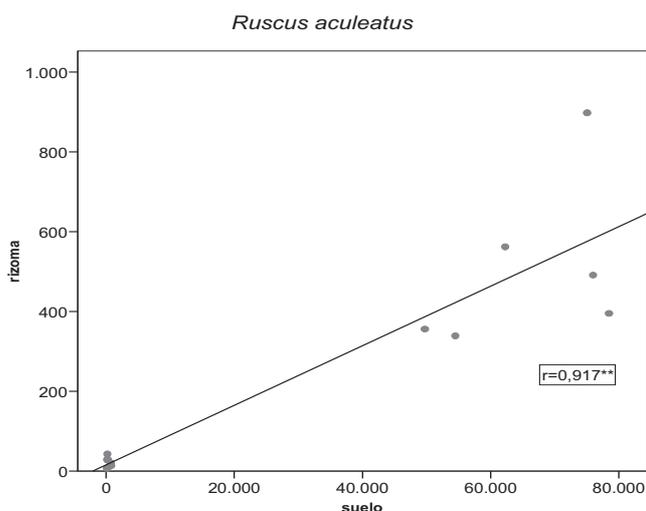
En general, existe una correlación proporcional entre el contenido de metales en el suelo y las plantas analizadas (figura 72). De igual manera la concentración de metales entre el suelo y la parte aérea y el suelo y la raíz están correlacionadas con  $p < 0,01$  (figuras 73 y 74).



**Figura 72.** Relación entre contenido *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por *Ruscus aculeatus* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=15$ ).  
 \*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)



**Figura 73.** Relación entre contenido *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Ruscus aculeatus* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=15$ ).  
 \*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)



**Figura 74.** Relación entre contenido *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por el rizoma de *Ruscus aculeatus* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=15$ ).

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

## ii) Diferencias de concentración entre la raíz y la parte aérea

Todas las plantas analizadas acumularon una mayor cantidad de metales pesados en el rizoma de las plantas con respecto a la parte aérea. Excepto en el caso de *Mn* y *Zn*, donde, a diferencia de los otros elementos analizados, las mayores concentraciones de estos metales fueron encontradas en la parte aérea (Tabla 37).

**Tabla 37.**

Acumulación de *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en plantas de *Ruscus aculeatus*

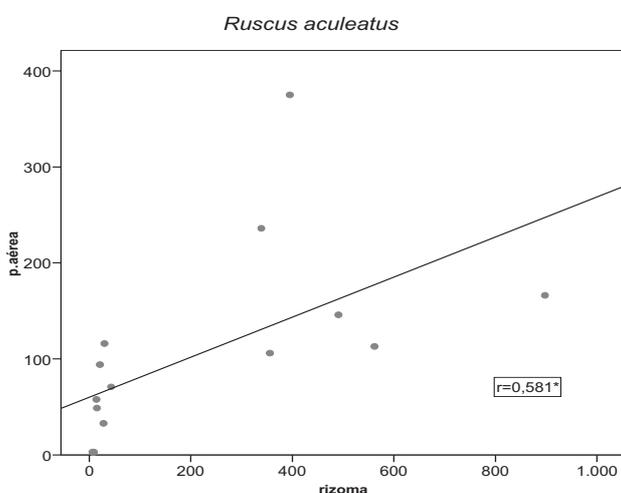
Metal	Sitio	Rizoma	nº veces	Parte aérea	nº veces	t	p
Al	Pb3	339	4	236	3	0,51	0,5
	Pb4	356	4	106	1	4,40	0,05*
	Pb5	562	7	113	1	2,00	0,2
Cu	Pb3	6,6	0,3	3,2	0,2	1,62	0,5
	Pb4	9,0	0,5	3,0	0,2	3,00	0,1
	Pb5	8,1	0,4	2,7	0,1	2,50	0,1
Fe	Pb3	395	1	375	1	0,33	0,5
	Pb4	491	2	146	0,5	3,90	0,05*
	Pb5	898	3	166	0,6	7,06	0,01**
Mn	Pb3	14	0,1	58	0,3	-5,2	0,02*
	Pb4	21	0,1	94	0,5	-10,9	0,002
	Pb5	15	0,1	49	0,2	-5,62	0,02*
Zn	Pb3	43	0,4	71	1	-1,1	0,5
	Pb4	30	0,3	116	1	-4,30	0,05*
	Pb5	28	0,3	33	0,3	-0,60	0,5

<sup>1</sup>Nº veces comparado con plantas crecidas en suelos no contaminados: *Al*=80 (Markert, B., 1994; *Cu*=20 (Chaney, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 2000); *Fe*= 300 (Chaney, 1983), *Mn*= 200  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Kabata, Pendias y Pendias, 2000) y *Zn*= 100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Yoon et al., 2006)

<sup>2</sup> t- student: Media ( $n=3$ ) concentración de metales pesados ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  materia seca) en suelos Pb3, Pb4 y Pb5, nd= no detectado

Se observan elevados contenidos de *Al* y *Fe* que superan 7 y 3 veces las concentraciones normales, en el rizoma de la plantas procedentes de Pb5. El resto de los metales muestran concentraciones normales (Tabla 37).

El contenido de metales pesados en el rizoma de las plantas analizadas se correlaciona positivamente con el contenido de metales pesados encontrados en la parte aérea ( $p < 0,05$ , figura 75).



**Figura 75.** Relación entre contenido *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en el rizoma en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Ruscus aculeatus* ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) ( $n=15$ ).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral)

iii) Índices de valoración de tolerancia a los metales

Todos los valores de FT han sido  $< 1$ . Excepto en los casos de *Fe* y *Mn* que han sido los dos únicos metales que han sido capaces de translocarse hacia la parte aérea de las plantas analizadas, en las plantas procedentes de todos los puntos de muestreo (Tabla 38).

**Tabla 38.**  
Factor de Transferencia (FT) en plantas de *Ruscus aculeatus*

Metal	FT		
	Pb3	Pb4	Pb5
Al	0,70	0,30	0,20
Cu	0,48	0,34	0,33
Fe	0,95	0,30	0,19
Mn	<b>4,14</b>	<b>4,48</b>	<b>3,27</b>
Zn	<b>1,65</b>	<b>3,87</b>	<b>1,18</b>

En cuanto al índice BF, este es  $< 1$  en todos los casos, especialmente bajo para el *Al* y *Fe*. Lo que refleja la baja absorción de metales por parte de las plantas de *R. aculeatus* evaluadas en este estudio, en relación al contenido total presente en el suelo (Tabla 39).

**Tabla 39.**  
Índice de Bioacumulación (BF) en plantas de *Ruscus aculeatus*.

Metal	BF		
	Pb3	Pb4	Pb5
Al	0,01	0,000	0,000
Cu	0,06	0,002	0,002
Fe	0,001	0,000	0,000
Mn	0,10	0,006	0,005
Zn	0,58	0,019	0,006

#### 2.4.3 *Viburnum tinus* L

En nuestro estudio, esta especie fue recolectada en los suelos Pb2, Pb3, Pb4 y Pb8.

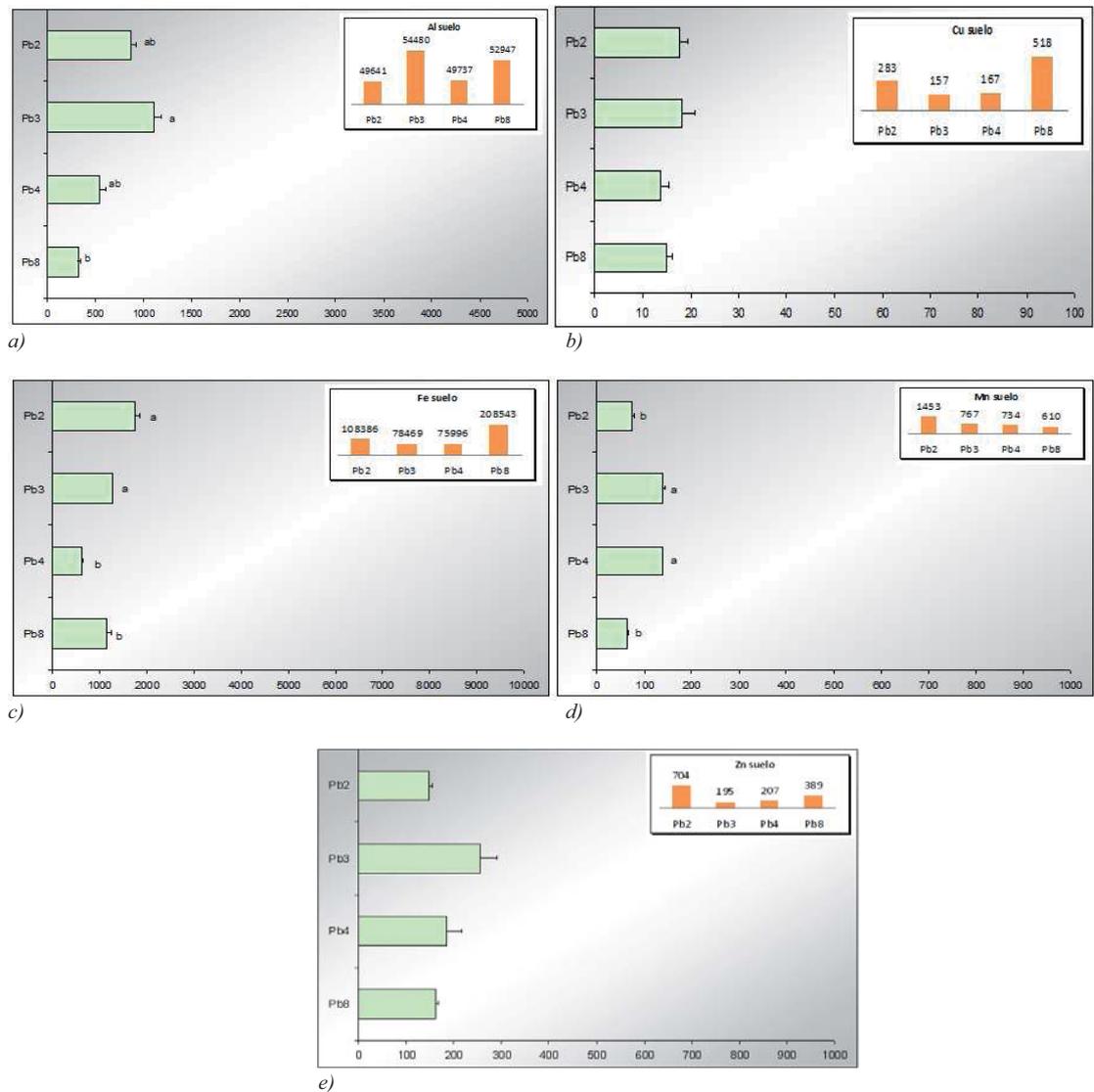
##### i) Acumulación de Metales pesados en plantas de *Viburnum tinus*

Se observan diferencias significativas en la acumulación de *Al*, *Fe* y *Mn* en los diferentes puntos muestreados. En cambio, las concentraciones de *Cu* y *Zn* en las plantas analizadas no variaron significativamente en relación al suelo del cual proceden (figura 76, Tabla 50 del anexo).

Con respecto al contenido de *Al*, las plantas recolectadas del suelo con un mayor contenido de éste metal (Pb3), acumularon significativamente una mayor cantidad de *Al*, seguido por Pb2>Pb4>>Pb8 (figura 76a).

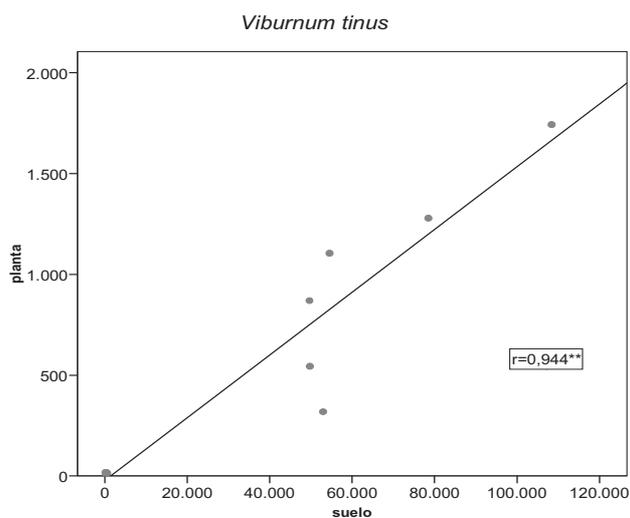
Fueron encontradas elevados contenidos de *Fe*, principalmente en las plantas procedentes de Pb2 y Pb3. Todas las plantas analizadas han superado el valor de  $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , considerado como normal, alcanzando un máximo valor de  $1700 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en las plantas procedentes de Pb2 y un mínimo de  $600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en plantas recolectadas del punto Pb4. Resultados similares se observan en el caso del *Zn*, todos lo ejemplares de esta especie, superaron el valor de  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , considerado como normal (Figura 76e).

Con respecto al contenido de *Mn*, las mayores concentraciones fueron encontradas en las plantas procedentes de Pb3 y Pb4.

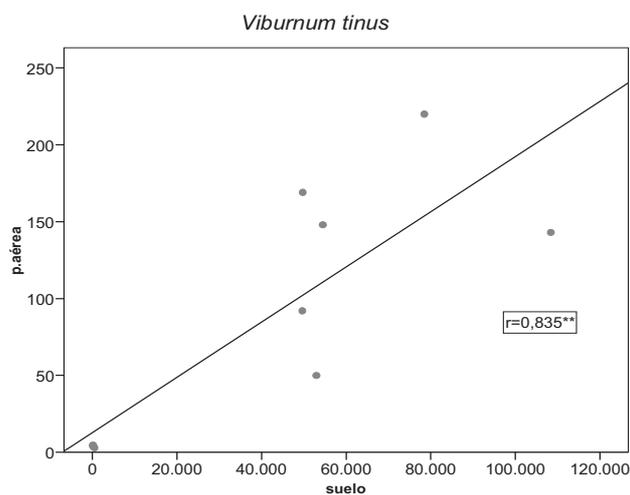


**Figura 76.** Media del contenido de a) Al, b) Cu, c) Fe, d) Mn y e) Zn (mg·kg<sup>-1</sup> PS) en *Viburnum tinus* crecidas en Pb2, Pb3, Pb4 y Pb8, (n= 3)  
\*Letras iguales no difieren estadísticamente p<0,05.

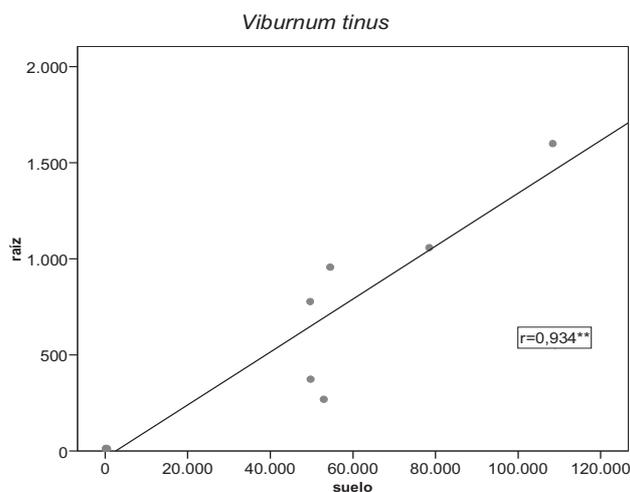
De acuerdo con estos resultados, existe una relación proporcional al contenido de metales en el suelo con respecto al contenido de metales en las plantas de *V. tinus* analizadas (figura 77). Esta correlación también es significativa entre los factores suelo-parte aérea (r=0,835\*\*, figura 78) y suelo-raíz (r=0,934\*\*, figura 79).



**Figura 77.** Relación entre contenido *Al, Cu, Fe, Mn* y *Zn* en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por *Viburnum tinus* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=10$ ).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)



**Figura 78.** Relación entre contenido *Al, Cu, Fe, Mn* y *Zn* en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Viburnum tinus* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=10$ ).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)



**Figura 79.** Relación entre contenido *Al, Cu, Fe, Mn* y *Zn* en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la raíz *Viburnum tinus* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=10$ ).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

ii) Diferencias de concentración entre la raíz y la parte aérea

Las plantas de *V. tinus* acumularon una mayor cantidad de metales en la raíz, con respecto a la parte aérea en la mayoría de los metales estudiados. En el caso de *Mn* y *Zn* de las plantas procedentes de Pb4, lo ha hecho en la parte aérea, aunque las diferencias no han sido significativas. Las plantas procedentes de Pb8 también han acumulado un mayor contenido de *Mn* en la parte aérea con respecto a la raíz.

Se encontraron elevadas cantidades de *Al*, *Fe* y *Zn* en las raíces de las plantas, valores que sobrepasaron hasta 12, 5 y 2 veces la concentración normal, respectivamente (Tabla 40).

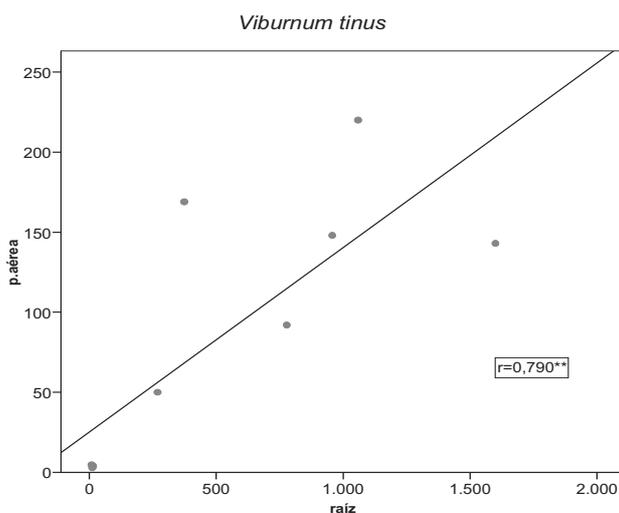
**Tabla 40.**  
Acumulación de *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en plantas de *Viburnum tinus*

Metal	Sitio	Raíz	nº veces	Parte aérea	nº veces	t	p
Al	Pb2	778	10	92	1	6,9	0,01
	Pb3	957	12	148	2	4,4	0,05
	Pb4	374	5	169	2	2,1	0,2
	Pb8	269	3	50	1	3,2	0,05
Cu	Pb2	14	1	3,6	0,2	2,8	0,1
	Pb3	14	1	4,2	0,2	1,9	0,2
	Pb4	9	0,5	4,7	0,2	1,2	0,5
	Pb8	12	1	2,9	0,2	3,6	0,05
Fe	Pb2	1600	5	143	0,5	6,4	0,01
	Pb3	1059	4	220	1	76,3	0,001
	Pb4	433	1	193	1	12,3	0,002
	Pb8	1050	4	102	0,3	4,7	0,02
Mn	Pb2	47	0,2	27	0,1	2,1	0,2
	Pb3	77	0,4	61	0,3	1,6	0,5
	Pb4	41	0,2	98	0,5	-1,6	0,5
	Pb8	14	0,1	49	0,5	-3,5	0,05
Zn	Pb2	89	1	58	1	2,1	0,2
	Pb3	208	2	47	0,5	2,2	0,2
	Pb4	48	0,5	136	1	-1,5	0,5
	Pb8	130	1	33	0,3	9,5	0,005

<sup>1</sup>Nº veces comparado con plantas crecidas en suelos no contaminados: *Al*=80 (Markert, B., 1994); *Cu*=20 (Chaney, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 2000); *Fe*= 300 (Chaney, 1983), *Mn*= 200 mg·kg<sup>-1</sup> (Kabata, Pendias y Pendias, 2000) y *Zn*= 100 mg·kg<sup>-1</sup> (Yoon et al., 2006)

<sup>2</sup> t- student: Media (n=3) concentración de metales pesados (mg·kg<sup>-1</sup> materia seca) en suelos Pb2, Pb3, Pb4 y Pb8, nd= no detectado

El contenido de metales en las raíces de las plantas de *V. tinus* analizadas en este estudio se correlaciona significativamente con el contenido de metales acumulados en la parte aérea con r=0,790\*\* (figura 80).



**Figura 80.** Relación entre contenido *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en la raíz en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Viburnum tinus* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=10$ ).

### iii) Índices de valoración de tolerancia a los metales

En general, los valores TF son  $< 1$ , excepto en el caso de *Mn* en las plantas procedentes de Pb4 y Pb8 y de *Zn* en las plantas procedentes de Pb4 (Tabla 41). Lo que indica que en general, las plantas de *V. tinus* analizadas en este estudio acumulan principalmente en la raíz.

**Tabla 41.**

Factor de Transferencia (FT) en plantas de *Viburnum tinus*

Metal	TF			
	Pb2	Pb3	Pb4	Pb8
Al	0,12	0,15	0,45	0,19
Cu	0,26	0,30	0,52	0,24
Fe	0,09	0,21	0,45	0,10
Mn	0,57	0,79	<b>2,39</b>	<b>3,49</b>
Zn	0,65	0,23	<b>2,82</b>	0,26

Con respecto al índice BF, todos los valores son menores que 1, excepto en el caso de *Zn* de las plantas crecidas en Pb2, en donde las plantas han acumulado un mayor contenido de metales en la planta con respecto al suelo (Tabla 42).

**Tabla 42.**  
Índice de Bioacumulación (FT) en plantas de *Viburnum tinus*

BF				
Metal	Pb2	Pb3	Pb4	Pb8
Al	0,02	0,02	0,01	0,01
Cu	0,06	0,12	0,08	0,03
Fe	0,02	0,02	0,01	0,01
Mn	0,05	0,18	0,19	0,10
Zn	0,21	<b>1,31</b>	0,89	0,42

#### 2.4.4 *Rubia peregrina*

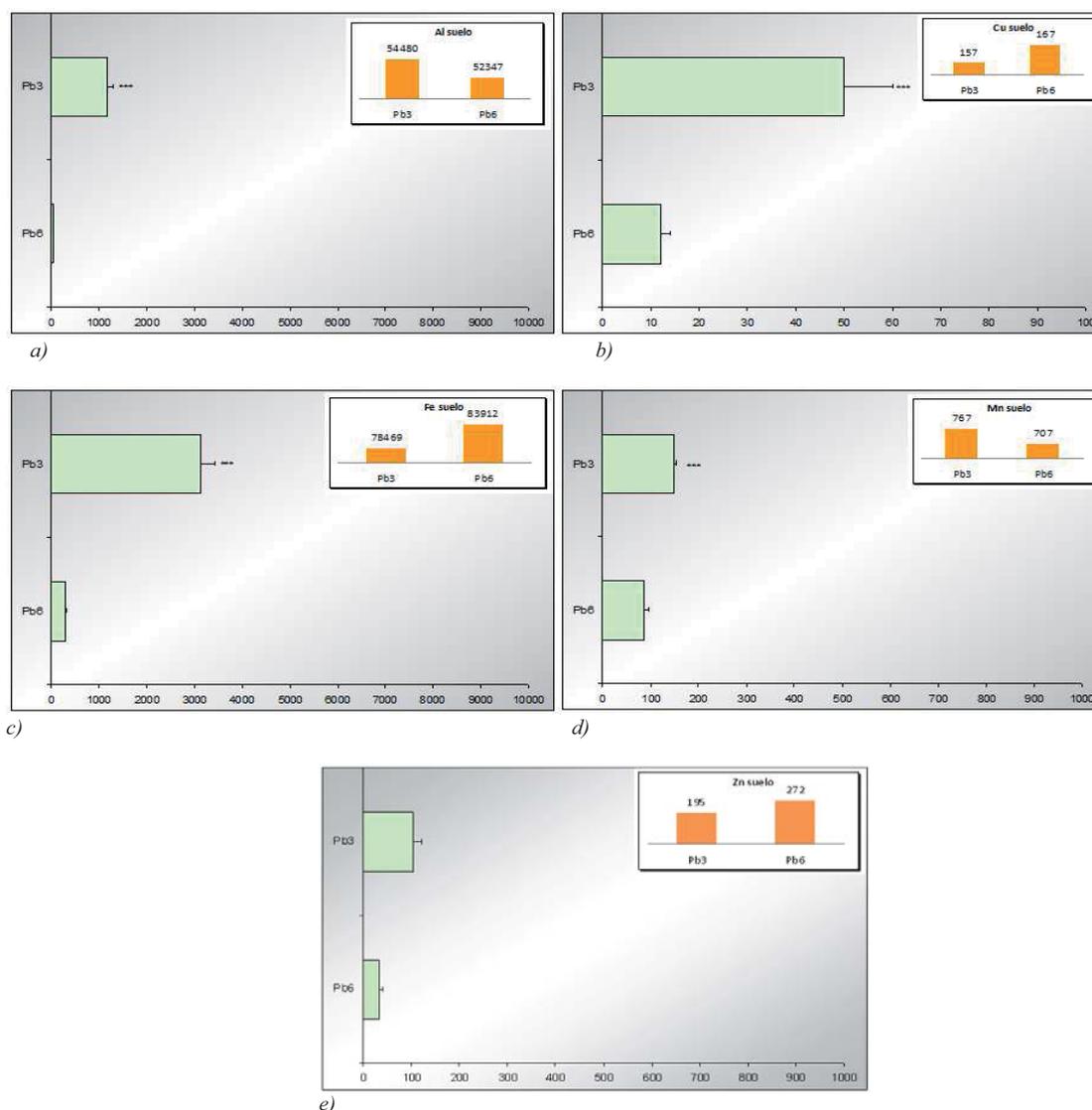
En nuestro estudio se ha recolectado en los puntos de muestreo Pb3 y Pb6

##### i) *Acumulación de Metales pesados en plantas de Rubia peregrina*

Existen diferencias significativas de acumulación de metales entre las plantas procedentes de Pb3 y Pb6 (tabla 51, anexo). Las plantas procedentes de Pb3 acumularon un mayor contenido de metales pesados, con respecto a las crecidas en Pb6 en el caso de todos los metales analizados (Figura 81).

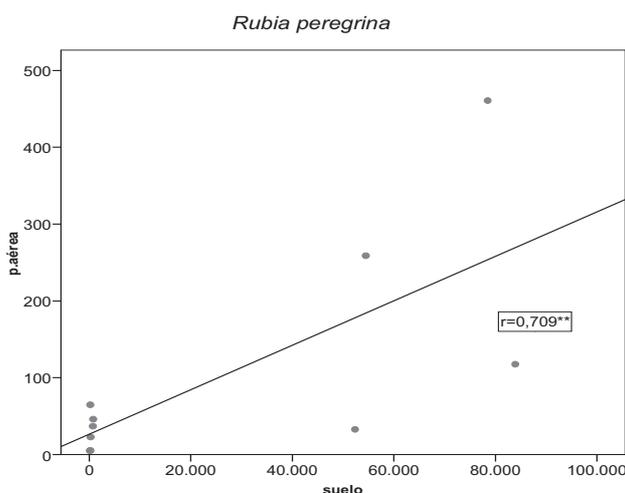
Respecto al contenido de *Al*, las plantas procedentes Pb3 que es el suelo con un mayor contenido de *Al*, acumuló un mayor contenido de este elemento, alcanzando un valor total de 1164 mg·kg<sup>-1</sup> (figura 81a). También fueron encontradas elevadas cantidades de *Cu* (50 mg·kg<sup>-1</sup>) en plantas recolectadas en Pb3, que superan el doble del valor de 20 mg·kg<sup>-1</sup>, considerado como normal (figura 81b). El contenido de *Fe* encontrado en Pb3 también fue elevado, alcanzando una media total de 3126 mg·kg<sup>-1</sup> con respecto a las plantas procedentes de Pb6 (punto con un mayor contenido de *Fe*), que acumularon un total de 304 mg·kg<sup>-1</sup> (figura 81c).

Con respecto a la acumulación de *Mn*, fueron encontrados valores normales de este metal en las plantas. También fueron encontradas cantidades normales de *Zn*, cuyo valor total de las plantas procedentes de Pb3 fue de 104 mg·kg<sup>-1</sup>, en tanto las plantas crecidas en Pb6 acumularon un total de 34 mg·kg<sup>-1</sup> (figura 81e).



**Figura 81.** Media del contenido de a) Al, b) Cu, c) Fe, d) Mn y e) Zn (mg·kg<sup>-1</sup> PS) en *Rubia peregrina* crecidas en Pb3 y Pb6 ( $n=3$ ).  
\*\*\*  $p<0,005$

Según los resultados podemos determinar que la correlación entre el contenido de metales entre el suelo y la planta no es significativo ( $r=0,627$ ). Similares resultados han sido establecidos para el contenido de metales del suelo con respecto al rizoma ( $r=0,610$ ). En tanto, existe una correlación positiva y significativa entre el contenido de metales en el suelo y la parte aérea (figura 82).



**Figura 82.** Relación entre contenido *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Rubia peregrina* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=10$ ).  
 \*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

ii) *Diferencias de concentración entre la raíz y la parte aérea*

Las plantas de esta especie acumularon metales principalmente en el rizoma, excepto en el caso del *Zn*, pero las diferencias no han sido significativas a nivel estadístico.

El contenido de *Al* ha superado hasta 11 veces el contenido normal de este metal en el rizoma de las plantas procedentes de Pb3. Mientras que el contenido de este metal en plantas crecidas en Pb6 estuvo por debajo del límite de detección ( $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ).

Con respecto al contenido de *Cu*, las plantas crecidas en Pb3 acumularon el doble del contenido normal en el rizoma y las plantas procedentes de Pb6 acumularon cantidades normales de este metal (Tabla 43).

Se encontraron elevadas cantidades de *Fe* en las plantas procedentes de Pb3, que superaron hasta 9 veces el contenido normal de este metal. Las plantas procedentes de Pb6, acumularon cantidades normales; mientras, el contenido de *Mn* y *Zn* ha estado dentro del valor normal para éstos elementos (Tabla 43).

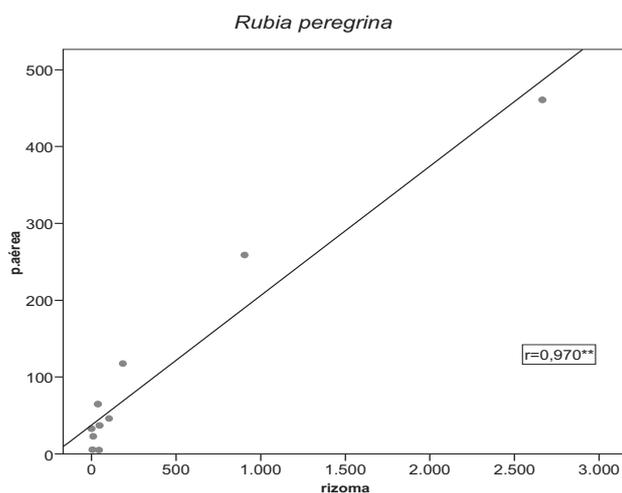
**Tabla 43.**Acumulación de *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en plantas de *Rubia peregrina*

Metal	Sitio	Rizoma	nº veces	Parte aérea	nº veces	t	p
Al	Pb3	905	11	259	3	5,11	0,02
	Pb6	nd	nd	33	0,4	nd	nd
Cu	Pb3	45	2	5	0,3	3,11	0,1
	Pb6	7	0,4	5	0,3	0,59	0,5
Fe	Pb3	2665	9	461	2	5,28	0,02
	Pb6	186	1	118	0,4	4,38	0,05
Mn	Pb3	104	1	46	0,2	15,3	0,001
	Pb6	48	0,2	37	0,2	1,02	0,5
Zn	Pb3	39	0,4	65	1	-1,42	0,5
	Pb6	11	0,1	23	0,2	-1,43	0,5

<sup>1</sup>Nº veces comparado con plantas crecidas en suelos no contaminados: Al=80 (Markert, B., 1994; Cu=20 (Chaney, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 2000); Fe= 300 (Chaney, 1983), Mn= 200 mg·kg<sup>-1</sup> (Kabata, Pendias y Pendias, 2000) y Zn= 100 mg·kg<sup>-1</sup> (Yoon et al., 2006)

<sup>2</sup> t- student: Media (n=3) concentración de metales pesados (mg·kg<sup>-1</sup> materia seca) en suelos Pb3 y Pb6, nd= no detectado

El contenido de metales en la rizoma de las plantas de *R. peregrina* analizadas, está correlacionado de manera positiva y significativa con el contenido de metales pesados en la parte aérea ( $p < 0,01$ , figura 83).



**Figura 83.** Relación entre contenido *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en la rizoma en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Rubia peregrina* (mg·kg<sup>-1</sup>) (n=10).

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

iii) Índices de valoración de tolerancia a los metales

Los valores para el FT, en general son inferiores a 1, lo que indica que la planta acumuló preferentemente en la raíz. Solo en el caso del Zn, este índice es mayor que 1, debido a que este metal se acumuló principalmente en la parte aérea (Tabla 44).

**Tabla 44.**  
Factor de Transferencia (FT) en plantas de *Rubia peregrina*

FT		
Metal	Pb3	Pb6
Al	0,29	nd
Cu	0,11	0,81
Fe	0,17	0,63
Mn	0,44	0,77
Zn	<b>1,66</b>	<b>2,01</b>

Todos los valores BF han sido <1. Las plantas crecidas en Pb6 muestran los valores más bajos de este índice, debido a que las plantas procedentes de este sitio han acumulado un menor contenido de metales (Tabla 45).

**Tabla 45.**  
Índice de Bioacumulación (BF) en plantas de *Rubia peregrina*

BF		
Metal	Pb3	Pb6
Al	0,02	0,00
Cu	0,32	0,06
Fe	0,04	0,00
Mn	0,20	0,12
Zn	0,54	0,12

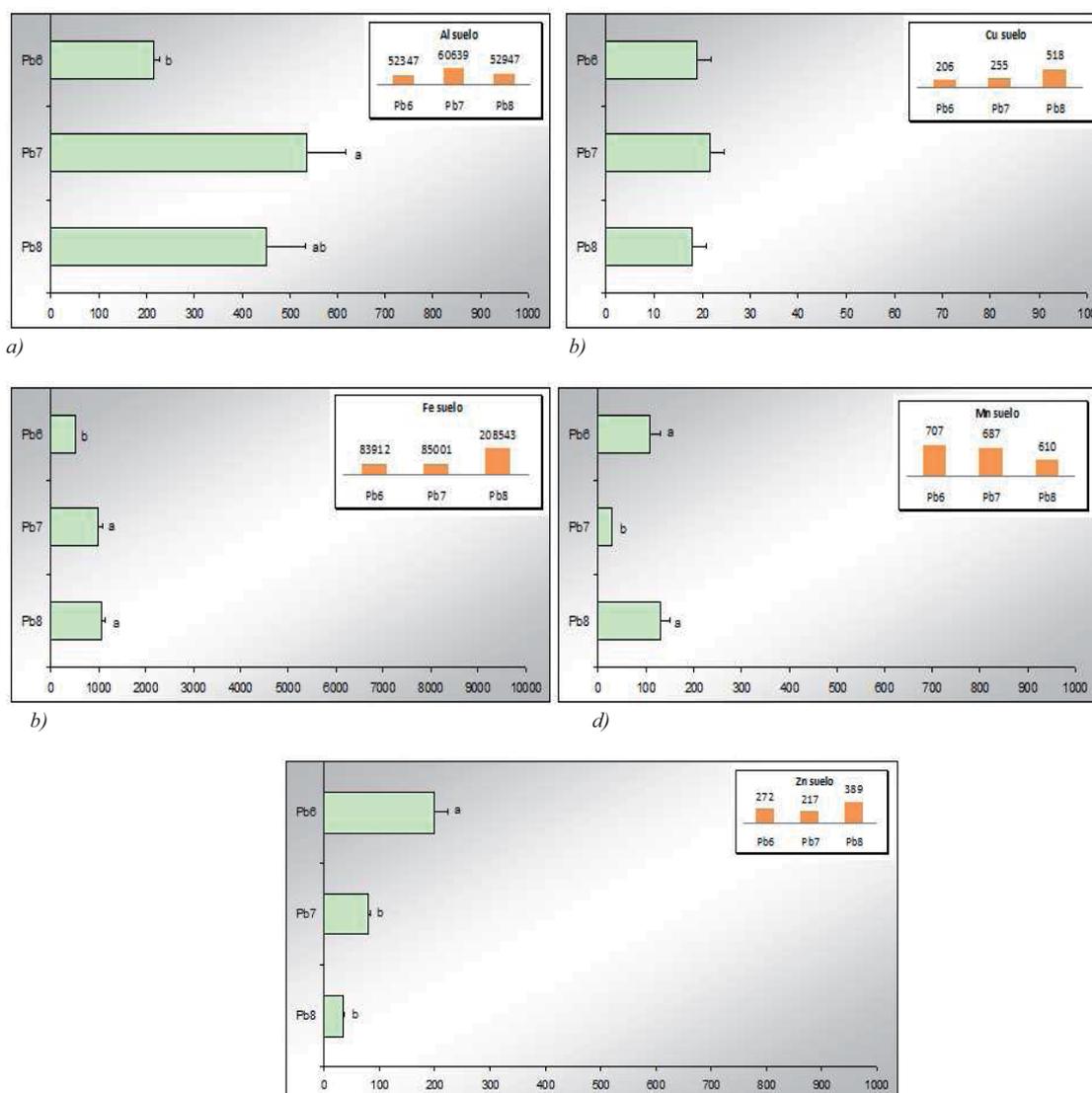
2.4.5 *Dactylis glomerata* L

*Dactylis glomerata*, en este estudio se ha recolectado en los sitios Pb6, Pb7 y Pb8.

i) Acumulación de Metales pesados en plantas de *Dactylis glomerata*

Existen diferencias significativas de acumulación según el sitio del cual proceden las plantas, excepto en el caso del *Cu*, donde las plantas acumularon alrededor de 20 mg·kg<sup>-1</sup> (Tabla 52, anexo).

En el caso del *Al*, las plantas recolectadas de Pb7, el sitio con mayor contenido de este metal, acumularon un mayor contenido de este elemento. Con respecto al contenido de *Fe*, las plantas procedentes de Pb7 y Pb8, acumularon alrededor de 1000  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  y las plantas crecidas en Pb6 acumularon cerca de 500  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Fe*. En el caso del *Mn*, las plantas procedentes de Pb8 y Pb6 acumularon un mayor contenido de este metal. Alrededor de 100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Por último, en el caso del *Zn*, las plantas crecidas en Pb6, acumularon un mayor contenido de este elemento (Figura 84).



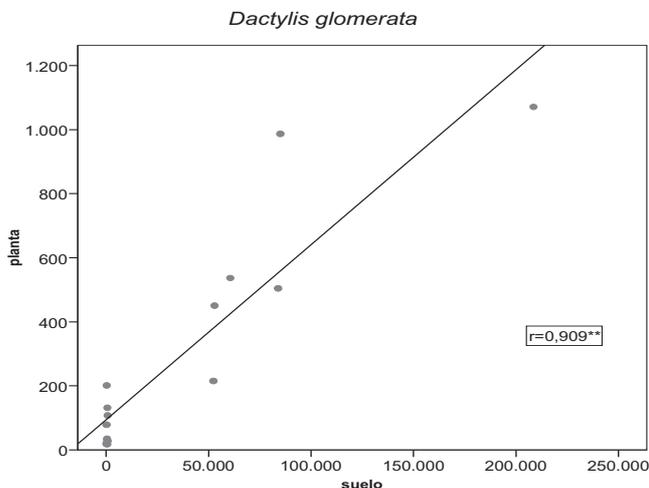
**Figura 84.** Media del contenido de a)Al, b) Cu, c) Fe, d) Mn y e) Zn ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  PS) en *Dactylis glomerata* crecidas en Pb1 y Pb9

$n=3$

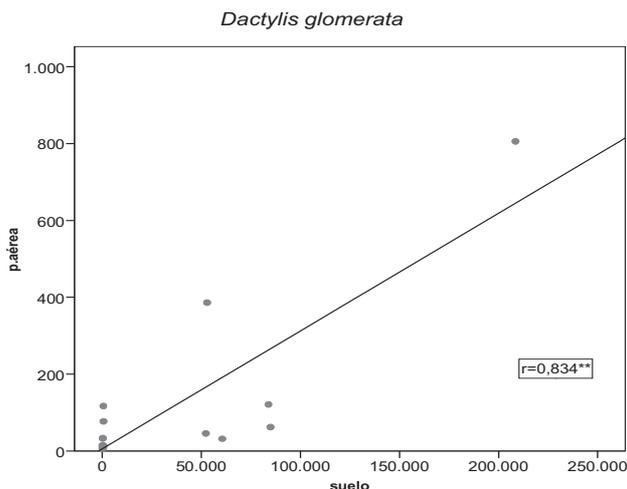
\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

De acuerdo a los resultados existe una correlación significativa entre el contenido de metales en el suelo con respecto a las plantas de *D. glomerata* analizadas con  $r=0,909^{**}$  (figura 85). La correlación entre el contenido de metales en el suelo y la parte aérea y raíz

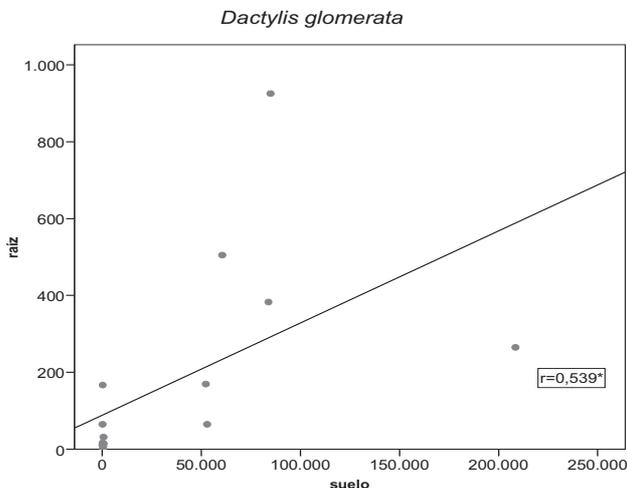
también son significativas con  $r=0,834^{**}$  y  $r=0,539^{*}$  (figuras 86 y 87, respectivamente). En cambio, Ortiz y Alcañiz (2006), no encontraron una correlación significativa entre estos factores.



**Figura 85.** Relación entre contenido Al, Cu, Fe, Mn y Zn en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por *Dactylis glomerata* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=15$ ).  
**\*\*** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)



**Figura 86.** Relación entre contenido Al, Cu, Fe, Mn y Zn en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Dactylis glomerata* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=15$ ).  
**\*\*** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)



**Figura 87.** Relación entre contenido Al, Cu, Fe, Mn y Zn en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la raíz de *Dactylis glomerata* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $n=15$ ).  
**\*** La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral)

ii) *Diferencias de concentración entre la raíz y la parte aérea*

Se encontraron elevados contenidos de *Al* que han superado hasta 6 veces el contenido normal, en la raíz de las plantas crecidas en Pb6, y 5 veces en la parte aérea de las plantas procedentes de Pb8. También se encontraron elevados contenidos de *Fe* y *Zn*, que superan en 3 y 2 veces respectivamente, el contenido normal de estos metales en las raíces de las plantas crecidas en Pb7 y Pb6, respectivamente (Tabla 46).

**Tabla 46.**  
Acumulación de *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en plantas de *Dactylis glomerata*

Metal	sitio	Raíz	nº veces	parte aérea	nº veces	t	p
Al	Pb6	169	2	46	1	4,8	0,05
	Pb7	505	6	32	0,4	11,8	0,002
	Pb8	65	1	386	5	-12,8	0,002
Cu	Pb6	11	1	8	0,4	0,71	0,5
	Pb7	17	1	5	0,3	3,65	0,05
	Pb8	10	1	8	0,4	0,68	0,5
Fe	Pb6	383	1	122	0,4	12,60	0,002
	Pb7	925	3	62	0,2	7,31	0,01
	Pb8	265	1	806	2	-10,70	0,002
Mn	Pb6	32	0,2	77	0,4	-2,7	0,1
	Pb7	14	0,1	14	0,1	0,47	0,5
	Pb8	15	0,1	117	1	-4,95	0,05
Zn	Pb6	167	2	33	0,3	7,3	0,01
	Pb7	65	1	15	0,2	11	0,002
	Pb8	2	0,02	33	0,3	-7,29	0,01

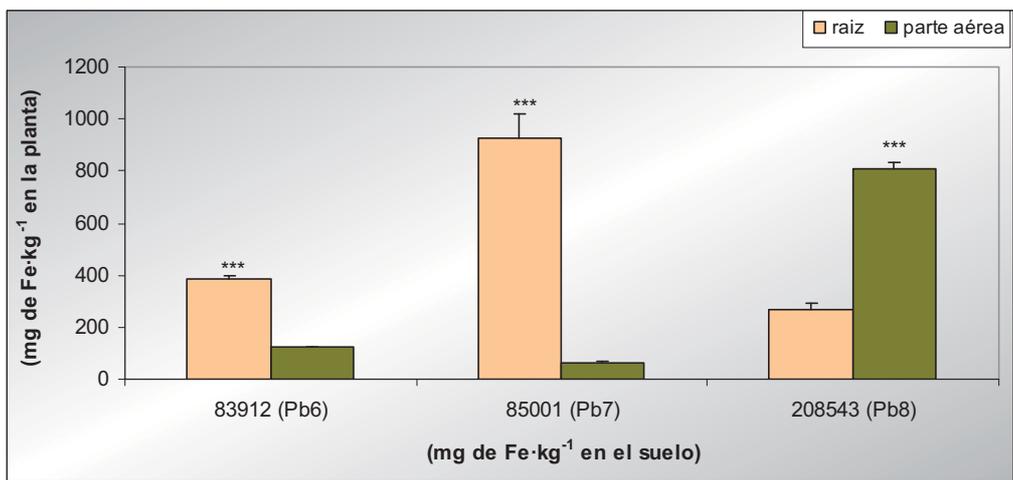
<sup>1</sup>Nº veces comparado con plantas crecidas en suelos no contaminados: Al=80 (Markert, B., 1994; Cu=20 (Chaney, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 2000); Fe= 300 (Chaney, 1983), Mn= 200 mg·kg<sup>-1</sup> (Kabata, Pendias y Pendias, 2000) y Zn= 100 mg·kg<sup>-1</sup> (Yoon et al., 2006)

<sup>2</sup>t- student: Media (n=3) concentración de metales pesados (mg·kg<sup>-1</sup> materia seca) en suelos Pb6, Pb7 y Pb8. nd= no detectado

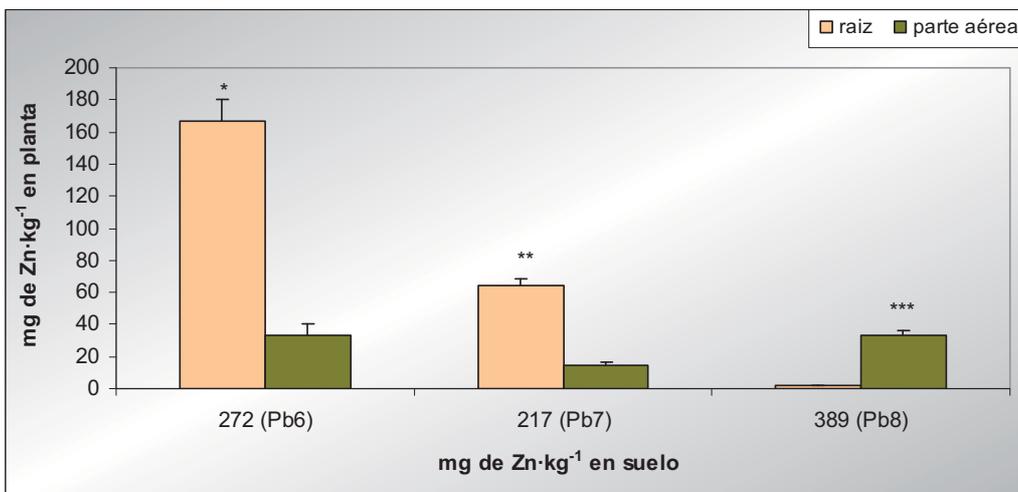
Las plantas de *D.glomerata* analizadas en este estudio, se han comportado de manera diferente según el sitio del cual proceden. Las plantas crecidas en Pb6 y Pb7 han acumulado metales principalmente en la raíz. Mientras que las plantas crecidas en Pb8, han acumulado principalmente en la parte aérea, excepto en el caso de *Cu*, pero las diferencias no han sido significativas a nivel estadístico en el caso de este último metal (Tabla 44).

Lo anterior se podría atribuir a que el sitio Pb8 está más contaminado con metales pesados. En el caso del *Fe*, la acumulación de este metal aumenta principalmente en la raíz, cuando las plantas son expuestas a un mayor contenido de *Fe* (Pb7). Sin embargo, cuando estas concentraciones aumentan hasta por encima de 200000 mg·kg<sup>-1</sup>, la planta transfiere este metal a la parte aérea (figura 88a). Una situación similar ocurre en el caso del *Zn*, las

plantas incrementan la concentración de *Zn* al aumentar el contenido de este metal en el suelo, pero al llegar a una mayor concentración (Pb8), las plantas acumulan especialmente en su parte aérea (figura 88b).



a)



b)

**Figura 88.** Acumulación de Fe (a) y Zn (b) en plantas de *Dactylis glomerata* crecidas en suelo Pb6, Pb7 y Pb8  
\* p<0,05; \*\*p<0,01; \*\*\* p<0,005

No existe una correlación significativa entre el contenido de metales en la raíz con respecto al contenido de metales en la parte aérea de las plantas de *D. glomerata* analizadas ( $r=0,087$ ).

## iii) Índices de valoración de tolerancia a los metales

Todos los valores del índice FT en las plantas crecidas en Pb6 y Pb7 son  $<1$ , excepto en el caso del *Mn*. Mientras que las plantas procedentes de Pb8, presentan un valor  $> 1$  (Tabla 47). Esto corrobora que las plantas procedentes de este último sitio acumulan preferentemente en la parte aérea.

**Tabla 47.**  
Factor de Transferencia (BF) en plantas de *Dactylis glomerata*

FT			
Metal	Pb6	Pb7	Pb8
Al	0,27	0,01	<b>5,94</b>
Cu	0,75	0,30	0,75
Fe	0,32	0,07	<b>3,04</b>
Mn	<b>2,41</b>	0,97	<b>7,80</b>
Zn	0,20	0,23	<b>16,50</b>

Con respecto al índice BF, los valores de todos los metales son  $<1$ , siendo los más altos en el caso del *Zn* y los más bajos en el caso del *Al* (Tabla 48). Esto denota una baja acumulación de metales pesados con respecto al contenido del suelo.

**Tabla 48.**  
Índice de Bioacumulación (BF) en plantas de *Dactylis glomerata*

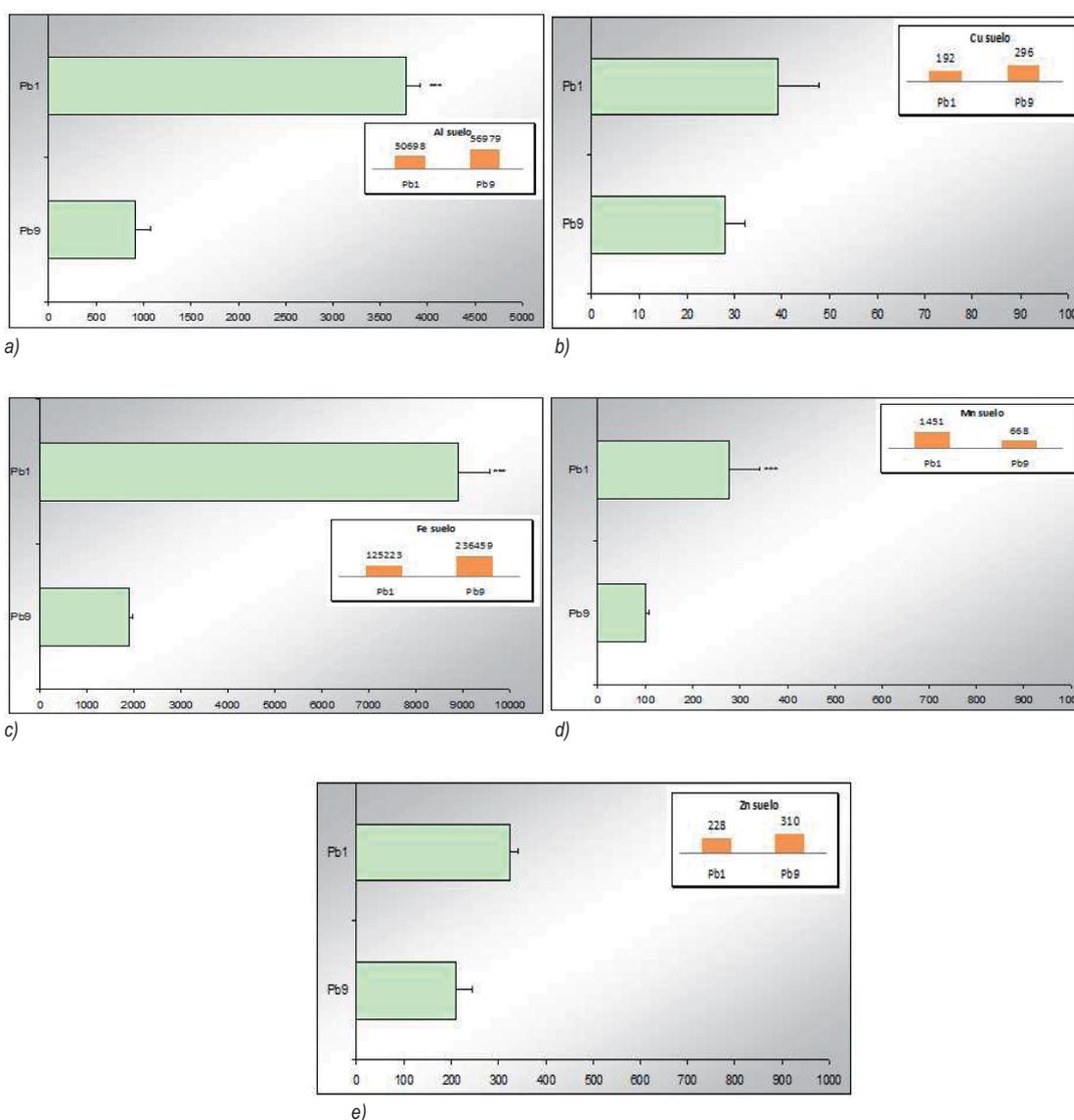
BF			
Metal	Pb6	Pb7	Pb8
Al	0,00	0,01	0,01
Cu	0,09	0,08	0,03
Fe	0,01	0,01	0,01
Mn	0,15	0,04	0,22
Zn	0,74	0,16	0,09

2.4.6 *Cistus salvifolius* L

En nuestro estudio, esta especie se ha recolectado en los puntos de muestreo Pb1 y Pb6.

i) Acumulación de Metales pesados en plantas de *Cistus salvifolius*

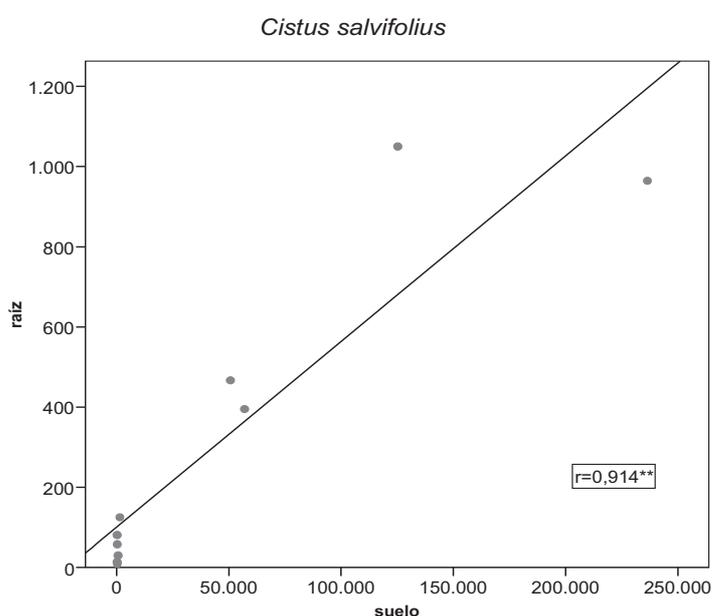
Las plantas procedentes de Pb1 han acumulado significativamente un mayor contenido de metales pesados, con respecto a las crecidas en Pb9, excepto en el caso del *Cu* y *Zn* (Tabla 53, anexo). Este último sitio, en general, tiene un mayor contenido de metales pesados (figura 89).



**Figura 89.** Media del contenido de a) Al, b) Cu, c) Fe, d) Mn y e) Zn (mg·kg<sup>-1</sup> PS) en *Cistus salvifolius* crecidas en Pb1 y Pb9.  
 n=3.  
 \*\*\* p<0.005

Se acumularon elevadas cantidades de *Al*, *Fe* y *Zn*, en las plantas procedentes de Pb1. Valores que bordean los 3500, 9000 y 300 mg·kg<sup>-1</sup>, respectivamente (figura 89).

La correlación entre el contenido de metales en el suelo y las plantas no es significativa a nivel estadístico, lo mismo que el caso de la relación entre el contenido de metales en el suelo y la parte aérea ( $r=0,522$  y  $0,442$ , respectivamente). En cambio si lo es para el caso de los factores que correlacionan el contenido de metales en el suelo con respecto a la raíz con  $r=0,914^{**}$  (figura 90).



**Figura 90.** Relación entre contenido *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en el suelo en relación al contenido de metales absorbidos por la raíz de *Cistus salvifolius* (mg·kg<sup>-1</sup>) ( $n=10$ ).  
\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

## ii) Diferencias de concentración entre la raíz y la parte aérea

Esta especie a diferencia de todas las especies analizadas de la mina Les Masies ha acumulado preferentemente los metales pesados en la parte aérea con respecto a la raíz (Tabla 49).

Se encontraron elevados contenidos de *Al* en la parte aérea de las plantas de *C. salvifolius* procedentes de Pb1, valores que han superado hasta 41 veces el contenido normal de este metal. Mientras que las plantas crecidas en Pb9, que tiene un mayor contenido de *Al* en el suelo, ha acumulado 6 veces el contenido normal de este elemento.

**Tabla 49.**  
Acumulación de *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en plantas de *Cistus salvifolius*

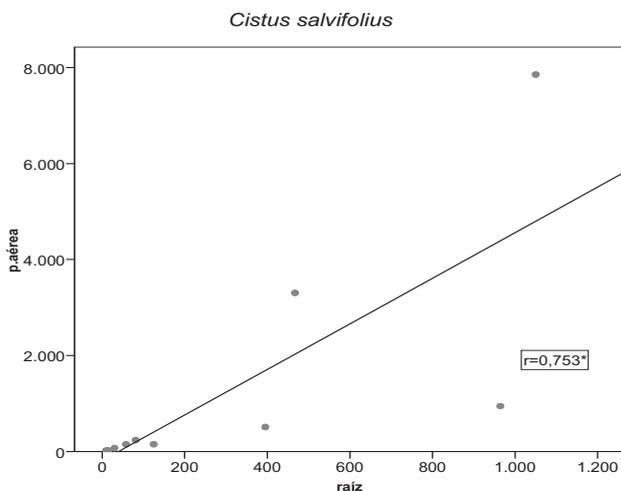
Metal	sitio	Raíz	nº veces	parte aérea	nº veces	t	p
Al	Pb1	467	6	3305	41	-14,78	0,001
	Pb9	395	5	514	6	-0,78	0,5
Cu	Pb1	14	0,7	25	1	-1	0,5
	Pb9	9,3	0,5	19	1	-2,17	0,2
Fe	Pb1	1050	4	7852	26	-8,2	0,005
	Pb9	965	3	948	3	0,33	0,5
Mn	Pb1	125	1	152	1	-0,33	0,5
	Pb9	30	0,2	72	0,4	-7,14	0,01
Zn	Pb1	81	1	243	2	-3,46	0,05
	Pb9	58	1	151	2	-2,85	0,1

<sup>1</sup>Nº veces comparado con plantas crecidas en suelos no contaminados: *Al*=80 (Markert, B., 1994; *Cu*=20 (Chaney, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 2000); *Fe*= 300 (Chaney, 1983), *Mn*= 200 mg·kg<sup>-1</sup> (Kabata, Pendias y Pendias, 2000) y *Zn*= 100 mg·kg<sup>-1</sup> (Yoon et al., 2006)

<sup>2</sup> t- student: Media (n=3) concentración de metales pesados (mg·kg<sup>-1</sup> materia seca) en suelos Pb1 y Pb9, nd= no detectado

También se encontraron elevadas cantidades de *Fe* y *Zn* en la parte aérea de las plantas procedentes de Pb1, que superaron en más de 20 y 2 veces el contenido normal, respectivamente. El resto de los metales se mantuvieron dentro del valor normal (Tabla 47).

Según nuestros resultados, la concentración de metales absorbidos en la raíz, está proporcionalmente correlacionado con el contenido de metales absorbidos en la parte aérea de las plantas de *C. salvifolius* estudiadas (figura 91).



**Figura 91.** Relación entre contenido *Al*, *Cu*, *Fe*, *Mn* y *Zn* en la raíz en relación al contenido de metales absorbidos por la parte aérea de *Cistus salvifolius* (mg·kg<sup>-1</sup>) (n=10).

\* La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral)

## iii) Índices de valoración de tolerancia a los metales

Todos los valores de  $FT > 1$ , excepto en el caso del *Fe*, lo que corrobora lo anteriormente expuesto. Las plantas de *C. salvifolius* analizadas, acumulan preferentemente los metales pesados en la raíz con respecto a la parte aérea (Tabla 50).

**Tabla 50.**  
Factor de Transferencia (FT) en plantas de *Cistus salvifolius*

FT		
Metal	Pb1	Pb9
Al	7,1	1,30
Cu	1,8	2,01
Fe	7,5	0,98
Mn	1,2	2,40
Zn	3,0	2,60

Con respecto a los valores del índice BF, en general son  $< 1$ . Lo que indica la baja acumulación de metales pesados en comparación al contenido presente en el suelo. Solo en el caso del *Zn* acumulado en las plantas procedentes de Pb1 es  $>1$ . Todas las plantas procedentes de este último sitio mostraron un valor BF más elevado en comparación a las plantas crecidas en Pb9 (Tabla 51). Sin embargo, se debe considerar que este suelo tiene un mayor contenido de metales pesados.

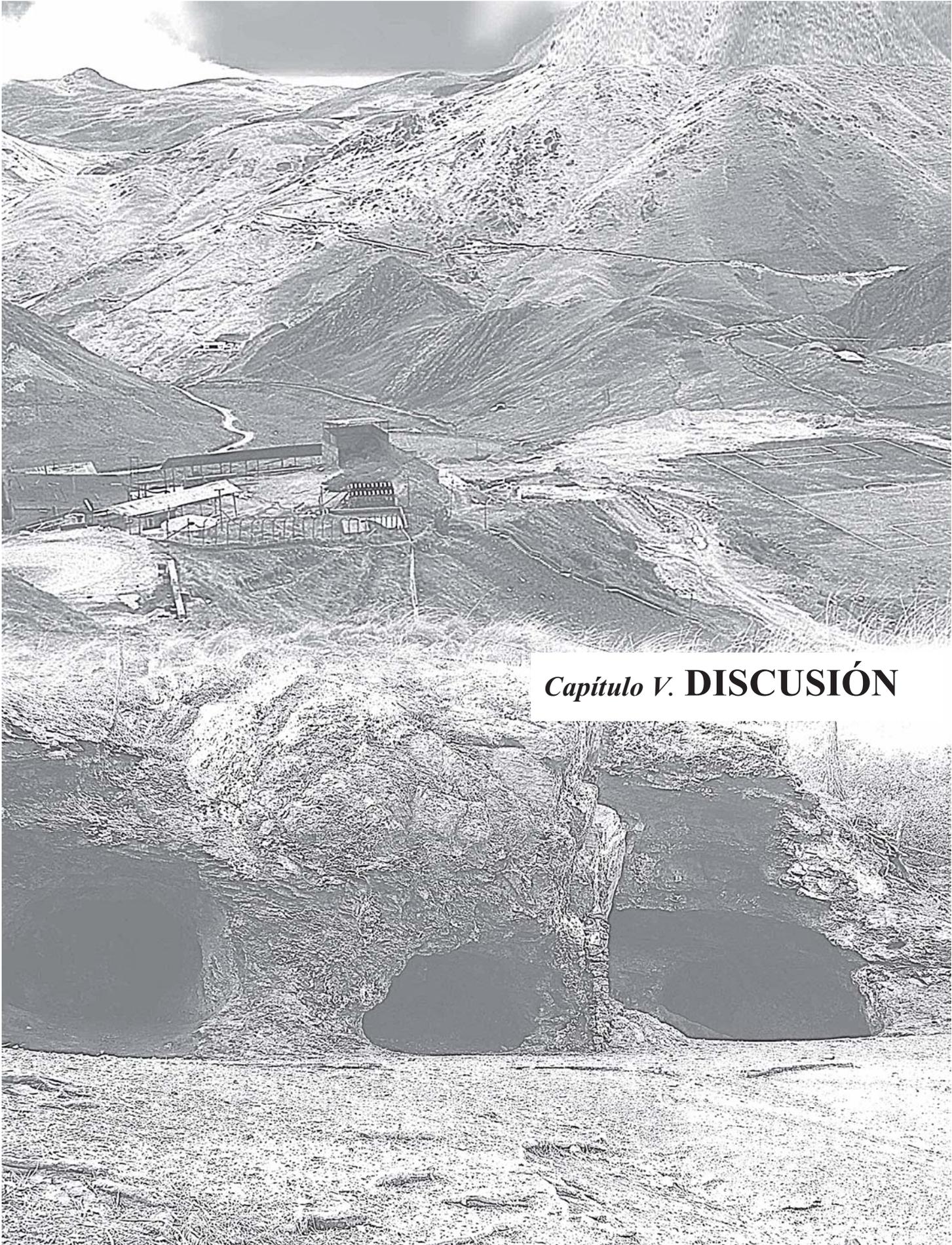
**Tabla 51.**  
Índice de Bioacumulación (BF) en plantas de *Cistus salvifolius*

BF		
Metal	Pb1	Pb9
Al	0,07	0,02
Cu	0,20	0,09
Fe	0,07	0,01
Mn	0,19	0,15
Zn	1,42	0,67









*Capítulo V. DISCUSIÓN*



## 1. MINA CAROLINA

### *i) Suelos de la mina Carolina*

Los suelos de la mina Carolina son de textura franca, con un pH levemente básico debido al aporte de carbonato de calcio de los materiales parentales (De la Cruz et al., 1999). Las zonas con valores más altos de metales pesados tienen un menor contenido de carbono orgánico, pH levemente menor y una menor presencia de vegetación natural.

Los valores de metales pesados el suelo se han comparado con los límites de toxicidad encontrados en la literatura. Los valores de *As* superan significativamente el límite de toxicidad de  $40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  señalados por Sheppard et al., (1992) para plantas cultivadas y  $34 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  reportados por Bernal et al., (2007) para suelos de la Comunidad Europea, en todos los puntos de muestreo.

Según el contenido de *Ba* en el suelo, García y Dorronsoro (2005) señalan que el valor límite para este elemento es de  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Mientras que Kabata-Pendias y Pendias (2000) señalan que este valor varía de entre 200 y  $960 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Considerando este rango los puntos Hc2, Hc3, Hc4, Hc5, Hc7 y Hc9 superan estos valores.

Con respecto al contenido de *Co*, los puntos de muestreo Hc0, Hc1, Hc4 y Hc9 han superado levemente el valor de  $20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  considerado como normal por Kabata-Pendias y Pendias (2000).

Todas las muestras de suelo, excepto Hc0, tienen valores de *Cu* que han superado el límite de  $210 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  para suelos con pH mayor que 7 y  $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  para suelos con pH menor que 7, señalados por el BOE/262 (1990). Aunque, Bowen (1979) determina que el valor límite para éste metal es de  $250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , con lo cual la muestra Hc1 también estaría por debajo de este límite.

El contenido de *Fe* en el suelo se encuentra dentro de los valores normales de entre 7000 a  $550000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  reportados por Bernal et al., (2007). *Cr* y *Ni* se encuentran dentro de los valores normales de 150 y  $112 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  para suelos con  $\text{pH} > 7$  (BOE/262, 1990).

Se encontraron concentraciones normales de *Li*, en todos los puntos de muestreo, excepto en Hc1. Según Kabata-Pendias y Pendias (2000) está dentro de un rango de 20 a  $40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Por el contrario, los valores de *Mn* sobrepasaron el rango de 545 a  $4000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  citado por

Kabata-Pendias y Pendias (2000) y Bernal et al., (2007), excepto en el caso del sitio con menor contaminación (Hc0).

En el caso del *Pb* van desde 124 a 111286 mg·kg<sup>-1</sup>. Estos contenidos son mucho mayores que los límites establecidos en la bibliografía y exceden sustancialmente los valores considerados normales. El valor límite sugerido por el BOE/262, (1990) para suelos con pH>7 es de 300 mg·kg<sup>-1</sup>. Valores similares han sido citados por Bowen (1979); Roos (1994) y Bernal et al., (2007). Menos estrictos han sido Kabata-Pendias y Pendias (2000) y Sheppard et al., (1992) cuyos límites referidos son 450 y 750, respectivamente. Sin embargo, se debe considerar que la extracción ha sido total, lo cual puede haber involucrado en el análisis fragmentos de mineral. Williamson et al., (1982), también han encontrado elevadas concentraciones de este metal en suelos de minas abandonadas del Reino Unido, valores que bordean los 76500 mg·kg<sup>-1</sup> de *Pb*. Surat et al., (2008) han reportado concentraciones de *Pb* que superaron los 98000 mg·kg<sup>-1</sup> en suelos de la mina de Plomo Bo Ngam, al Oeste de Tailandia.

El contenido de *V* se encontró dentro de los valores normales de 500 citado por Bowen (1979). Con respecto al *Zn*, Bernal et al., (2007) citaron 300 mg·kg<sup>-1</sup> como valor límite para los suelos de la Comunidad Europea mientras el BOE /262 (1990) lo estableció en 450 mg·kg<sup>-1</sup> para los suelos básicos. Otros valores límite son los de 600 mg·kg<sup>-1</sup> reportados por Sheppard et al., (1992) y Greger (1999) para suelos agrícolas. En este estudio los valores son siempre mucho mayores. En tanto el contenido de *Se* estuvo por debajo del límite de detección (0,1 mg·kg<sup>-1</sup>), en la mayoría de las muestras analizadas.

Bradshaw y Mcneilly (1985) indican que el *Pb* y el *Zn* acostumbran a aparecer asociados como contaminantes en los suelos afectados por extracciones mineras. Similares comentarios han sido hechos por Williamson et al., (1982), quienes señalan que suelos enriquecidos con un contenido de *Zn* (0,1 - 10%) tienen, también, un alto contenido de *Pb* (0,1-3,2%).

Estos valores citados en la bibliografía son sólo usados como referencia, ya que existen muchos factores y procesos involucrados en los suelos que pueden ser determinantes en el momento de definir las concentraciones tóxicas de un metal (Williamson, 1982). Ya Reimann y Filzmoser (2000) encontró que la idea de definir unos umbrales globales era una ilusión. A pesar de todas las dificultades que se presentan en una colección de muestras caracterizadas por la variabilidad regional y la función del tiempo como es el suelo, es necesario establecer los umbrales naturales como una medida relativa para distinguir entre

---

---

concentración natural y concentración influida antropogénicamente (Matschullat et al., 2000).

En general, se encontraron concentraciones potencialmente fitotóxicas de metales pesados en todas las muestras de suelos de la mina Carolina, teniendo en cuenta los contenidos normales citados en la literatura. El punto de muestreo con el mayor contenido de metales ha sido Hc9, clasificada como fuertemente contaminada, y la menos contaminada, Hc0 (levemente contaminada), seguida por Hc1 y Hc6 (moderadamente contaminada).

#### *ii) Metales pesados en plantas de la mina Carolina*

Según los resultados obtenidos, en general, las concentraciones de metales pesados en plantas procedentes de los suelos más contaminados fueron significativamente mayores que aquellas crecidas en los suelos menos contaminados. Una situación similar ha sido descrita por Deng et al., (2006). Con respecto a lo anterior, Ernst (1979) sugiere que la tolerancia a los metales se desarrolla en suelos con un alto contenido de metales pesados. Generalmente, las poblaciones de plantas procedentes de suelos contaminados son más resistentes a los metales que las poblaciones de la misma especie desarrollada en suelos normales (Baker, 1987).

Todas las plantas analizadas de la mina Carolina corresponden a especies dicotiledóneas. Según Deng et al., (2006), las especies dicotiledóneas presentan una mayor capacidad de absorción y translocación de metales pesados en relación con las plantas monocotiledóneas, dadas sus diferencias anatómicas. Resalta entre estas diferencias anatómicas una mayor permeabilidad de la raíz y una mayor tasa respiratoria. Las plantas estudiadas han mostrado dos estrategias de acumulación de metales pesados: a) *la exclusión en la raíz* y b) *la acumulación de metales en la parte aérea*.

#### *a) Bidens triplinervia como exclusora de metales pesados mediante la inmovilización en la raíz*

A pesar de que *B. triplinervia* acumuló un mayor contenido de metales pesados en las raíces en el suelo más contaminado, en los puntos de menor contaminación acumuló mayor contenido de metales en la parte aérea. Esto podría indicar que las plantas de *B. triplinervia* sometidas a altas concentraciones de metales pesados, como es el caso de este estudio, tienden a inhibir la translocación de los metales pesados a la parte aérea y los almacenan preferentemente en la raíz.

En la zona más contaminada, *Bidens triplinervia* acumuló elevadas cantidades de *Cu* en la raíz, 30 veces más que plantas crecidas en suelos normales. Según Ernst (1974) y Poschenrieder et al., (2001), los mecanismos de resistencia al *Cu* en muchas especies de plantas están basados principalmente en la exclusión de metales pesados. Esta acumulación ha sido mayor que los 18 mg·kg<sup>-1</sup> citados por Demirezen y Aksoy, (2004) para las macrófitas *Thypha angustifolia* y *Potamogeton pectinatus* y 639 mg·kg<sup>-1</sup> para *Sedum sediforme* (Poschenrieder et al., 2001).

También se encontraron elevadas cantidades de *Pb* y *Zn* en las raíces de las plantas crecidas en el suelo contaminado, 99 y 1037 veces superiores, respectivamente, que las concentraciones de plantas crecidas en condiciones normales. De las concentraciones obtenidas en la raíz de las plantas analizadas, únicamente 78 mg·kg<sup>-1</sup> de *Pb* y 150 mg·kg<sup>-1</sup> de *Zn* se podrían atribuir a una contaminación causada por partículas de suelo adheridas al tejido vegetal, de acuerdo al contenido de Ti (1,5 %). Por tanto, se descartaría que estas elevadas concentraciones sean atribuidas a la contaminación partículas de suelo adheridas al tejido analizado. Los contenidos obtenidos en el presente estudio son superiores a los señalados por Xiong (1997); quien publicó una acumulación de 1113 mg de Pb·kg<sup>-1</sup> en las raíces de la especie *Sonchus oleraceus* en plantas desarrolladas en un suelo artificial con la adición de elevadas cantidades de *Pb* a la solución del suelo. En este estudio se ha descrito una concentración total en el punto de muestreo Hc4 que supera los 13500 mg·kg<sup>-1</sup> de *Pb*. Mientras que el contenido de *Zn* es mayor que los 540 mg·kg<sup>-1</sup> acumulados por las raíces de *Juncus articulatus* descritos por Matthews et al., (2004).

Una estrategia de acumulación diferente de otras especies de este género han sido publicadas por Bech et al., (1997): *Bidens cinapiifolia* en la mina Turmalina en Perú y *Bidens humilis* en la mina San Bartolomé de Ecuador (Bech et al., 2002). Los resultados señalan que ambas especies han acumulado un mayor contenido de metales pesados en la parte aérea con respecto a la raíz.

Los resultados nos permiten sugerir a la especie *B. triplinervia* para estudios de fitoestabilización de metales pesados mediante la revegetación de suelos contaminados, principalmente con *Pb* y *Zn*, ya que cumple con las condiciones sugeridas por Ranskin y Ensley (2000) para clasificarla dentro de esta categoría:

- i. *Índice de translocación (FT) inferior a 1 en todos los casos. Esta baja translocación de metales hacia la parte aérea de la planta evita el paso de los metales a otro nivel de la cadena alimenticia.*
- ii. *Alta tolerancia a los metales pesados. Esta planta ha crecido en zonas con exceso de muchos metales y ha sido capaz de acumular cerca de 10000 mg·kg<sup>-1</sup> de Zn y 5000 mg·kg<sup>-1</sup> de Pb.*
- iii. *Especie perenne y por tanto, con un largo ciclo de vida y capacidad para autopropagarse.*

b) *Senecio* sp, *Sonchus oleraceus*, *Baccharis latifolia*, *Plantago orbignyana* y *Lepidium bipinnatifidum* como acumuladoras de metales pesados en la parte aérea.

*Senecio* sp, *Baccharis latifolia* Ruiz & Pav Pers, *Sonchus oleraceus* L (Familia Asteraceae); *Plantago orbignyana* Steinheil (Familia Plantaginaceae) y *Lepidium bipinnatifidum* Desv (Familia Brassicaceae) han sido recolectadas en suelos contaminados por actividades mineras de la mina Carolina y han acumulado cantidades importantes de metales pesados, principalmente en la parte aérea. La única excepción es *Sonchus oleraceus*, crecida en Hc9, que acumuló más *Fe* y *Mn* en las raíces, aunque estas diferencias no han sido significativas a nivel estadístico. Esta especie, recolectada del punto fuertemente contaminado ha acumulado un mayor contenido de metales pesados en la parte aérea, mientras que las plantas procedentes del suelo levemente contaminado han acumulado más metales pesados en la raíz.

El contenido de metales de todas las plantas analizadas está correlacionado con el contenido de metales en el suelo, excepto para la especie *B.latifolia*.

Estas especies se han agrupado dentro de las categorías de las plantas fitoextractoras mediante la acumulación de metales pesados en las partes aéreas de la planta.

iii) *Capacidad acumuladora en plantas para los diferentes metales*

- *As*

Las plantas no han acumulado una cantidad considerable de *As* en sus tejidos a pesar de que los suelos estudiados sobrepasan los límites establecidos para este metaloide. Según Norrish, (1975) y Bech et al., (1997) esta baja acumulación de *As* en los tejidos vegetales se

puede atribuir a la significativa correlación entre el *Fe* y este metaloide, lo que impide la disponibilidad del *As* para las plantas. Tlustos et al., (2006) señalan que, tanto el *As* como el *Pb*, se encuentran en las concentraciones más bajas dentro de los tejidos de la planta.

La especie *Lepidium bipinnatifidum* ha sido la mayor acumuladora de este metaloide, alcanzando un valor total de  $325 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en la parte aérea. Estos valores hallados en nuestro estudio, es mayor que los citados para otras especies procedentes de Sudamérica como: *Holcus lanatus* y *Pennisetum clandestinum*; pero menores que los encontrados en *Paspalum* sp y *Eriochloa ramosa*, con valores de  $1000$  y  $400 \text{ mgAs}\cdot\text{kg}^{-1}$  en la parte aérea (Bech et al., 2002). Por tanto, las especies analizadas en nuestro estudio no superan el valor considerado para ser catalogada como hiperacumuladora de *As* ( $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ).

- *Cu*

Las especies *Lepidium bipinnatifidum* y *Plantago orbignyana* crecidas en el suelo más contaminado, han acumulado en la parte aérea el mayor contenido de *Cu*. Estos valores han alcanzado una media de  $407$  y  $390 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , respectivamente, 20 veces más que el valor considerado como normal. Sin embargo, estos valores son menores que los encontrados por Bech et al., (2002) para el caso de *Mulinum spinosum* y *Bidens cinapiifolia*, que acumularon una media de  $870$  y  $320 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Cu* en su parte aérea. Los valores de *Cu* encontrados en las plantas de nuestro estudio no superan los  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  para ser consideradas como hiperacumuladoras de este metal.

Según Poschenrieder et al., (1995), el contenido de *Cu* en la solución del suelo es altamente dependiente del contenido de materia orgánica y en menor medida del pH del suelo. En nuestro estudio no existe una relación significativa entre estos parámetros.

- *Mn*

Con respecto al contenido de *Mn*, la especie *Plantago orbignyana* ha sido capaz de acumular la mayor concentración de este metal. Se observó una media de  $3640 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Mn* en la parte aérea de las plantas crecidas en Hc8. *Lepidium bipinnatifidum* y *Sonchus oleraceus* también acumularon elevadas concentraciones de este metal sobrepasando los  $1500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , en la parte aérea. Sin embargo ninguna de las especies estudiada ha sobrepasado el valor de  $10000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  para ser consideradas acumuladoras de este metal.

- *Pb*

Altas concentraciones de *Pb* fueron encontradas en todas las especies estudiadas, principalmente en la parte aérea de las plantas crecidas en los suelos más contaminados. Destaca la especie *Plantago orbignyana*, con una acumulación media en la parte aérea de

7000 mg·kg<sup>-1</sup> (1400 veces más que la concentración considerada como normal). Únicamente 79 mg·kg<sup>-1</sup> de la cantidad total citada podrían ser atribuidas a la contaminación del suelo de acuerdo al contenido de *Ti* usado como indicador (1,13%). Similares concentraciones han sido capaces de acumular la especie *Lepidium bipinnatifidum* en la parte aérea, aunque los valores de *Ti* han sido más bajos (0,55%). *Senecio* sp acumuló 4200 mg·kg<sup>-1</sup> (1,15% de *Ti*), mientras que *Sonchus oleraceus* y *Baccharis latifolia* acumularon más de 2500 mg·kg<sup>-1</sup> de *Pb* (0,41 y 0,22% de *Ti*, respectivamente). Por tanto, todas las especies estudiadas superaron el límite de 1000 mg·kg<sup>-1</sup> para ser consideradas como hiperacumuladoras de este metal (Baker y Brooks, 1989 y Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

La especie *Sonchus oleraceus* también ha sido descrita con anterioridad por Xiong (1997) como especie pionera en China para la fitorremediación de suelos contaminados con *Pb*, dada su habilidad para acumular altas concentraciones de este metal (215 mg·kg<sup>-1</sup> en la parte aérea y 1113 mg·kg<sup>-1</sup> en la raíz). Sin embargo, la estrategia de tolerancia descrita por este autor es diferente a la observada en nuestro estudio. Según nuestros resultados, *Sonchus oleraceus* ha acumulado los metales pesados, preferentemente, en la parte aérea. Otras especies de este género también han sido estudiadas, por ejemplo *Sonchus arvensis* que ha sido descrita como hiperacumuladora de *Pb* por Surat et al (2008), acumulando 9317 mg·kg<sup>-1</sup> de *Pb* en la parte aérea y 3687 mg·kg<sup>-1</sup> en la raíz. También ha hiperacumulado en la parte aérea *Sonchus asper* recolectada en una zona minera de Yunnan, China (Yanqun et al., 2005).

- *Zn*

*Plantago orbignyana* acumuló elevadas cantidades de *Zn* que superaron los 9600 mg·kg<sup>-1</sup> en la parte aérea de las plantas crecidas en la zona más contaminada (Hc8), superando ampliamente los valores considerados como normales. Por tanto, esta especie podría ser considerada como hiperacumuladora de este metal ya que se encuentra muy cerca de los 10000 mg·kg<sup>-1</sup>, límite para ser clasificada dentro de esta categoría. *Lepidium bipinnatifidum* y *Senecio* sp también acumulan altas cantidades de *Zn* en la parte aérea, más de 5000 y 3800 mg·kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Mientras que *Sonchus oleraceus* y *Baccharis latifolia* acumularon únicamente unos 1500 mg·kg<sup>-1</sup>. Las concentraciones de *Zn* halladas en *Senecio* sp en nuestro estudio son mayores que las publicadas por Bech et al., 2002 para *Baccharis amdatensis* (1930 mg·kg<sup>-1</sup>) y *Rumex crispus* (1300 mg·kg<sup>-1</sup>), pero menos que las descritas por Becerril et al., (2007) para *Thlaspi caerulescens* (14000 mg·kg<sup>-1</sup>) y *Senecio coronatus* (11900 mg·kg<sup>-1</sup>, Przybylowicz et al., 1995).

Diferentes especies del género *Senecio* han sido descritas como acumuladoras de metales: como *S. brasiliensis*, nativa de Brasil, descrita como acumuladora de *Zn* (Dorn, 1937); o las especies *Senecio azulensis*, *S. biseriatus*, *S. ekmanii*, *S. plumbeus*, *Senecio rivalis* y *Senecio subsquarrosus* como hiperacumuladoras de *Ni* (Borhidi et al., 1992 y Reeves et al., 1999); *Senecio coronatus* como hiperacumuladora de *Ni* y *Zn* y acumuladora de *Cu* y *Mn* (Mesjasz- Przybylowicz et al., 1994 y Przybylowicz et al., 1995); *Senecio ekmani*, citada por Reeves et al., (1999) como hiperacumuladora de *Ni*; y por último la especie *Senecio pauperculus* como hiperacumuladora de *Ni* y *Al* (Roberts, 1992).

Todas las especies estudiadas tienen la capacidad de acumular cantidades considerables tanto de *Pb* como de *Zn* en su parte aérea. Bradshaw y McNeilly (1985) describieron esta habilidad que presentan las plantas de tolerar *Pb* y *Zn* como tolerancia múltiple. Otras especies muy estudiadas, como es el caso de *Thlaspi caerulescens*, exitosa hiperacumuladora de *Zn*, sin embargo, no tiene la habilidad de translocar el *Pb* que queda acumulado en las raíces de la planta (Reeves, 2006). Además, se ha demostrado que esta especie es sensible a los altos contenidos de *Cu* (McLaughlin y Henderson, 1999).

#### iv) Los índices de Valoración

La mayoría de las plantas crecidas en suelos contaminados muestran un Factor de Transferencia (FT) superior a 1. Por tanto, presentan una gran habilidad de transportar metales desde la raíz a la parte aérea (Surat et al., 2008). Esto puede ser debido a un eficiente sistema de transporte (Zhao et al., 2002) y/o, al almacenamiento de metales en las vacuolas de las hojas y apoplastos (Lasta et al., 2000). En nuestro estudio, los valores más altos fueron encontrados en la especie *Lepidium bipinnatifidum* cuyos valores llegan a 2,8 en el caso de *As* y 144 en el caso del *Pb*. Sólo la especie *Bidens triplinervia* recolectada en Hc4 tuvo un FT <1 porque acumuló principalmente en la raíz.

Con respecto al Índice de Bioacumulación (BF) estos valores fueron bajos en comparación con otros resultados publicados. Sin embargo, estos valores no están directamente relacionados con la habilidad de las plantas para colonizar los suelos estudiados, ya que los niveles de acumulación de metales han sido muy elevados. Esto se podría atribuir a: a) el elevado contenido de metales pesados encontrados en las muestras de suelo analizadas, b) utilizar análisis totales de metales pesados, y c) la baja biodisponibilidad de los elementos estudiados. Por ejemplo, para el caso del *Zn*, Bech et al., (1997) hallaron un valor de 0,98 para *Baccharis amdatensis* crecida en una zona minera de Ecuador, utilizando contenidos pseudototales de metales pesados. Los valores que obtuvieron en las muestras de suelo eran del orden de 58 a 2690 mg·kg<sup>-1</sup>, mientras que los valores obtenidos en el presente estudio

ha sido de hasta  $46500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Zn*. Mientras que en el suelo menos contaminado (Hc0) el valor BF es de 5,67 con un contenido de *Zn* fue de  $384 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

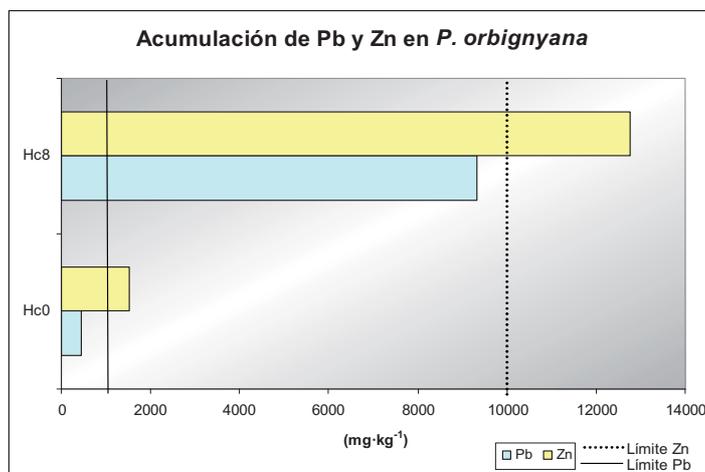
v) *Determinación de las especies hiperacumuladoras*

De acuerdo a los resultados obtenidos en nuestro estudio sugerimos a la especie *Plantago orbignyana* como hiperacumuladora de *Pb*, ya que cumple con los siguientes requisitos sugeridos por Sun et al., (2008) para clasificarla dentro de esta categoría:

- i. *Capacidad de acumular más de  $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Pb**
- ii. *Tiene un índice de traslocación (TF) superior a 1*
- iii. *El factor de bioacumulación (BF) superior a 1*

Los resultados obtenidos en el presente trabajo nos plantean, también, la posibilidad de sugerir a *Plantago orbignyana* como hiperacumuladora de *Zn*; a pesar, de cumplir con dos de los tres requisitos sugeridos por Sun et al., (2008):

- i. *Capacidad de acumular más de  $10000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Zn**
- ii. *Tiene un índice de traslocación (TF) superior a 1.*
- iii. *El factor de bioacumulación (BF) es menor que 1. En el caso de *Zn* esta última condición no se cumple, aunque Reeves (2006) ya sugirió que este índice no es una herramienta fiable para clasificar a las plantas como hiperacumuladoras (figura 92).*



**Figura 92.** Acumulación de *Pb* y *Zn* en plantas de *P. orbignyana* crecida en Hc0 (levemente contaminado) y Hc8 (fuertemente contaminado)

Según Reeves (2006) este índice no puede considerarse como un valor determinante para evaluar la capacidad de tolerancia de las plantas, debido a que no siempre el suelo es muestreado del mismo sitio en donde está la planta. Al respecto Zu et al., (2005), señalan que es muy difícil que la planta cumpla con todas las reglas simultáneamente para ser considerada como hiperacumuladora de un metal en particular. Por tanto, sugiere la urgente necesidad de establecer normas mediante las cuales se puedan caracterizar este grupo de plantas.

Otra característica importante a destacar es que *Plantago orbignyana* es una especie perenne, con una gruesa raíz principal y capacidad de autopropagación. Según Antonovics (1971), las plantas perennes encontradas en suelos contaminados con metales pesados, tienen una colonización más fácil, ya que garantizan su persistencia.

*Senecio* sp, *Sonchus oleraceus*, *Baccharis latifolia* y *Lepidium bipinnatifidum* también se sugieren como hiperacumuladoras de Pb; a pesar de cumplir únicamente dos de los tres requisitos sugeridos por Sun et al., (2008). Al igual que en el caso de la acumulación de Zn por parte de *Plantago orbignyana*, el factor de bioacumulación BF es menor que 1.

i. Capacidad de acumular más de 1000 mg de Pb·kg<sup>-1</sup>

ii. Tiene un índice de traslocación (TF) superior a 1

Es importante destacar que tanto *Plantago orbignyana* como *Baccharis latifolia* son plantas con propiedades medicinales muy usadas, especialmente, por pequeños agricultores quechuas en Argentina y Bolivia (Thomas et al., 2009). El uso medicinal de estas especies puede ocasionar algún riesgo para la población en sitios contaminados por la actividad minera. Con respecto a esto, Kabata-Pendias y Pendias (2000) señalan que muchas plantas medicinales, que poseen esta cualidad de ser curativas gracias a compuestos orgánicos como glucósidos o alcaloides, pueden acumular elevadas cantidades de metales pesados; un ejemplo de estas es *Taraxacum officinalis* (“Dandelium”).

vi) La aplicación de las plantas estudiadas en la hiperacumulación

Otras especies del género *Plantago* han sido estudiadas por su plasticidad fenotípica. Kuiper (1984) determinó que la habilidad de poblaciones de *P. lanceolata*, que ocupa un amplio rango de condiciones locales, está basada en gran medida en respuestas plásticas. Tienen una amplia respuesta a la nutrición mineral, además de una variación genética entre

poblaciones. Esto podría explicar la presencia de esta especie en un amplio rango de condiciones, ya que ha tiene vigoroso crecimiento, tanto radical como de su biomasa tanto en suelo contaminado como no contaminado. *Plantago lanceolata* ya fue citada por William y Morgan como acumuladora de metales pesados en 1964 (Cragg, 1971).

*Senecio* sp, *Baccharis latifolia* y *Lepidium bipinnatifidum*, también se sugieren para estudios de fitorremediación de Pb, debido a que todas han sido capaces de acumular significativas concentraciones de este metal y lo han translocado eficientemente a la parte aérea; sin embargo, el valor BF ha sido menor que 1.

Los resultados obtenidos en nuestro estudio son de gran interés. El Pb es considerado como el mayor problema ambiental en el mundo moderno (Body et al., 1991) y, por tanto, objetivo para la fitoremediación (Brooks, 1998) por su extremada inmovilidad, limitada traslocación (Reeves, 2006) y poca disponibilidad para las plantas (Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

## 2. MINA LES MASIES

### *i) Suelos de la mina les Masies*

Los suelos de la mina Les Masies son franco-arenosos, con pH ácido. Según nuestros resultados, el 50% de los puntos de muestreo de la mina Les Masies tienen un contenido de materia orgánica superior a 14%, lo cual se atribuye a la abundante vegetación, principalmente forestal, y la dominancia de las especies de pino (Robinson, 1997).

Con respecto al contenido de metales pesados los valores encontrados en este estudio han sobrepasado los valores considerados background para la provincia de Tarragona. No se observa un patrón definido de contaminación en los puntos de muestreo analizados.

Se encontraron elevados contenidos de Al, de hasta 62000 mg·kg<sup>-1</sup>. Sin embargo, Williamson, 1982 y Kochian et al., 2002 señalan que las formas rizotóxicas (Al<sup>3+</sup>) son solubles en suelos con pH < a 5,0. Los valores encontrados en el presente estudio son superiores a los encontrados por Antosiewicz et al., (2008) quienes han reportado un valor máximo de 31000 mg·kg<sup>-1</sup> en suelos de una mina de arsénico y oro de ZlotyStok (Polonia).

Respecto a la literatura, podemos mencionar que en el caso del As se superó el valor de 50 mg·kg<sup>-1</sup> establecido por Bernal et al., (2007) para la Unión Europea en las muestras

Pb2>>Pb9>>Pb1>Pb8. El resto de las muestras obtenidas del centro, mantienen los valores de *As* en un nivel bajo los umbrales tóxicos. De igual manera, el contenido de *Cr*, *Cu*, *Ni* y *Zn* superaron significativamente el límite de 100, 50, 30 y 150 mg·kg<sup>-1</sup>, respectivamente, para suelos con pH<7 (BOE/262, 1990).

El contenido de *Co* superó levemente el valor normal de 20 mg·kg<sup>-1</sup> (Kabata-Pendias y Pendias, 2000) en las muestras Pb1, Pb2, Pb6, Pb7 y Pb8. El contenido de *V*, ha superado el valor normal de 500 mg·kg<sup>-1</sup> (Bowen, 1979) en los puntos de muestreo Pb8 y Pb9, en donde se encontraron concentraciones de 776 y 1289 mg·kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

Con respecto al contenido de *Ba*, *Fe*, *Mn*, *Sr* y *Pb* se encuentran dentro de los valores normales según la bibliografía. Mientras que el contenido de *Se*, estuvo por debajo del límite de detección (0,1 mg·kg<sup>-1</sup>) en la mayoría de los puntos de muestreo analizados.

#### ii) Metales pesados en plantas de la mina Les Masies

Todas las plantas analizadas corresponden a especies dicotiledóneas, excepto *Ruscus aculeatus* y *Dactylis glomerata* que son especies monocotiledóneas. Con respecto a la acumulación de metales pesados por parte de las plantas estudiadas, la mayoría los ha acumulado principalmente en la raíz. Excepto *Cistus salvifolius* que lo hizo en la parte aérea.

Las plantas estudiadas también han mostrado las dos estrategias de acumulación de metales pesados: a) *la exclusión en la raíz* y b) *la acumulación de metales en la parte aérea*, citadas en la mina Carolina de Hualgayoc, Perú.

a) *Polypodium vulgare*, *Ruscus aculeatus*, *Viburnum tinus*, *Rubia peregrina*, y *Dactylis glomerata* como plantas exclusoras de metales en el suelo

Las especies *Polypodium vulgare* L (familia Polygonaceae), *Ruscus aculeatus* L (familia Liliaceae), *Viburnum tinus* L (familia Caprifoliaceae) *Rubia peregrina* (familia Rubiaceae) y *Dactylis glomerata* L (familia Graminaceae), han sido recolectadas en suelos contaminados por antiguas actividades mineras de la mina abandonada Les Masies y han acumulado cantidades superiores a las normales de metales pesados, principalmente en la raíz.

---

---

iii) *La capacidad de acumular para los diferentes metales*

- *Al*

La especie *Polypodium vulgare*, ha acumulado un mayor contenido de *Al* en el rizoma de las plantas procedentes de Pb3 (2000 mg·kg<sup>-1</sup>), superando en 27 veces el contenido normal de 80 mg·kg<sup>-1</sup> (Markert, 1994). Según Kabata-Pendias y Pendias (2000), existen plantas que pueden acumular más del 0,1% de su peso seco. *Viburnum tinus* y *Rubia peregrina* han superado los 900 mg·kg<sup>-1</sup> de *Al* en las raíces de las plantas, similares concentraciones han publicado Tolrà et al., 2004 en la *Rumex acetosa* crecida en suelos ácidos. Mientras que *Dactylis glomerata* ha acumulado cerca de 500 mg·kg<sup>-1</sup>, esta especie ha sido clasificada como moderadamente sensible a este metal por Poschenrieder et al., 2008.

- *Cu*

Se han encontrado elevadas concentraciones de este metal en las raíces de las plantas de la especie *Rubia peregrina* procedentes de Pb3, concentraciones que han alcanzado los 45 mg·kg<sup>-1</sup> superando hasta 3 veces el contenido normal de este metal. El resto de las plantas estudiadas acumuló concentraciones normales de *Cu* del orden de los 15 a 20 mg·kg<sup>-1</sup>. La especie *Dactylis glomerata* ha acumulado 17 mg·kg<sup>-1</sup>, valor mucho menor que los 117 mg·kg<sup>-1</sup> reportados por Ortiz y Alcaniz, (2006) para la misma especie.

- *Fe*

Se hallaron elevadas cantidades de este metal en todas las plantas analizadas. La especie *Polypodium vulgare* procedente de Pb3 ha sido capaz de acumular la mayor cantidad de este metal en su rizoma, superando los 3500 mg·kg<sup>-1</sup>, valor hasta 13 veces más que el contenido normal de 300 mg·kg<sup>-1</sup> (Chaney, 1983) y de requerimientos nutricionales van de entre 50 a 100 mg·kg<sup>-1</sup> (Kabata-Pendias y Pendias, 2000). La especie *Rubia peregrina* también procedente de Pb3 ha acumulado alrededor de 2500 mg·kg<sup>-1</sup> en sus raíces, 10 más que el contenido normal de *Fe*. También se han encontrado elevados contenido de *Fe* en las raíces de *Viburnum tinus* (1600 mg·kg<sup>-1</sup>) y *Dactylis glomerata* procedente de Pb7 (900 mg·kg<sup>-1</sup>). Esta última especie procedente de Pb8 también acumuló elevadas cantidades de *Fe* (800 mg·kg<sup>-1</sup>) pero en la parte aérea de las plantas.

- *Mn*

Todas las plantas estudiadas, recolectadas de la mina Les Masies, acumularon contenidos normales de *Mn*. Las mayores concentraciones de este elemento se encontraron en la parte aérea de la especie *Dactylis glomerata* procedente de Pb8, alcanzando un valor de 100 mg·kg<sup>-1</sup>. Similares cantidades acumuló la especie *Rubia peregrina* pero almacenó este

elemento principalmente en el rizoma de las plantas procedentes de Pb3. Las especies *Polypodium vulgare* y *Viburnum tinus* acumularon  $70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Mn* en sus raíces.

- *Zn*

Se encontraron altas cantidades de *Zn* en las raíces de la especie *Viburnum tinus* crecidas en Pb3, que alcanzaron un valor de  $210 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  superando 3 veces el contenido normal de este metal en plantas. La especie *Dactylis glomerata* acumuló  $170 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de *Zn* en las raíces, más que  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  reportados por Ortiz y Alcañiz (2006) en las raíces de *Dactylis glomerata* recolectada en la misma provincia. *Polypodium vulgare* ha acumulado un contenido mayor al de  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  considerado como normal por Yoon et al., (2006).

c) *Cistus salvifolius* como acumuladora de metales pesados en la parte aérea

La especie *Cistus salvifolius* L (familia Cistaceae) ha sido la única especie recolectada de la mina Les Masies que ha acumulado un mayor contenido de metales en la parte aérea.

Con respecto al contenido de *Al*, esta especie ha acumulado alrededor de  $3000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en parte aérea, más de 41 veces el contenido normal de este metal ( $80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Markert, 1994). Esta cantidad es mayor que lo publicado para las especies *Geranium robertianum*, *Oxalis acetosella*, *Fragaria vesca*, *Circaea luteiniana*, *Athyrium filix-femina* (Antosiewicz et al., 2008). Mientras que cantidades superiores se han encontrado en dos plantas descritas como hiperacumuladoras de éste metal, *Melastoma malabathricum* ( $10000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Watanabe et al., 1998) y *Miconia lutescens* ( $6800 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Bech et al., 1997).

También se encontraron elevados contenidos de *Fe*, cerca de  $8000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , en la parte aérea de las plantas procedentes de Pb1. Valor 26 veces mayor que el contenido normal de este metal.

La especie *Cistus salvifolius*, acumuló el doble del contenido de *Zn* que el valor considerado normal para este elemento, acumulando hasta  $243 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en la parte aérea de las plantas procedentes de Pb1, más que los  $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , publicados para la especie *Pteris vittata*, hiperacumuladora de *As* (Fayiga et al., 2004) y se encontraron contenidos normales de *Cu* y *Mn*.

Aunque esta especie ha mostrado una habilidad excepcional de acumular metales en la parte aérea, especialmente en el caso de *Fe* y *Zn*, no se puede citar como hiperacumuladora

de estos metales debido a que no cumple con los límites establecidos para incorporarlas dentro de esta categoría.

iv) *Los índices de Valoración*

La mayoría de las plantas procedentes de la mina Les Masies presentaron un FT menor de 1. Lo anterior indica que, en general, las plantas analizadas acumularon un mayor contenido de metales en la raíz con respecto a la parte aérea. La especie *Dactylis glomerata* procedente de Pb8, presenta los mayores valores de éste índice, sobrepasando el valor de 16 en el caso del Zn. Las plantas procedentes de este sitio acumularon más metales en la parte aérea. De igual manera, *C. salvifolius*, tiene un valor superior a 1.

Con respecto a BF, todos los valores fueron menores de 1. La especie *Ruscus aculeatus* presentó los valores más bajos de este parámetro, en tanto, *Dactylis glomerata* presentó el valor más alto (0,75) en el caso del Zn, similares resultados que con FT.

v) *Determinación de las especies fitoestabilizadoras*

Elevados contenidos de Al han sido encontrados en el rizoma de *Polypodium vulgare*. Sin embargo según Kabata-Pendias y Pendias (2000), la capacidad de acumular Al en la raíz no está necesariamente asociada con la tolerancia hacia éste elemento, sólo en el caso que el Al sea translocado hacia la parte aérea.

Interesantes resultados se han obtenido con la especie *Dactylis glomerata*, la cual ha acumulado principalmente en la raíz, pero al estar sometidas a elevadas concentraciones de metales pesados transloca su contenido hacia la parte aérea. Resultados similares en el caso de esta especie han sido publicados en el caso del Pb. Cuando la planta está sometida a mayores concentraciones de éste metal, acumula principalmente en la parte aérea (Ortiz y Alcañiz, 2006).

Las plantas de *Dactylis glomerata* procedentes del suelo con un mayor contenido de Cu ( $>500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ha excluido eficientemente este metal en la rizosfera, acumulando una sólo 10 y 8  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en la raíz y la parte aérea de Cu respectivamente. Esta especie ha sido muy usada en estudios de fitorestauración (Ortiz y Alcañiz, 2006). Se ha encontrado en zonas con bajos contenidos de Cu (menos de  $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) (Bradshaw y McNeilly, 1985), y también en suelos ricos con alto contenido de Cu en una mina de Cu en Gales. Mientras que Macnair (1987) la cita como una especie tolerante a elevados contenidos de Cu, con un

porcentaje de ocurrencia de 0,05% de individuos tolerantes en plantas normales. Otros estudios publicados por Dushenkov et al., (1995) señalan a esta especie como acumuladora de *Pb*, ya que ha sido capaz de almacenar  $60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en raíces. Se ha demostrado que la subespecie hispánica, perteneciente a la zona mediterránea es tetraploide, se caracteriza por colonizar un mayor rango de hábitats que las subespecies diploides (Bradshaw y McNeilly, 1985).

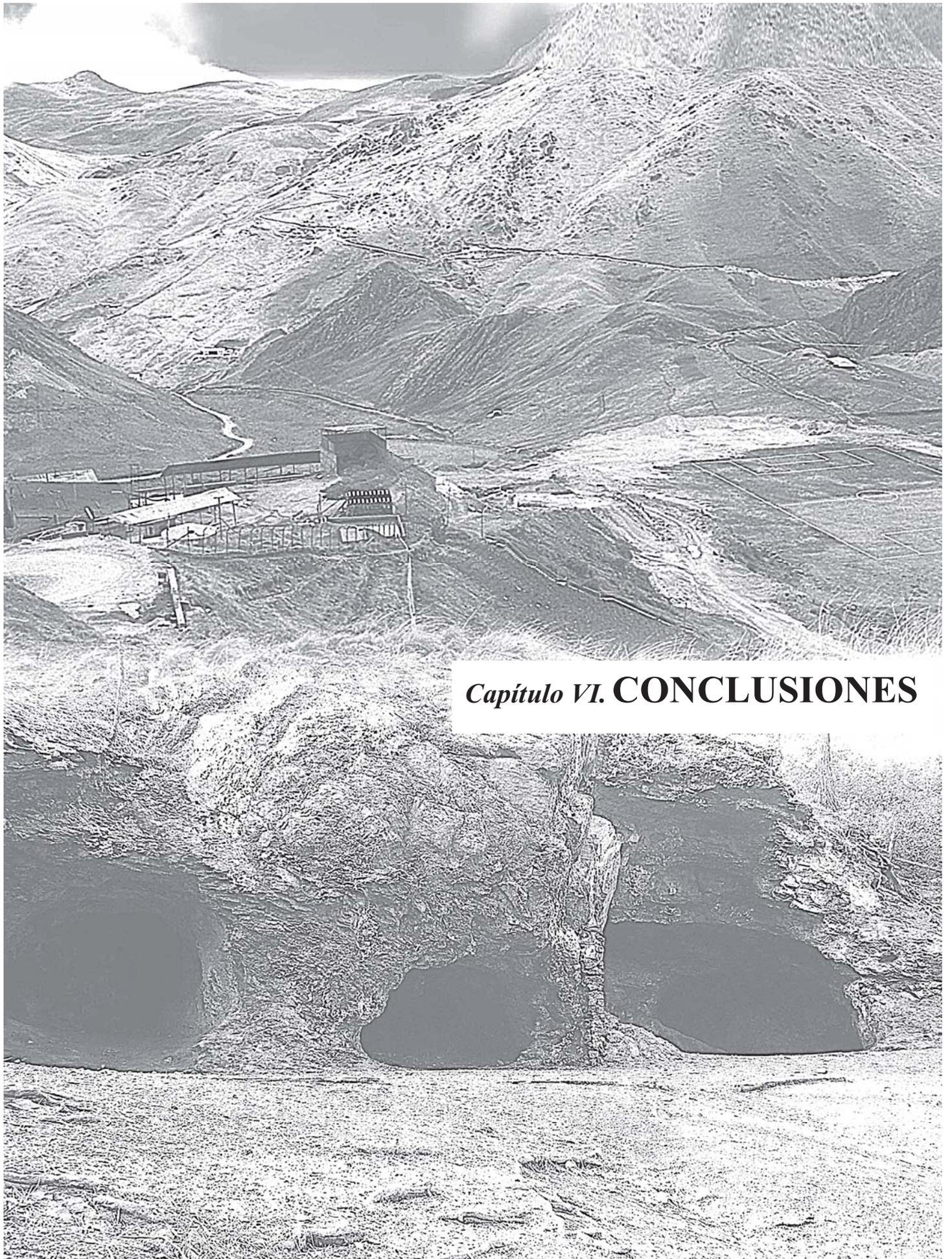
vi) *Determinación de las especies hiperacumuladoras*

De acuerdo a los resultados obtenidos en nuestro estudio podemos sugerir a la especie *Cistus salvifolius* como hiperacumuladora de *Al*, debido a que cumple con los siguientes requisitos sugeridos por Sun et al (2008), para clasificarla dentro de esta categoría:

- i) *Capacidad para acumular elevados contenidos de Al en la parte aérea (más de  $3000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )*
- ii) *Tiene un índice de traslocación (TF) superior a 1, que alcanza hasta un valor de 7,1 en el caso de Al.*

Aunque el índice BF es menor de 1. Ya anteriormente se ha sugerido que éste no es un parámetro determinante para la clasificación de las plantas acumuladoras.

Otras plantas con capacidad para acumular contenidos similares de *Al* han sido descritas como hiperacumuladoras de este metal. Es el caso de *Arenaria humifusa* ( $3000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) y *Andrómeda polifolia* ( $1050 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ambas especies citadas por Roberts (1992).



*Capítulo VI.* **CONCLUSIONES**



1. Según los resultados del estudio correspondiente a la mina Carolina, ubicada en el Distrito de Hualgayoc, Provincia de Cajamarca (Perú) se puede concluir que:

a) Los suelos presentan altos contenidos en metales pesados

b) Las plantas *Bidens triplinervia*, *Senecio* sp, *Sonchus oleraceus*, *Baccharis latifolia*, *Plantago orbignyana* y *Lepidium bipinnatifidum* son capaces de crecer en suelos con un alto contenido de metales pesados y tienen la habilidad de acumularlos en sus tejidos.

i. En cuanto a *Bidens triplinervia* se puede concluir que:

- Acumula elevadas cantidades de metales pesados, especialmente *Pb* ( $50000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) y *Zn* ( $10000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), por exclusión en la raíz.
- Tanto el factor de transferencia (FT) como el factor de bioacumulación (BF) son menos que uno; a excepción de los suelos levemente contaminado (Hc0) que presentan un BF mayor que 1.
- Por tanto, se sugiere esta especie como exclusora y se recomienda para estudios de fitoestabilización de metales pesados en esta zona andina.

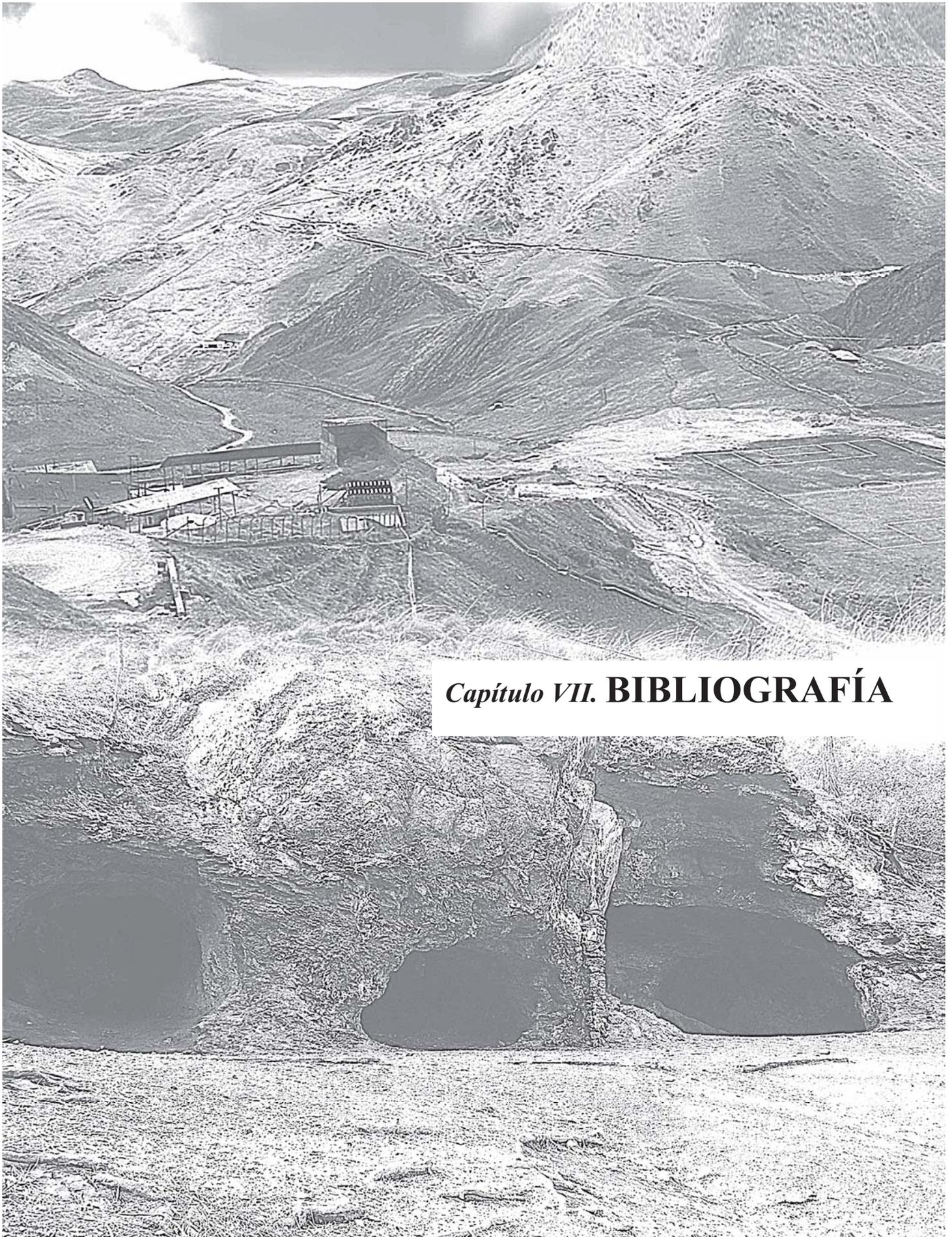
ii. Respecto a *Plantago orbignyana* se concluye que:

- Tiene una elevada capacidad de acumulación de *Pb* ( $7000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) y *Zn* ( $9700 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ).
- En el caso del *Pb*, tanto el FT como BF son superiores a uno.
- En el caso del *Zn*, únicamente el FT es superior a uno.
- Por tanto, se sugiere esta especie como hiperacumuladora de *Pb* y *Zn*.

iii. En cuanto *Lepidium bipinnatifidum*, *Senecio* sp, *Sonchus oleraceus* y *Baccharis latifolia* y *Lepidium bipinnatifidum* se concluye que:

- Acumularon elevadas concentraciones de *Pb* en la parte aérea.
- Además, presenta valores FT superiores a uno.
- A pesar de presentar un valor inferior a 1 en el índice BF, se sugieren como plantas hiperacumuladoras de este metal.

- iv. Dado su uso medicinal en las regiones ecuatoriales de Sudamérica es conveniente citar a *Plantago orbignyana* y *Baccharis latifolia* como hiperacumuladoras de metales pesados
2. Con respecto a los resultados obtenidos a partir de las plantas recolectadas alrededor de la mina Les Masies de Poblet, se concluye que:
- a) Los contenidos en metales de los alrededores de la mina superan los valores background, excepto en el caso del estroncio (Sr) que es levemente menor.
  - b) El contenido de metales pesados en las plantas de *Ruscus aculeatus*, *Dactylis glomerata*, *Polypodium vulgare* y *Viburnum tinus* se correlacionan positivamente con las concentraciones de dichos metales en el suelo.
  - c) En cuanto a *Cistus salvifolius* se concluye que:
    - i. *Acumula elevados contenidos de Al, con valores superiores a 3000 mg·kg<sup>-1</sup>.*
    - ii. *Además, presenta valores FT superiores a uno.*
    - iii. *A pesar de presentar un valor inferior a 1 en el índice BF, se sugieren como plantas hiperacumuladoras de este metal.*
  - d) Los contenidos bajos de Cu, inferiores a 10 mg·kg<sup>-1</sup>, en la raíz de *Dactylis glomerata* crecidas en suelos con altos contenidos de este metal (valores superiores a 500 mg·kg<sup>-1</sup>) corroboran la habilidad de esta planta de crecer en suelos con elevados contenidos de este metal citada en la bibliografía, y el bajo contenido de Cu en las raíces sugiere que esta especie excluye este metal en la rizosfera.
3. El presente estudio es pionero en el contexto de la investigación de especies potencialmente útiles en la fitorremediación en la zona de Cajamarca. Dado el interés se sugiere la ampliación del presente estudio con otros de tipo experimental en cultivos hidropónicos para evaluar dichas características en un ambiente controlado.



*Capítulo VII.* **BIBLIOGRAFÍA**



- ADOUIN, P., FIASSON, J.L., JAY, M., LUMARET, R. y BARRIERE, G. (1984).** Chemical Diversification within the *Dactylis glomerata* L. polyploidy complex (gramineae). In: *Genetic differentiation and Dispersal in Plants*. Ed. P. Jacquard, G.Heim y J. Antonovics. Ecological Science 5. pp: 3-15.
- ADRIANO, D.C. (1986).** *Trace Elements in the Terrestrial Environment*. Ed. Springer-Verlag, New York:533pp.
- AL-ATTAR, A.F., MARTIN, M.H. y NICKLESS, G. (1988).** Uptake and toxicity of cadmium, mercury and thallium to *Lolium perenne* seedlings. *Chemosphere* 17: 1219-1225.
- ALKORTA, I., HERNÁNDEZ-ALLICA, J., BECERRIL, J.M., AMEZAGA, I., ALBIZU, I. y GARBISU, C. (2004).** Recent Findings on the Phytoremediation of Soils Contaminated with Environmentally Toxic Heavy Metals and Metalloids Such as Zinc, Cadmium, Lead, and Arsenic. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 3 (1) 71-90.
- ALLOWAY, B.F.(1995).** *Heavy metals in soils*. Blackie Academic and Profesional. Londres.
- ANADON, P., COLOMBO, F., ESTEBAN, M., MARZO, M., ROBLES, S., SANTANACH, P. y SOLÉ SUGRANES, LL. (1981).** Evolución tectonoestratigráfica de los Catalánides. En Riba, O; Santanach, P.; Solé i Sugranés, Ll. editores. Homenatge a Lluís Solé i Sabarís. *Acta Geológica Hispánica* 14: 242-270.
- ANGLE, J.S., CHANEY, R.L., BAKER, A.J.M., LI, Y., REEVES, R., VOLK, V., ROSEBERG, R., BREWER, E., BURKE, S. Y NELKIN, J. (2001).** Developing commercial phytoextraction technologies: practical considerations. *S. Afr. J. Sci.* 97: 619-623.
- ANTONOVICS, J., BRADSHAW, A.D., y TURNER, R.G. (1971).** Heavy metals tolerance in plants. *Advances in Ecological Research*, 7:1-85.
- ANTOSIEWICS, D.M., ESCUDE-DURAN, C., WIERZBOWSKA, E., y SKALODOWSKA, A. (2008).** Indigenous plant species with potencial for the phytoremediation of arsenic and metal contaminated soil. *Water air soil pollution* 193: 197-210.
- ASSUNÇÃO, A. G. L. , DA COSTA MARTINS, P., DE FOLTER, S., VOOIJS, R., SCHAT, H., Y MAARTS., M.G. (2001).** Elevated expression of metal transporter genes in three accessions of the metal hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant, Cell and Environment* 24, 217–226
- AULIO, K. (1986).** Aquatic macrophytes as indicators of heavy metal pollution. Third Finnish-Swedish Seminar on the Gulf of Bothnia, Pori, Finland, August 20-21, 1984. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisu* 68: 171-174

- AZADPOUR, A. y MATTHEWS, J.E. (1996).** Remediation of metal-contaminated sites using plants. *Remediation* 6:1-18.
- BAKER, A.J.M. (1981).** Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition* 3: 643–654.
- BAKER, A.M.J. (1987).** Metal Tolerance. *New Phytol.* 106:93-111.
- BAKER, A.J.M., BROOKS, R.R. (1989).** Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* 1, 811–826.
- BAKER, A.J.M., MCGRATH, S.P., SIDOLI, C.M.D. Y REEVES, R.D. (1994).** The Possibility of in-Situ Heavy-Metal Decontamination of Polluted Soils Using Crops of Metal-Accumulating Plants. *Resources Cons.Recycling.* 11: 41-49.
- BAKER, A.J.M., MCGRATH, S.P., REEVES, R. Y SMITH, J.A.C. (2000).** Metal Hyperaccumulator Plants: A Review of the Ecology and Physiology of a Biological Resource for Phytoremediation of Metal-Polluted Soils. En: *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water.* (eds Terry, N. y Bañuelos, G.), pp. 85-107
- BARCELÓ, J. Y POSCHENRIEDER, CH. (2003).** Phytoremediation: Principles and perspectivas. *Contributions to Science*, 2(3): 333-344.
- BECERRIL, J. M., BARRUTIA, O., GARCÍA PLAZAOLA, J.I., HERNÁNDEZ, A., OLANO, J.M y GARBISU, C. (2007).** Especies nativas de suelos contaminados por metales: *Aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. Ecosistemas*, 2007/2.
- BECH, J.; TOBÍAS, F.J.; ROCA, N. (1995).** Influence of dispersed copper ores on soil background values of heavy metals in Barcelona area (Catalonia, Spain). *Third Int. Conf. of the biogeochemistry of Trace Elements (París, Francia).*
- BECH, J., TOBÍAS, F.J. y ROCA, N. (1995).** Nivells basals de metalls pesants i elements traça a sòls de Catalunya. En Cortés, A. y Boixadera, J. *Dossiers Agraris:Sòls contaminats*, Institució catalana d'estudis agraris ed.: 19-35
- BECH, J., POSCHENRIEDER., CH., LLUGANY, M., BARCELÓ, J., TUME, P., TOBÍAS, F.J., BARRANZUELA, J.L. y VÁSQUEZ, E.R. (1997).** Arsenic and heavy metal contamination of soil and vegetation around a copper mine in Northern Peru. *The Science of the Total Environmen.* 203. 83-91.
- BECH, J., POSCHENRIEDER, C., BARCELÓ, J., LANSAC., A. (2002).** Plants from mine spoils in the South American Area as Potential Sources of Germplasm, for Phytoremediation Technologies. *Acta Biotechnol.* 22: 1-2, 5-11.
- BELTRAN, H. (2002).** *Senecio albaniae*, (Asteraceae: Senecioneae), a New species from central Peru. *Novon* 12: 35-37

- BENSON, L.M., PORTER, E.K. y PETERSON, P.J. (1981).** Arsenic accumulation, tolerance and genotypic variation in plants on arsenical mine wastes in S.W. England. *Journal of Plant Nutrition* ,3: 655-666.
- BERNAL, M.P., CLEMENTE, R., WALKER, D.J. (2007).** The role of organic amendments in the bioremediation of heavy metal-polluted soils. In: Gore, R.W. (Ed.), *Environmental Research*.
- BIRLEY, N.H. y LOCK, K. (1999).** Health and peri-urban natural resource production. *Environment and Urbanisation* 10(1): 89-106.
- BIZILY, S., RUGH, C., y MEAGHER, R. (2000).** Phytodetoxification of hazardous organomercurials by genetically engineered plants, *Nat. Biotech.* 18, 213-217.
- BLAYLOCK, M.J., SALT, D.E., DUSHENKOV, S., ZAKHAROVA, O., GUSSMAN, C., KAPULKNIK, Y., ENSLEY, B.D., y RASKIN, I. (1997).** Enhanced accumulation of Pb in Indian Mustard by soil applied chelating agents. *Environ. Sci. Technol.* 31, 860-865 .
- BODY, P.E., DOLAN, P.R., y MULCAHY, D.E. (1991).** Environmental lead- A review. *Crit. Rev. Environ. Control* 20: 299-310.
- BOLETÍN OFICIAL DEL ESTADO (BOE). 1990/262**
- BORHIDI, A. (1992).** The serpentine flora and vegetation of Cuba. In: Baker AJM, Proctor J, Reeves RD, eds. *The vegetation of ultramafic (serpentine) soils*. Andover, UK: Intercept Ltd., 83-95
- BOYD, R.S., M.A. WALL, y T. JAFFRÉ. (2006).** Nickel levels in arthropods associated with Ni hyperaccumulator plants from an ultramafic site in New Caledonia. *Insect Science* 13:271-277.
- BOWEN, H.J.M. (1979).** *Environmental chemistry of the Elements*, Press, New York, 333.
- BRADSHAW, A.D. (1952).** Populations of *Agrostis tenuis* resistant to lead and zinc poisoning. *Nature* 169, 1098.
- BRADSHAW, A.D. (1984).** Adaptation of plants to soils containing toxic metals-a test for conceit. In: *Origin and development of Adaptation, CIBA Foundation Symposium 102* (Ed. By D. Evered and G.M. Collins), pp. 4-19, Pitman, London.
- BRADSHAW, A.D. y McNEILLY (1985).** *Evolución y Contaminación*. Ed. Omega. 82 p.
- BRADY, N.C. Y WEIL, R.R. (2008).** *The nature and properties of soils*, 14<sup>th</sup> Edición. Prentice Hall, Upper Saddle River, New York.

- BROOKS, R.R., MORRISON, R.S., REEVES, R.D. y MALAISSE, F. (1978).** Copper and cobalt in african species of aeolanthus mart. (plectranthinae, labiatae). *Plant and Soil* 50: 503-507.
- BROOKS, R.R. Y RADFORD, C.C. (1978).** Nickel Accumulation by European Species of Genus Alyssum. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*. 200: 217-224.
- BROOKS, R.R., MORRISON, R.S., REEVES, R.D., DUDLEY, T.R. y AKMAN, Y. (1979).** Hyper-Accumulation of Nickel by Alyssum Linnaeus (Cruciferae). *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*. 203: 387-403.
- BROOKS, R.R., REEVES, R.D., MORRISON, R.S. y MALAISSE, F. (1980).** Hyperaccumulation of copper and cobalt - a review. *Bulletin de la Société royale de Botanique de Belgique*. 113: 166-172.
- BROOKS, R.R., NAIDU, S.D., MALAISSE, F. y LEE, J. (1987).** The elemental content of metallophytes from the copper/cobalt deposits of central Africa. *Bulletin de la Société royale de Botanique de Belgique*. 119:179-191.
- BROOKS, R.R. y MALAISSE, F. (1990).** Metal-enriched sites in south central Africa, pp. 53-73. In, Shaw, A.J. (ed), *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida.
- BROOKS R.R. (Ed) (1998).** *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals—Their Role in Phytoremediation, Microbiology, Archaeology, Mineral Exploration and Phytomining*. New York: International Center for Agriculture and Biosciences.
- BROWN, S.L., CHANEY, R.L., ANGLE, J.S. y BAKER, A.J.M. (1994).** Phytoremediation potential of thlaspi caerulescens and bladder campion for zinc- and cadmium-contaminated soil. *J. Environ. Qual.* 23: 1151-1157.
- BROWN, S.L., CHANEY, R.L., ANGLE, J.S. y BAKER, A.J.M. (1995).** Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator Thlaspi caerulescens grown in nutrient solution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 125-133.
- CANCHAYA, S. (1990).** *Stratabound Ore Deposits of Hualgayoc, Cajamarca, Perú*. In: Fontboté, L., Amstutz, G.C., Cardozo, M., Cedillo, E and Frutos, J. S. *Stratabound Ore Deposits in the Andes*. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg New York: 569-582
- CEARLEY, J.E. y COLEMAN, R.L. (1973).** Cadmium toxicity and accumulation in southern naiad. *Bulletin of environmental contamination & toxicology* 9: 100-101.
- CHANEY, R.L. B (1983) b).** Potential effects of waste constituents on the food chain In: *Land treatment of hazardous wastes*. Edited by Parr JF, Marsh PD, Kla JM, Park Ridge, NJ: Noyes data corporation: 152-240.

- CHANEY, M., BROWN, S.L., LI, Y.M., ANGLE, J.S. HOMER, F.A. y GREEN, C.E. (1995).** Potential use of metal hyperaccumulators. *Min Environ Mag* 3:9-11.
- CHANEY, R.L., MALIK, M., LI, Y.M., BROWN, S.L., BREWER, E.P., ANGLE, J.S. y BAKER, A.J.M. (1997).** Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*. 8: 279-284.
- CHANEY, R.L., LI, Y.-M., BROWN, S.L., HOMER, F.A., MALIK, M., ANGLE, J.S., BAKER, A.J.M., REEVES, R.D. y CHIN, M. (2000).** Improving metal hyperaccumulator wild plants to develop commercial phytoextraction systems: approaches and progress. En: *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. (eds Terry, N. y Bañuelos, G.), Lewis Publishers, Boca Raton, Florida,
- CHINO, M., KAWASHIMA, I. y TAKAHASHI, K. (1997).** Accumulation of heavy metals in higher plants. pp. 99-110. In, I.K. Iskandar and D.C. Adriano (eds.). Remediation of soils contaminated with metals. Proceedings of a conference on the biogeochemistry of trace elements, Taipei, Tawan, 5-10 Sept. 1993. Science Reviews Ltd, Northwood, USA.
- CLUIS, C. (2004).** Junk-greedy greens: phytoremediation as a new option for soil decontamination. *Bio. Tech. Journal* 2, 60–67.
- CONDESAN. (1995).** La encañada. Caminos hacia la sostenibilidad. Proyecto Pidal. Fondo Perú- Canada. *Consortio para el desarrollo sostenible de la Ecoregión Andina* (CONDESAN).
- COOK, L., McGONIGLE, T., y INOUYE, R. (2009).** Titanium as an indicator of residual soil on arid-land plants. *J. Environ. Qual.* 38:188-199.
- CRAGG, J.B. (1971).** *Advances in Ecological Research*, Academic. Press. Incl. London. Vol 7, p254..
- CUADRAS, C.M. (1991).** *Problemas de probabilidades y estadística*. Vol. 2: Interferencia estadística. Promociones y publicaciones universitarias S. A, Barcelona.
- CUNNINGHAM, S.D. , BERTI, W.R. y HUANG, J.W. (1995).** Phytoremediation of contaminated soils. *Trends Biotechnol.* 13: 393-397.
- CUNNINGHAM, S.D. y OW, D.W. (1996).** Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiol.* 110: 715-719.
- DAVIS, A., DREXLER, J.W., RUBY, M.V., y NICHOLSON, A. (1993).** Micromineralogy of mine wastes in relation to lead bioavailability. Butte, Montana. *Environ. Sci. Technol.* 27: 1415-1425.
- DE LA CRUZ, J.; ZOROGASTÚA, P. y HIJMANS, R. (1999).** *Atlas digital de los recursos naturales de Cajamarca*. Departamento de Sistemas de Producción y manejo de Recursos Naturales. Trabajo n° 2.

- DEMIREZEN, D. y AKSOY, A. (2004).** Accumulation of heavy metals in *Typha angustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey). *Chemosphere* 56: 685–696.
- DENG, H., YE, Z.H., WONG, M.H. (2004).** Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by twelve wetland plant species thriving in metal contaminated sites in China. *Environmental Pollution* 132, 29-40.
- DENG, H., YE, Z.H., WONG, M.H. (2006).** Lead and zinc accumulation and tolerance in populations of six wetland plants. *Environmental Pollution* .141 (69-80).
- DIETZ, F. (1972).** The enrichment of heavy metals in submerged plants, pp. 53-62. In: S.H. Jenkins (ed.). *Advances in water pollution research. Proc. 6th International Conference*, 18-23 June, 1972, Jerusalem.
- DOMÉNECH, X. (1995).** *La Química del Suelo. El impacto de los contaminantes*, Ed. Mirahuano- Madrid.
- DOMÉNECH, J.M. (1977).** *Bioestadística. Métodos estadísticos para investigadores.* Editorial Herder, Barcelona,
- DORN, VON P. (1937).** Pflanzen als Anzeichen für erzlagerstätten. *Biologie* 6, 11-13.
- DUSHENKOV, V., NANDA KUMAR, P.B.A., MOTO, H., y RASKIN, I. (1995).** Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1239-1245.
- ERNST, W. (1976).** Physiological and biochemical aspect of metal tolerance. In: *Effect of air Pollutants on Plants* (Ed. by T.A. Mansfield), pp. 115-133. Cambridge University Press, Cambridge.
- ERNST, W.H.O. (1979).** *Schwermetall vegetation der Erde.* Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- EUROPEAN MEDICINES AGENCY. (2008).** Assessment report on *Polypodium vulgare* L, rhizoma. *Evaluation of Medicines for Human Use. London.* 1-22.
- FAYIGA, A., MA, L., CAO, X., y RATHINASABAPATHI, B. (2004).** Effects of heavy metals on growth and arsenic accumulation in the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. *Environment. Poll.* 132 (2). 289-296.
- FIGLIOLIA, R., SOCCIARELLI, S., y PENNELLI, B. (2002).** Capability of *Brassica napus* to accumulate Cadmium, Zinc and Copper from soils. *Acta Biotechnol.* 22, 1-2. 133-140.
- FRANZIN, W.G. AND MCFARLANE, G.A. (1989).** An analysis of the aquatic macrophyte, *Myriophyllum exalbescens*, as an indicator of metal contamination of

- aquatic ecosystems near a base metal smelter. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 24: 597.
- GARCÍA, I. y ECKSTEIN, D. (2003).** Climatic signal of early World vessel of oak on a maritime site. *Tree physiology* 23: 497-504.
- GARCÍA, I. y DORRONSORO, C. (2005).** Contaminación por metales pesados. En: Tecnología de Suelos. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd..htm>
- GIL, C., RAMOS-MIRAS, J., BOLUDA, R. 2002.** Niveles estándar de Cu, Zn y Co y evaluación de la contaminación en los suelos de los invernaderos de la comarca del poniente (Almería-España). *Edafología* 9 (3) pp. 283-294.
- GINOCCHIO, R. y BAKER, A. (2004).** Metallophytes in Latin America: a remarkable biological and genetic resource scarcely know and studied in the region. *Revista chilena de historia natural.* 77: 185-194.
- GLASS, D. (1999).** International activities in Phytoremediation: Industry and market overview. In: *Phytoremediation and Innovative strategies for specialized remedial applications*. Ed. Leeson, A., y Alleman, B
- GONG, H.; ROSE, A.W. y SUHR, N.H. (1977).** The geochemistry of cadmium in some sedimentary rocks. *Geochimica et cosmochimica Acta*, Vol 41:1687-1692.
- GRATÃO, P., POLLE, A., LEA, P. y AZEVEDO, R. (2005).** Making the life of heavy metal-stressed plants a little easier. *Functional Plant Biology.* 32 ( 481-494)
- GREGER, M. (1999).** METAL AVAILABILITY AND BIOCONCENTRATION IN PLANTS. In: Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J. (Eds.), *Heavy Metal Stress in Plants From Molecules to Ecosystems*. Springer Press, Berlin, pp. 1-27.
- GREGORY , R.P.G. y BRADSHAW, A.D. (1965).** Heavy metal tolerance in populations of *Agrostis tenuis* Sibth. and other grasses. *New Phytologist*, 64, 131-143
- GUEVARA, R., GONZALES, J. y SANOJA, E. (2005).** Vegetación pionera sobre rocas, un potencial biológico para la revegetación de áreas degradadas por la minería de hierro. *Interciencia* 30(10).
- GULSON, B. (1996).** Tooth Analyses of Sources and Intensity of Lead Exposure in Children. *Environmental health perspectives.* 104 (3), 306-312.
- HALL, J.L. (2002).** Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53 (366), pp. 1-11.
- HORCKMANS, L., SWENNEN, R., DECKERS, J. y MAQUIL, R. (2005).** Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxembourg. *Catena*, 59, 279-304

- HUANG, J.W., CHEN, J., BERTI, W.R. y CUNNINGHAM, S.D. (1997).** Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* 31: 800-805.
- HUTCHINSON, T.C. y CZYRSKA, H. (1975).** Heavy metal toxicity and synergism to floating aquatic weeds. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 2102-2111.
- JAFFRÉ, T. y SCHMID, M. (1974)** Accumulation du nickel par une Rubiacée de Nouvelle Calédonia: *Psychotria douarrei* (G. Beauvisage) Däniker. *C. R. Acad. Sci. Paris, Ser. D*-278:1727-1730.
- JAFFRE, T. (1979).** Accumulation du manganèse par les Proteacées de Nouvelle Calédonie. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences, Paris, Série D* 289: 425-428.
- JAFFRÉ, T. (1980).** Étude écologique du peuplement végétal des sols dérivés de roches ultrabasiqes en Nouvelle Calédonie. *ORSTOM, Paris.* 273 pp.
- JANSEN, S., BROADLEY, M., ROBBRECHT, E. y SMETS, E. (2002).** Aluminium hyperaccumulation in angiosperms: a review of its phylogenetic significance. *The Botanical Review* 68: 235-269.
- JONNALAGADDA, S.B. y NENZOU, G. (1997).** Studies on arsenic rich mine dumps. II. The heavy element uptake by vegetation. *J. Environ. Sci. Health Part A* 32: 455-464.
- KABATA-PENDIAS, A. y PENDIAS, H. (2000).** Trace Elements in Soils and Plants. (3 rd edition ) CRC Press. Boca Ratón, Florida, EEUU. 412 pp.
- KELLER, C (2006).** Factor limiting efficiency of phytoextraction at multi-metal contaminated sites. In: *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*. Ed. Springer. 2 (68), pp 241-266.
- KIDD, P.C., BECERRA CASTRO, C. GARCÍA LESTÓN, M. y MONTERROSO, C. (2007).** Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género *Alyssum* L. *Ecosistemas* 16 (2): 26-43.
- KLASSEN, R.A. (1998).** Geological factors affecting the distribution of trace metals in glacial sediments of central Newfoundland. *Environmental Geology*, 33, 154–169.
- KNOX, A.S.; GAMERDINGER, A.P.; ADRIANO, D.C.; KOLKA, R.K.; y KAPLAN, D.I. (1999).** Sources and practices contributing to soil contamination, in *Biorremediation of contaminated soils*, Am. Soc. Agron., Madison, WI, 53..
- KOCHIAN, L., PENCE, N., LETHAM, D., PINEROS, M., MAGALHAES, J., HOEKENGA, O., y GARVIN, D. (2002).** Mechanisms of metal resistance in plants: Aluminium and heavy metals. *Plant and Soil* 247: 109-119.

- KOE, T. (1994).** *Agrostis castellana* and *Agrostis delicatula* on heavy metal and arsenic enriched sites in NE Portugal. *The Science of the Total Environment*, 145: 103-109.
- KUIPER, D. (1984).** Genetic differentiation and phenotypic plasticity in populations of *Plantago lanceolata* I response to nutrient level. In: *Genetic differentiation and Dispersal in Plants*. Ed. P. Jacquard, G.Heim y J. Antonovics. Ecological Science 5. pp: 251-269.
- LAMBINON, J., y AUQUIER, P. (1963).** La flore et la végétation des terrains calaminaires de la Wallonie septentrionale et de la Rhénanie aixoise. Types chorologiques at groupes écologiques. *Nature mosana*, 16:113-131.
- LASAT, M.M., BAKER, A.J.M., KOCHIAN, L.V. (1996)** Physiological characterization of root  $Zn^{2+}$  absorption and translocation to shoots in Zn hyperaccumulator and nonaccumulator species of *Thlaspi*. *Plant Physiol*, 112: 1715–1722
- LASAT, M.M., PENSE, N.S., GARVIN, D.F., EBBS, S.D., y KOCHINA, L.V. (2000).** Molecular physiology of zinc transport in the Zn hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *J. Exp. Bot.* 51, 71-79.
- LAZZARI, L., SPEERNI, L., SALIZZATO, M., PAVONI, B. (1999).** Gas chromatographic determination of organic micropollutants in samples of sewage sludge and compost: Behaviour of PCB and PAH during composting. *Chemosphere* 38: 1925-1935.
- LELIE VAN DE D. (1998).** Biological interactions : the role of soil bacteria in the bioremediation of heavy metal-polluted soils, in *Metal-Contaminated Soils: In Situ Inactivation And Phytorestoration*, Vangronsveld, J. And Cunningham, S.D., Eds., Springer-Verlag, Berlin.
- LEON, V. (1996).** Research Service, Ithaca, New York 14853. Fedrip Database; National Technical Information Service (NTIS) 1996 (Agric. 1907-21420-001-01R).
- LI, Y.M., CHANEY, R.L., ANGLE, J.S., CHEN, K.Y., KERSCHNER, B.A. y BAKER., A.J.M. (1996).** Genotypical differences in zinc and cadmium hyperaccumulation in *Thlaspi caerulescens*. *Agron Abstr*, 27.
- LINDSAY, W.L. (1979).** *Chemical equilibria in soils*. Ed. John Wiley and sons. New york.
- LLATAS-QUIROZ, S y LÓPEZ-MESONES, M. (2005).** Bosques montanos-relictos en Kañaris (Lambayeque, Perú). *Rev. Peru. biol.* 12(2): 299 – 308.
- LLUGANY, M.; TOLRÀ, R.; POSCHENRIEDER, C. y BARCELÓ, J. (2007).** Hiperacumulación de metales: ¿Una ventaja para la planta y para el hombre? *Ecosistemas* 16 (2):4-9

- LOPAREVA, A. (2006).** Study of Cd accumulation by *Thlaspi caerulescens* under presence of glucuronic acid containing exopolysaccharides. In: *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*. Ed. Springer. 2 (68), pp 307-314.
- LÓPEZ, M. y GRAU J.M. (2005).** Metales pesados, Materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de los pastos de la España peninsular. II Resultados por Provincias. Ministerio de Educación y Ciencia e Instituto Nacional de Tecnología Agraria y Alimentaria.
- MA, L.Q., KOMAR, K.M., TU, C., ZHANG, W. y CAI, Y.(2001).** A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature* 409, 579
- MACEK, T., FRANCOVA, K., SURA, M. y MACKOVA, M. (2006).** Genetically modified plants with improved properties for phytoremediation purposes. In: *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*. Ed. Springer. 2 (68), pp 85-108.
- MACNAIR, M. (1987).** Heavy metals tolerance in plants: A model evolutionary system. *Tree*. 2(12).
- MACNAIR, M. (2002).** Within and between population genetic variation for zinc accumulation in *Arabidopsis halleri*. *New Phytologist* 155: 59–66
- MALAISSÉ, F., GREGOIRE, J., MORRISON, R.S., BROOKS, R.R. y REEVES, R.D. (1979).** Copper and cobalt in vegetation of Fungurume, Shaba Province, Zaïre. *Oikos* 33: 472-478.
- MARKERT, B. (1994).** Plants as biomonitors- potential advantages and problems. In D.C. Adriano, Z.S. Chen y S.S. Yang (eds), *Biogemistry of trace elements* (pp. 601-613). Northwood, NY, USA.
- MARMIROLI, B., SOMOTOKIN, B.M MARMIROLI, M., MAESTRI, E., y YANCHUK, V. (2010).** Capacity building in Phytotechnologies. In: *Application of Phytotechnologies for Cleanup of Industrial, Agricultural and Wastewater Contamination*. Ed. Kulakow, P. y Pidlisnuyuk, V. Springer, p: 15-24.
- MARTÍNEZ, M., BERNAL, P., ALMELA, C., VÉLEZ, D., GARCÍA-AGUSTÍN, P., SERRANO, R., NAVARRO-AVIÑÓ, J. (2006).** An engineered plant that accumulates higher levels of heavy metals than *Thlaspi caerulescens* with yields of 100 times more biomass in mine soils. *Chemosphere* 64: 478–485.
- MATTHEWS, D., MORAN, B.M., MCCABE, P.F., OTTE, M.L. (2004).** Zinc tolerance, uptake, accumulation and distribution in plants and protoplasts of five European populations of the wetland grass *Glyceria fluitans*. *Aquatic Botany* 80, 39-52.
- MATSCHULLAT, J.; OTTENSTEIN, R. y REIMANN, C. (2000).** Geochemical background –can we calculate it? *Environmental Geology* 39(9):990-1000.
- McBRIDE, M.B. (1994).** *Environmental chemistry of soils*. Oxford Univ. Press, New York.

- McGRATH, S.P. y ZHAO, F.J. (2003).** Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*. 14: 277-282.
- McLAUGHIN, M.J. and HENDERSON, R. (1999).** Effect of zinc and copper on cadmium uptake by *Thlaspi caerulescens* and *Cardaminopsis halleri*, in extended abstract of the 5<sup>th</sup> international Conference of the Biogeochemistry of Trace Elements (ICOBTE). 12-15 July (1999), Viena, Austria, pp. 886-887.
- McNAUGHTON, S.J., FOLSOM, T.C., LEE, T., PARK, F., PRICE, C., ROEDER, D., SCHMITZ, J. y STOCKWELL, C.(1974).** Heavy metal tolerance in *Typha latifolia* without the evolution of tolerant races. *Ecology*,55,1163-1165.
- McWILLIAMS, J. (2004).** *Sonchus arvensis* In: *Fire effects Information system*. U.S., Department of Agriculture Forest Service, Rocky mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. Available at: <http://www.fs.fed.us/database/feis/>.
- MELGAREJO, J. C. (1987).** *Estudi geològic i metal·logènic del Paleozoic del Sud de les Serralades Costaneres Catalanes*. Tesi doctoral. Universitat de Barcelona.
- MELLUM, H.K., ARSENEEN, A.K.M. y SINGH, B.R. (1998).** Extractability and plant uptake of heavy metals in alud shale soils. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 29 (9-10): 1183-1198.
- MENCH, M., VANGRONVELD, J., LEPP, N., BLEEKER, P., RUTTENS, A. y GEEBELEN. (2006).** Phytostabilisation of metal-contaminated sites. In: *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*. Ed. Springer. 2 (68), pp 25-52.
- MESJASZ-PRZYBYLOWICZ, J., BALKWILL, K., PRZYBYLOWICZ, W.J., ANNEGARN, H.J. (1994).** Proton microprobe and X-ray fluorescence investigations of nickel distribution in serpentine flora from South Africa. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research* **89**: 208–212.
- MILLÁN, R., CARPENA, R.O., SCHMID, T., SIERRA, M.J., MORENO, E., PEÑALOSA, J., GAMARA, R. y ESTEBAN, E. (2007).** Rehabilitación de suelos contaminados con mercurio: Estrategias aplicables en el área de Almadén. *Ecosistemas* 2007/02.
- MILLER, G.E., WILE, I. y HITCHIN, G.G. (1983).** Patterns of accumulation of selected metals in members of the soft-water macrophyte flora of central Ontario lakes. *Aquatic botany* 15: 53-64.
- MINGUZZI, C. y VERGNANO, O. (1948).** Il contenuto di nichel nelle ceneri di *Alyssum bertolonii*. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturale*. 55: 49-74.
- MONSALVE, C., y CANO, A. (2003).** La familia Brassicaceae en la provincia de Huaylas, Áncash. *Revista Peruana de Biología*. 10 (1), 20-32.

- MORISHITA, T. y BORATYNSKI, J.K. (1992).** Accumulation of cadmium and other metals in organs of plants growing around metal smelters in Japan. *Soil Sci. Plant Nutr.* 38: 781-785.
- MORREY, D.R., BALKWILL, K. y BALKWILL, M.J. (1989).** Studies on serpentine flora: Preliminary analyses of soils and vegetation associated with serpentine rock formations in the south-eastern Transvaal. *South Africa Journal of Botany.* 55: 171-177.
- MORREY, D.R., BALKWILL, K., BALKWILL, M.J. y WILLIAMSON, S. (1992).** A review of some studies of the serpentine flora of southern Africa, pp. 147-157. In, Baker, A.J.M., J. Proctor and R.D.Reeves (eds). *The vegetation of ultramafic (serpentine) soils.* Proceedings of the First International Conference on Serpentine Ecology. University of California, Davis, 19-22 June 1991.
- NASH, D. L. y L. O. WILLIAMS (eds.) (1976).** Flora of Guatemala, Compositae. Part XII. *Fieldiana Botany* 24: 213-214.
- NAVARRO-AVIÑÓ, J.P., AGUILAR ALONSO, I., LÓPEZ-MOYA, J. R. (2007).** Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas* 16 (2): 10-25.
- NISHIZONO, H., SUZIKI, S. y ISHII, F. (1987).** Accumulation of heavy metals in the metal-tolerant fern, *Athyrium yokoscense*, growing on various environments. *Plant and Soil* 102: 65-70.
- NORRISH, K. (1975).** The geochemistry and mineralogy of trace elements, in *Trace elements in Soil-Plant-Animal Systems*, Nicholas, D. J. D. And Egan, A. R., Eds., Academic Press, New York.
- NORRSTRÖM, A.C. y JACKS, G. (1998).** Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *The Science of Total Environment* 218: 161-174
- ORTIZ, O., y ALCANIZ, J.M. (2006).** Bioaccumulation of heavy metals in *Dactylis glomerata* L growing in a calcareous soil amended with sewage sludge. *Biosource Technology* 97: 545-552.
- PÉREZ -SIRVENT, C., MARTINEZ-SANCHEZ, M.J., GARCÍA-LORENZO, M.L. y BECH, J. (2008).** Uptake of Cd and Pb by natural vegetation in soils polluted by minning activities. *Fresenius environmental Bulletin* 17: 1666-1671
- PICHTEL, J. y SALT, C.A. (1998).** Vegetative growth and trace metal accumulation on metalliferous wastes. *J. Environ. Qual.* 27: 618-624.
- PILLCO, A. Y RODRIGO, G. (2005).** Genotoxicidad/antigenotoxicidad de *Baccharis latifolia*. *Biofarbo* (95) XIII.
- PILON-SMITS, E. (2005).** Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant. Biol.* 56:15-39.

- PLANT, J.A y RAISWELL, R. (1983).** Principles of environmental chemistry. En: Thornton I (ed). *Applied Environmental Geochemistry*. 1-39. Academic Press. Londres.
- PORTER, E.K. y PETERSON, P.J. (1977).** Arsenic tolerance in grasses growing on mine waste. *Environ. Pollut.* 14: 255-265
- POSCHENRIEDER, CH., BECH, J., LLUGANY, M., TOBÍAS, F. J., y BARCELÓ, J. (1995).** Availability of Cu and Zn to plants growing on and off a malachite site. *Toxicol. Environ. Chem.* 52, 143–151.
- POSCHENRIEDER, CH.; BECH, J.; LLUGANY, M.; PACE, A.; FENÉS, E. y BARCELÓ, J. (2001).** Copper in plant species in a copper gradient in Catalonia (North East Spain) and their potential for phytoremediation, *Plant and Soil* 230, 247-256.
- POSCHENRIEDER, CH.; BECH, TOLRÀ, L. y BARCELÓ, J. (2006).** Can metals defend plants against biotic stress? *Trends in Plant Science*, 11(6): 288-295.
- POSCHENRIEDER, CH.; GUNSÉ, B. CORRALES, I., y BARCELÓ, J. (2008).** A glance into aluminum toxicity and resistance in plants. *Science of the total environment* 400: 356-368.
- PRABHAKARAN, K.P. y COTTENIE, A. (1971).** Parent material-soil relationship in trace elements –A quantitative estimation-. *Geoderma* 5:81-97.
- PRASAD, M.N.V.(1997).** Trace Elements, in *Plants Ecophysiology*, Prasad, M.N.V., Ed., J. Willey,. New York, 207.
- PRASAD, M.N.V. y HAGEMEYER, J.(1999).** Eds. *Heavy metals Stress in plants*, Springer, Berlin, 401.
- PROCTOR, J y WOODSELL, S. (1971).** The Plant Ecology of Serpentine: I. Serpentine Vegetation of England and Scotland. *Journal of Ecology*, Vol. 59, No. 2. pp. 375-395.
- PROCTOR, J. (1992).** Chemical and ecological studies on the vegetation of ultramafic sites in Britain, pp. 135-167. In, Roberts, B.A. and J. Proctor (eds). *The ecology of areas with serpentinized rocks. A world view*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.
- PRZYBYLOWICZ ,W.J., PINEDA, C.A., PROZESKY, V.M., Y MESJASZ-PRZYBYLOWICZ, J. (1995).** Investigation of Ni hyperaccumulation by true elemental imaging. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B–Beam Interactions with Materials and Atoms* 104: 176–181.
- PUNSHON, T. y DICKINSON, N.M. (1997).** Acclimation of Salix to metal stress. *New Phytol.* 137: 303-314.

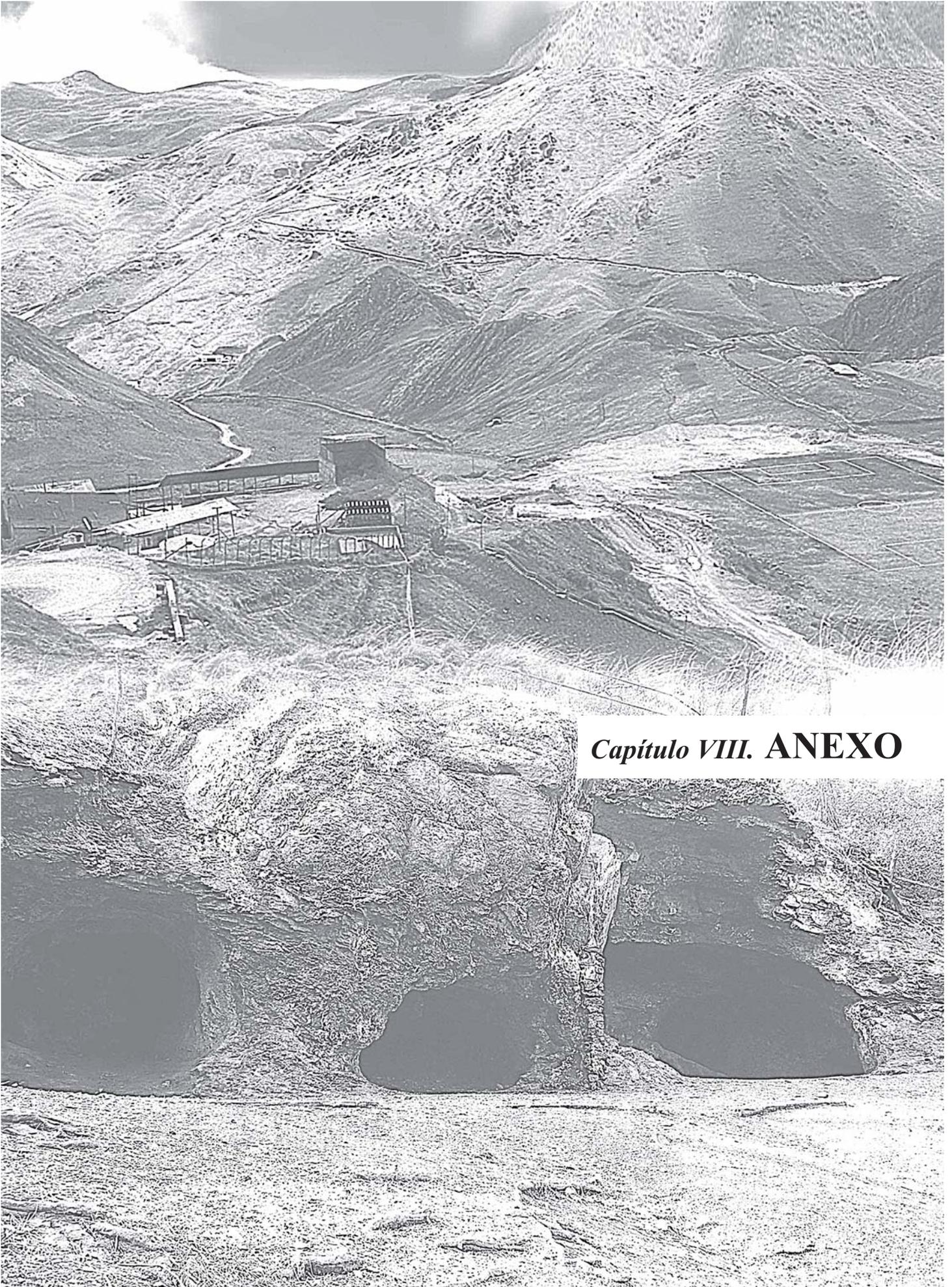
- PURVES, D. (1977).** The contamination of soil and food crops by toxic elements normally found in municipal wastewaters and their consequences for human health, in *Wastewater Renovation and Reuse*, D'Itri, F.M., Ed., Marcel Dekker, New York.
- RASCIO, N. (1977).** Metal accumulation by some plants growing on zinc-mine deposits. *Oikos* 29, 250-253.
- RASKIN, I. y ENSLEY, B.D. (ED.) (2000).** *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*, John Wiley and Sons, N. York.
- REEVES, R.D. y BROOKS, R.R. (1983).** European species of *Thlaspi* L. (Cruciferae) as indicators of nickel and zinc. *Journal of Geochemical Exploration* 18: 275-283.
- REEVES, R.D., BROOKS, R.R. y DUDLEY, T.R. (1983).** Uptake of nickel by species of *Alyssum*, *Bornmuellera* and other genera of Old World Tribus Alysseae. *Taxon* 32: 184-192.
- REEVES, R.D. y BAKER, A.J.M. (1984).** Studies on metal uptake by plants from serpentine and non-serpentine populations of *Thlaspi goesingense* Hálácsy (Cruciferae). *New Phytologist*, 98, 191-204.
- REEVES, R.D. (1988).** Nickel and zinc accumulation by species of *Thlaspi* L., *Cochlearia* L., and other general of the Brassicaceae. *Taxon* 37: 309-318.
- REEVES, R.D., BAKER, A.J.M., BORHIDI, A. y BERAZAÍN, R. (1996).** Nickel-accumulating plants from the ancient serpentine soils of Cuba. *New Phytologist* 133: 217-224.
- REEVES, R.D., BAKER, A.J.M., BORHIDI, A., y BERAZAIN, R. (1999).** Nickel hyperaccumulation in the Serpentine flora of Cuba. *Annals of Botany* 83:29-38.
- REEVES, R.D. (2006).** Hyperaccumulation of trace elements by plants. In: *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*. Ed. Springer. 2 (68), pp 25-52.
- REID, R. (2001).** Mechanisms of micronutrient uptake in plants. *Australian Plant Physiology*. 28, 659-666.
- REIMANN, C., y P. FILZMOSER. (2000).** Normal and lognormal data distribution in geochemistry: Death of a myth. Consequences for the statistical treatment of geochemical and environmental data, *Earth Environ. Sci.*, 39(9), 1001-1014
- RIDA, A.M.M.A. (1996).** Trace-element concentration and growth of earthworms and plants in soils with and without cadmium, copper, iron, lead and zinc contamination: interactions of soil and earthworms, *Soil Biol. Biochem.*, 28, 1029-1035.
- ROBERTS, B.A. (1992).** Ecology of serpentinized areas, Newfoundland, Canada, in: Roberts, B.A. and J. Proctor (eds). *The ecology of areas with serpentinized rocks. A world view*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands pp. 75-113.

- ROBINSON, B.H., CHIARUCCI, A., BROOKS, R.R., PETIT, D., KIRKMAN, J.H., GREGG, P.E.H. y DEDOMINICIS, V. (1997).** The nickel hyperaccumulator plant *Alyssum bertolonii* as a potential agent for phytoremediation and phytomining of nickel. *J. Geochem. Exploration* 59: 75-86.
- ROBINSON, N.J., TOMMEY, A.M., KUSKE, C. y JACKSON, P.J. (1994).** Plant metallothioneins. *Biochem J.* 295:1-10.
- ROCA, N. (2004).** *Salinidad, alcalinidad y metales pesados en suelos semiáridos de Fray Mamerto Esquiú (Catamarca, Argentina): Aplicabilidad de la taxonomía de suelos.* Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.
- ROOS, S.M. (1994).** Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils : In: Roos SM, Editor. *Toxic metals in soils plant systems.* Chichester: John Wiley and sons, 63-152.
- SAS-NOWOSIELSKA, S.A., KUCHARSKI, R., MALKOWSKI, F., POGRZEBA, M., KUPERBERG, J.M., KRYNSKI, K. (2004).** Phytoextraction crop disposal-an unsolved problem. *Environm. Pollut.* 128:373-379.
- SALMINEN, R. y TARVAINEN, T. (1997).** The problem of defining geochemical baselines. A case study of selected elements and geological materials in Finland. *J. Geochem. Explor.* 60, 91-98.
- SALT, D.E., BLAYLOCK, M., KUMAR, P.B.A.N., DUSHENKOV, S., ENSLEY, B.D., CHET, I., y RASKIN, I. (1996).** Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Bio-Technology*, 13:468-474.
- SALT, D.E., SMITH, R.D. y RASKIN, I. (1998).** Phytoremediation. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 49: 643-668.
- SAW, S.C., RORISON, I.H., y BAKER, A.J.M. (1984).** Physiological mechanisms of heavy metal tolerance in plants. *Annual Report, Unit of comparative plant Ecology (NERC), University of Sheffield*, p. 25.
- SEARCY, K.B. y MULCAHY, D.L. (1985).** The parallel expression of metal tolerance in pollen and sporophytes of *Silene dioica* L. Clairv., *S. alba* Mill. Krause and *Mimulus gluttatus* DC. *Theoretical and Applied Genetics*, 69, 597-602.
- SELIM, H.M. y KINGERY, W.L. (eds) . (2003).** *Geochemical and Hydrological Reactivity of Heavy Metals in Soils.* Lewis Publishers, Boca Raton, FL 360 pp.
- SHEN, Z.G., LIU, Y.L. (1998).** Progress in the study on the plants that hyperaccumulate heavy metal. *Plant Physiol Commun*; 34:133-9.
- SHEPPARD, S.C. (1992).** Summary of phytotoxic levels of soil arsenic. *Water Air Soil Pollut* ;64:539-550.

- SHILEV, S., FERNÁNDEZ, A., BENLLOCH, M. y SANCHO, E.D.(2006).** Sunflower growth and tolerance to arsenic is increased by rhizospheric bacteria *Pseudomonas fluorescens*. In: *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*. Ed. Springer. 2 (68), pp 315-318.
- SINHA, S., GUPTA, M. y CHANDRA, P. (1994).** Bioaccumulation and toxicity of Cu and Cd in *Vallisneria spiralis* L. *Environmental Monitoring and Assessment* 33: 75-84.
- SUN, Y., ZHOU, Q. y DIAO, Ch. (2008).** Effects of cadmium and arsenic on growth and metal accumulation of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. *Bioresource Technology* 99 1103–1110.
- SURAT, W., KRUATRACHUE, M., POKETHITIYOOK, P., TANHAN, P. y SAMRANWANICH, T. (2008).** Potential of *Sonchus arvensis* for the phytoremediation of lead-contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*, pp 325- 342.
- TACK, F.M., MARTENS, K., VERLOO, M.G., VANMECHELEN, L. Y VAN RAST, E. (1995).** Estimation of normal background concentration of trace elements in the Flemish region, Belgium. *10<sup>th</sup> International Conference on Heavy Metals in the Environment*, Hamburgo (Alemania) 1:289-292.
- TAYLOR, G.J. y CROWDER, A.A. (1984).** Copper and nickel tolerance in *Typha latifolia* clones from contaminated and uncontaminated environments. *Canadian Journal of Botany*, 62, 1304-1308.
- THOMAS, E., VANDEBROEK, I., SANCA, S., VAN DAMME, P. (2009).** Cultural significance of medicinal plant families and species among Quechua farmers in Apillapampa, Bolivia. *Journal of Ethnopharmacology*, 122: 60-67.
- THOMAS, S.A., BECKER, P., PINZA, M.R., y WORD, J.Q. (1999).** Mycoremediation: A method for test to pilot-scale application. In: *Phytoremediation and Innovative strategies for specialized remedial applications*. Ed. Leeson, A., y Alleman, B.
- TLUSTOS, P., PAVLÍKOVÁ, D., SZÁKOVÁ, J., y BALÍK, J. (2006).** Plant accumulation capacity for potentially toxic elements. In: *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*. Ed. Springer. 3 (68), 53-84.
- TOLABA, J.A., FABBRONI, M. (1998).** Flora del Valle de Lerma. Aportes Botánicos de Salta. *Herbario Mcns. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad de Salta*. 5(5). 32p.
- TOLRÀ, R., POSCHENRIEDER, CH., LUPPI, B. y BARCELÓ, J. (2004).** Aluminium-induced changes in the profiles of both organic acids and phenolic substances underlie Al tolerance in *Rumex acetosa* L. *Environmental and Experimental Botany* 54: 231–238

- VANEK, T., PODLIPNA, R., y SOUDEK, P. (2010). General factors influencing application of phytotechnologies techniques. In: *Application of Phytotechnologies for Cleanup of Industrial, Agricultural and Wastewater Contamination*. Ed. Kulakow, P. y Pidlisnuyuk, V. Springer, p: 1-13.
- VASSILEV, A., SCHWITZGUÉBEL, J.-P., THEWYS, T., VAN DER LELIE, P. y VANGRONVELD, J. (2004). The Use of Plants for Remediation of Metal-Contaminated Soils. *The Scientific World Journal* 4: 9-34.
- VERGNANO GAMBI, O., PANCARO, L. y FORMICA, C. (1977). Investigations on a nickel-accumulating plant *Alyssum bertolonii* Desv. I. Nickel, calcium and magnesium content and distribution during growth. *Webbia* 32: 175-188.
- VERKLEIJ, J.A.C. y BAST-CRAMER, W.B. (1985). Cotolerance and multiple heavy metal tolerance in *Sileni cucubalus* from different heavy-metal sites. *Proceedings of the International Conference on Heavy Metals in the Environment, Athens, Greece*, vol 2, pp 174-176. CPC Consultants, Edinburgh.
- VYSLOUZILOVA, M., TLUSTOS, O, SZAKOVA, J., PABLICOVA, D. (2003). As, Cd, Pb and Zn uptake by different *Salix spp.* Grown at soils enriched by high loads of these elements. *Plant Soil Environ.* 49 (5): in press.
- WATANAVE, T., OSAKI, M., YOSHIHARA, T., y TADANO, T. (1998). Distribution and chemical speciation of aluminum in the Al accumulator plant, *Melastoma malabathricum* L. *Plant and soil* 201: 165-173
- WEI, S.H., ZHOU, Q.X. y WANG, X. (2005). Identification of weed plants excluding the absorption of heavy metals. *Environment International* 31, 829-834.
- WHITE, J.C., PARRISH, Z.D., GENT, M.P.N., IANUCCI-BERGER, W., EITZER, B.D., ISLEYEN, M., MATTINA, M.I. (2006). Soil amendments, plant age, and intercropping impact p,p'-DDE bioavailability to *Cucurbita pepo*. *J. Environ. Qual.* 35:992-1000.
- WHITING, S.M., REEVES, R.D., RICHARDS, D., JOHSON, M.S., COOKE, J:A., MALAISSE, F., PATON, A., SMITH, J.A.C, ANGLE, J.S., CHANEY, R.L., GINOCCHIO, R., JAFFRÉ, T., JOHNS, R., MCINTYRE, T., PURVIS, O.W., SALT, D.E., SCHAT, H., ZHAO, F.J. y BAKER, A.J.M. (2004). Research Priorities for Conservation of Metallophyte Biodiversity and their Potential for Restoration and Site Remediation. *Restoration Ecology* 12(1), pp 101-116.
- WHITFIELD, M. y ZEEB, B.A. (2010). A review if recent research developments into the potential for phytoextraction of persistent organic pollutants (POPS) from weathered, contaminated soil. In: *Application of Phytotechnologies for Cleanup of Industrial, Agricultural and Wastewater Contamination*. Ed. Kulakow, P. y Pidlisnuyuk, V. Springer, p: 35-59.
- WILD, H. (1974). Indigenous plants and chromium in Rhodesia. *Kirkia* 9: 233-241.

- WILKINS, D.A. (1957).** A technique for the measurement of lead tolerance in plants. *Nature* 180, 37-38.
- WILLIAMS, L. (1976).** Flora of Guatemala. Volume 24, Part XII. Field Museum of Natural History. 636p.
- WILLIAMSON, N.A., JOHNSON, M.S. y BRADSHAW, A.D. (1982).** *Mine Wastes Reclamation*. Mining Journal Books. London. 103p. Williamson et al. 1982).
- WONG, M.H., LAN, C.Y., GAO, L. y CHEN, H.M. (1999).** Current approaches to managing and remediating metal contaminated soils in China. In: *Proc. 5th Int. Conf. Biogeochem. Trace Elements*, Vienna, Austria, July 1999.
- WONG, M. H. (2003).** Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50: 775-780.
- WU, L. y ANTONOVICS, J. (1976).** Experimental ecological genetics in *Plantago* II: Lead tolerance in *Plantago lanceolata* and *Cynodon dactylon* from a roadside. *Ecology*, 57, 205
- XIONG, Z.T. (1997).** Bioaccumulation and physiological effects of excess lead in a roadside pioneer species *Sonchus oleraceus* L. *Environmental Pollution* 97(3): 275-279.
- YANG, X., BALIGAR, V.C., MARTENS, D.C. y CLARK, R.B. (1995).** Influx, transport, and accumulation of cadmium in plant species grown at different Cd<sup>2+</sup> activities. *J. Environ. Sci. Health B30*: 569-583.
- YANQUN, Z., YAUN, L., JIANJUN, C., HAIYAN, C., LI, Q., y SCHVARTZ, C., (2005).** Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zinc minning area in Yunnan, China. *Environ. Inter.* 31, 755-762.
- YOON, Y., CAO, X., ZHOU, Q., y MA, L. (2006).** Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment* 368: 456-464
- ZHANG, M., ALVA, A.K., LI, Y.C., y CALVERT. (1997).** Chemical association of Cu, Zn, Mn and Pb in selected sandy citrus soils. *Soil Sci.* 162:181-188.
- ZHAO, F.T., HAMON, R.E., LOMBI, E., McLAUGHLIN, M.J., y McGRATH, S.P.(2002).** Characteristics of cadmium uptake in two contrasting ecotypes of hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *J.Exp.Bot.*53, 535-543.
- ZHOU, Q.X. y SONG, Y.F. (2004).** Principles and Methods of Contaminated Soil Remediation. Science Press, Beijing, China.
- ZU, Y.Q., LI, Y., CHEN, J.J., CHEN, H.Y., QIN, L., CHRISTIAN, S.(2005).** Hyperaccumulation of Ob, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zincminning area i Yunnan, CHina. *Environ Int*, 31:755-762.



*Capítulo VIII. ANEXO*



MINA CAROLINA

SUELO

i) *Parámetros convencionales*

**Tabla 1.**  
Estadística descriptiva del suelo local de la mina Carolina

Sitio	pH	CO (%)	Carbonatos (g·kg <sup>-1</sup> )	CE (dS/m)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	N (%)	C (%)	S (%)	C/N
Hc1	7,7	3,8	153,5	1,82	32,7	47,0	20,4	4,04	6,11	1,06	1,5
Hc2	7,8	1,6	190,7	1,98	47,4	38,9	13,7	3,77	4,04	4,72	1,1
Hc3	7,0	2,2	66,1	2,07	44,2	31,8	23,9	4,12	2,90	5,59	0,7
Hc4	7,7	2,2	232,7	0,61	34,8	44,0	21,2	3,71	6,17	1,10	1,7
Hc5	7,6	2,5	403,5	1,8	37,9	44,3	17,8	3,62	7,02	3,84	1,9
Hc6	8,3	0,4	553,5	0,36	51,6	34,8	13,6	3,81	6,90	1,72	1,8
Hc7	7,4	2,4	328,5	0,99	48,7	36,1	15,2	3,91	6,65	5,25	1,7
Hc8	7,0	1,9	197,0	2,20	61,0	30,6	8,4	4,36	4,60	8,02	1,1
Hc9	6,7	3,4	72,2	2,09	47,4	38,8	13,8	4,36	3,31	13,95	0,8
Hc0	6,8	4,2	0,3	0,22	23,5	58,0	18,5	4,18	5,39	0,07	1,3
<b>Media</b>	<b>7,4</b>	<b>2,4</b>	<b>220,0</b>	<b>1,41</b>	<b>42,9</b>	<b>40,3</b>	<b>16,7</b>	<b>3,99</b>	<b>5,3</b>	<b>4,53</b>	<b>1,35</b>
<b>mín</b>	<b>6,7</b>	<b>0,4</b>	<b>0,3</b>	<b>0,22</b>	<b>23,5</b>	<b>30,6</b>	<b>8,4</b>	<b>3,62</b>	<b>2,90</b>	<b>0,07</b>	<b>0,7</b>
<b>máx.</b>	<b>8,3</b>	<b>4,2</b>	<b>553,5</b>	<b>2,20</b>	<b>61,0</b>	<b>58,0</b>	<b>23,9</b>	<b>4,36</b>	<b>7,02</b>	<b>13,95</b>	<b>1,9</b>
<b>SD</b>	<b>0,5</b>	<b>1,1</b>	<b>168,8</b>	<b>0,78</b>	<b>10,8</b>	<b>8,2</b>	<b>4,6</b>	<b>0,26</b>	<b>1,51</b>	<b>4,15</b>	<b>0,44</b>
<b>Perc. 25</b>	<b>6,9</b>	<b>1,8</b>	<b>70,7</b>	<b>0,55</b>	<b>34,3</b>	<b>34,1</b>	<b>13,7</b>	<b>3,76</b>	<b>3,86</b>	<b>1,09</b>	<b>0,98</b>
<b>Perc. 50</b>	<b>7,5</b>	<b>2,3</b>	<b>193,8</b>	<b>1,81</b>	<b>45,8</b>	<b>38,9</b>	<b>16,5</b>	<b>3,98</b>	<b>5,75</b>	<b>4,28</b>	<b>1,40</b>
<b>Perc.75</b>	<b>7,7</b>	<b>3,5</b>	<b>347,2</b>	<b>2,08</b>	<b>49,4</b>	<b>45,0</b>	<b>20,6</b>	<b>4,23</b>	<b>6,71</b>	<b>6,20</b>	<b>1,73</b>
<b>Kolmogorov</b>	<b>p=0,49</b>	<b>p=0,58</b>	<b>p=0,54</b>	<b>p=0,92</b>	<b>p=0,96</b>	<b>p=,92</b>	<b>p=0,97</b>	<b>p=0,47</b>	<b>p=0,64</b>	<b>p=0,63</b>	<b>p=0,96</b>

Media (n=3)

ii) *Metales pesados*

**Tabla 2.**

Estadística descriptiva de los metales pesados en suelo superficial local de la mina Carolina

Muestra	Al	As	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Li	Mg	Mn	Ni	Pb	Se	Sr	Ti	V	Zn
Hc 1	60979	289	347	36	93	241	65648	98	16032	7871	33	4205	nd	904	5340	96	8800
Hc 2	23085	1081	1836	16	40	973	82763	19	4124	18118	12	16633	nd	1484	1922	89	24862
Hc 3	44589	978	1272	18	70	585	82089	32	6505	22970	26	15487	nd	1321	2816	134	31255
Hc 4	47554	705	1077	25	84	532	79728	32	7276	20330	41	13564	nd	1152	3241	113	28000
Hc 5	34630	580	1828	8	46	1376	66282	21	6500	16576	21	11717	nd	1122	1671	92	16700
Hc 6	29870	270	504	15	56	271	40597	22	9030	4447	31	3779	nd	1431	2380	86	14300
Hc 7	29837	915	1034	6	110	815	88284	22	7765	17182	6	14830	9	1830	2690	116	23659
Hc 8	14233	1468	945	8	63	2764	124125	14	3627	48094	9	8539	9	1120	1027	112	30656
Hc 9	40417	3007	1052	21	65	8041	133435	26	5978	21864	22	111286	4	84	2832	100	46500
Hc 0	55159	65	105	22	66	46	28877	27	4846	1137	11	124	nd	89	4051	53	384
<b>media</b>	<b>38035</b>	<b>936</b>	<b>1000</b>	<b>18</b>	<b>69</b>	<b>1564</b>	<b>79183</b>	<b>31</b>	<b>7168</b>	<b>17859</b>	<b>21</b>	<b>20016</b>	<b>8</b>	<b>1054</b>	<b>2797</b>	<b>99</b>	<b>22512</b>
<b>min.</b>	<b>14233</b>	<b>65</b>	<b>105</b>	<b>6</b>	<b>40</b>	<b>46</b>	<b>28877</b>	<b>14</b>	<b>3627</b>	<b>1137</b>	<b>6</b>	<b>124</b>	<b>4</b>	<b>84</b>	<b>1027</b>	<b>53</b>	<b>384</b>
<b>máx.</b>	<b>60979</b>	<b>3007</b>	<b>1836</b>	<b>36</b>	<b>110</b>	<b>8041</b>	<b>133435</b>	<b>98</b>	<b>16032</b>	<b>48094</b>	<b>41</b>	<b>111286</b>	<b>9</b>	<b>1830</b>	<b>5340</b>	<b>134</b>	<b>46500</b>
<b>SD</b>	<b>14508</b>	<b>843</b>	<b>572</b>	<b>9</b>	<b>21</b>	<b>2406</b>	<b>32381</b>	<b>24</b>	<b>3526</b>	<b>13012</b>	<b>12</b>	<b>32559</b>	<b>3</b>	<b>569</b>	<b>1229</b>	<b>22</b>	<b>13056</b>
<b>Perc 25</b>	<b>28149</b>	<b>284</b>	<b>465</b>	<b>8</b>	<b>53</b>	<b>264</b>	<b>59385</b>	<b>20</b>	<b>4666</b>	<b>7015</b>	<b>10</b>	<b>4098</b>	<b>-</b>	<b>700</b>	<b>1859</b>	<b>88</b>	<b>12925</b>
<b>Perc 50</b>	<b>37524</b>	<b>810</b>	<b>1043</b>	<b>17</b>	<b>65</b>	<b>670</b>	<b>80908</b>	<b>24</b>	<b>6503</b>	<b>17650</b>	<b>22</b>	<b>12640</b>	<b>-</b>	<b>1137</b>	<b>2753</b>	<b>98</b>	<b>24260</b>
<b>Perc 75</b>	<b>49455</b>	<b>1178</b>	<b>1414</b>	<b>23</b>	<b>86</b>	<b>1723</b>	<b>97244</b>	<b>32</b>	<b>8082</b>	<b>22141</b>	<b>31</b>	<b>15774</b>	<b>-</b>	<b>1444</b>	<b>3443</b>	<b>114</b>	<b>30806</b>

Media (n=3)

**Tabla 3.**  
Prueba de la normalidad de Kolmogorov

**Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra**

	As	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Sr	Mg	Al	Li	V	Ti	Ba	
Parámetros normales(a,b)	Media	936	17	69	1565	79183	17859	21	20016	22512	1054	7169	38035	31	99	2797	1001
Z de Kolmogorov-Smirnov	1,089	0,573	0,897	1,786	0,840	1,159	0,916	2,265	0,487	1,148	1,081	0,639	1,833	0,760	0,809	0,605	
Sig. asintót. (bilateral)	0,186	0,898	0,396	0,003	0,481	0,136	0,371	0,000	0,972	0,143	0,193	0,808	0,002	0,610	0,530	0,858	

a La distribución de contraste es la Normal.

b Se han calculado a partir de los datos.

n=30

**Tabla 4.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Al

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Al**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Al	Inter-grupos	5683187756,7	9	631465306,3	60,5	0,000
	Intra-grupos	208631006,7	20	10431550,3		
	Total	5891818763,4	29			

**Prueba de significación de Tukey para Al**

Suelo	Significación $\alpha=0,05$						
	a	b	c	d	e	f	g
Hc1	60979						
Hc0	55159	55159					
Hc4		47554	47554				
Hc3			44589				
Hc9			40417	40417			
Hc5				34630	34630		
Hc6					29870	29870	
Hc7					29837	29837	
Hc2						23085	23085
Hc8							14233
Sig.	0,483	0,174	0,236	0,490	0,718	0,291	0,072

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 5.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para As

### ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA AS

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
As	Inter-grupos	19179686	9	2131076	835,8	0,000
	Intra-grupos	50993	20	2550		
	Total	19230679	29			

### Prueba de significación de Tukey para As

Suelo	Significación $\alpha=0,05$						
	a	b	c	d	e	f	g
Hc9	3007						
Hc8		1468					
Hc2			1081				
Hc3			978	978			
Hc7				915			
Hc4					705		
Hc5					580		
Hc1						289	
Hc6						270	
Hc0							65
Sig.	1,000	1,000	0,320	0,866	0,134	1,000	1,000

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 6.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Ba

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA BA**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Ba	Inter-grupos	8838448,1	9	982050	133,5	0,000
	Intra-grupos	147155,3	20	7357		
	Total	8985603,5	29			

**Prueba de significación de Tukey para Ba**

Suelo	Significación $\alpha=0,05$				
	a	b	c	d	e
Hc2	1836				
Hc5	1828				
Hc3		1276			
Hc4		1077	1077		
Hc9		1052	1052		
Hc7		1034	1034		
Hc8			945		
Hc6				504	
Hc1				347	347
Hc0					105
Sig.	1,000	0,060	0,678	0,463	0,059

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 7.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Co

### ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Co

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Co	Inter-grupos	2249	9	250	22,4	0,000
	Intra-grupos	223	20	11		
	Total	2472	29			

### Prueba de significación de Tukey para Co

Suelo	Significación $\alpha=0,05$			
	a	b	c	d
Hc1	36			
Hc4		25		
Hc0		22	22	
Hc9		21	21	
Hc3		18	18	
Hc2		16	16	16
Hc6			15	15
Hc8				8
Hc5				8
Hc7				6
Sig.	1,000	0,056	0,228	0,056

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p < 0,05$

**Tabla 8.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Cr

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Cr**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Cr	Inter-grupos	12253	9	1361	299,7	0,000
	Intra-grupos	91	20	4,543		
	Total	12343,9	29			

**Prueba de significación de Tukey para Cr**

Suelo	Significación $\alpha=0,05$						
	a	b	c	d	e	f	g
Hc7	110						
Hc1		93					
Hc4			84				
Hc3				70			
Hc0				66	66		
Hc9				65	65		
Hc8					63		
Hc6						56	
Hc5							46
Hc2							40
Sig.	1,000	1,000	1,000	,131	,855	1,000	,076

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 9.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Cu

### ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Cu (LN)

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Cu (LN)	Inter-grupos	53,960	9	5,996	7325,1	0,000
	Intra-grupos	,016	20	,001		
	Total	53,976	29			

### Prueba de significación de Tukey para Cu

Suelo	Significación $\alpha=0,05$							
	a	b	c	d	e	f	g	h
Hc9	8041							
Hc8		2764						
Hc5			1377					
Hc2				973				
Hc7					815			
Hc3						585		
Hc4							532	
Hc6								271
Hc1								
Hc0								
Sig.	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	,624	,977	1,000

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 10.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Fe

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Fe**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Fe	Inter-grupos	28310040334,700	9	3145560037,189	99,9	0,000
	Intra-grupos	629452208,667	20	31472610,433		
	Total	28939492543,367	29			

**Prueba de significación de Tukey para Fe**

Suelo	Significación $\alpha=0,05$				
	a	b	c	d	e
Hc9	133435				
Hc8	124125				
Hc7		88284			
Hc2		82763			
Hc3		82089	82089		
Hc4		79728	79728	79728	
Hc5			66282	66282	
Hc1				65648	
Hc6					40597
Hc0					28877
Sig.	0,588	0,688	0,060	0,124	0,297

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 11.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Li

### ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Li (LN)

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Li	Inter-grupos	7,702	9	0,856	44,9	0,000
LN	Intra-grupos	0,381	20	0,019		
	Total	8,084	29			

### Prueba de significación de Tukey para Li

Suelo	Significación $\alpha=0,05$			
	a	b	c	d
Hc1	98			
Hc3		32		
Hc4		32		
Hc0		27	27	
Hc9		26	26	
Hc6			22	22
Hc7			21	21
Hc5			21	21
Hc2			19	19
Hc8				13
Sig.	1,000	0,446	0,135	0,065

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 12.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Mn

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Mn**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Mn	Inter-grupos	4571570697,9	9	507952299,763	667,7	0,000
	Intra-grupos	15214002,0	20	760700,100		
	Total	4586784699,9	29			

**Prueba de significación de Tukey para Mn**

Suelo	Significación $\alpha=0,05$							
	a	b	c	d	e	f	g	h
Hc8	48094							
Hc3		22970						
Hc9		21864	21864					
Hc4			20330	20330				
Hc2				18118	18118			
Hc7					17182			
Hc5					16576			
Hc1						7871		
Hc6							4447	
Hc0								1137
Sig.	1,000	0,855	0,515	0,117	0,508	1,000	1,000	1,000

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 13.**

Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Ni

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Ni**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Ni	Inter-grupos	3597,1	9	399,7	233,8	0,000
	Intra-grupos	34,2	20	1,7		
	Total	3631,3	29			

**Prueba de significación de Tukey para Ni**

Suelo	Significación $\alpha=0,05$					
	a	b	c	d	e	f
Hc4	40,6					
Hc1		32,7				
Hc6			31,1			
Hc3				26,0		
Hc9					22,0	
Hc5						21,3
Hc2						12,2
Hc0						10,9
Hc8						9,0
Hc7						5,9
Sig.	1,000	0,878	1,000	1,000	0,143	0,168

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 14.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Pb

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Pb (LN)**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Pb LN	Inter-grupos	80,901	9	8,9	673,2	0,000
	Intra-grupos	0,267	20	0,01		
	Total	81,168	29			

**Prueba de significación de Tukey para Pb**

Suelo	Significación $\alpha=0,05$		
	a	b	c
Hc9	111286		
Hc2		16633	
Hc3		15487	
Hc7		14830	
Hc4		13564	13564
Hc5		11717	11717
Hc8		8539	8539
Hc1		4205	4205
Hc6		3779	3779
Hc0			124
Sig.	1,000	0,092	0,069

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.  
a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

**Tabla 15.**

Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Sr

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Sr**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Sr	Inter-grupos	8741239,200	9	971248,800	446,6	0,000
	Intra-grupos	43496,667	20	2174,833		
	Total	8784735,867	29			

**Prueba de significación de Tukey para Sr**

Suelo	Significación $\alpha=0,05$					
	a	b	c	d	e	f
Hc7	1830					
Hc2		1484				
Hc6		1431	1431			
Hc3			1321			
Hc4				1152		
Hc5				1122		
Hc8				1120		
Hc1					904	
Hc0						89
Hc9						84
Sig.	1,000	0,916	0,173	0,997	1,000	1,000

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 16.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Ti

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Ti**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Ti	Inter-grupos	40766589,3	9	4529621,037	186,4	0,000
	Intra-grupos	486094,7	20	24304,733		
	Total	41252684	29			

**Prueba de significación de Tukey para Ti**

Suelo	Significación $\alpha=0,05$						
	a	b	c	d	e	f	g
Hc1	5340						
Hc0		4051					
Hc4			3241				
Hc9			2832	2832			
Hc3			2816	2816	2816		
Hc7				2690	2690		
Hc6					2380		
Hc2						1922	
Hc5						1671	
Hc8							1027
Sig.	1,000	1,000	0,075	0,977	0,063	0,624	1,000

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 17.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para V

### ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA V

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
V	Inter-grupos	12880,0	9	1431,115	43,	0,000
	Intra-grupos	650,7	20	32,533		
	Total	13530,7	29			

### Prueba de significación de Tukey para V

Suelo	Significación $\alpha=0,05$				
	a	b	c	d	e
Hc3	134				
Hc7		116			
Hc4		113			
Hc8		112	112		
Hc9		100	100	100	
Hc1			96	96	
Hc5				92	
Hc2				89	
Hc6				86	
Hc0					53
Sig.	1,000	0,071	0,062	0,140	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.  
a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 18.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Zn

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Zn**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Zn	Inter-grupos	4602117148,3	9	511346349,811	77,0	0,000
	Intra-grupos	132737680,0	20	6636884,000		
	Total	4734854828,3	29			

**Prueba de significación de Tukey para Zn**

Suelo	Significación $\alpha=0,05$						
	a	b	c	d	e	f	g
Hc9	46500						
Hc3		31255					
Hc8		30656	30656				
Hc4		28000	28000				
Hc2		24862	24862				
Hc7			23659	23659			
Hc5				16700	16700		
Hc6					14300	14300	
Hc1						8800	
Hc0							384
Sig.	1,000	0,132	0,077	0,079	0,974	0,273	1,000

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 19.**

Regresión lineal múltiple entre el contenido total de metales del suelo de la mina Carolina con respecto a los parámetros convencionales.

Metal suelo	Ecuación de regresión lineal múltiple	r <sup>2</sup>	p
As	8107 - 902 pH - 143 CO % + 0,17 Carbonatos + 425 CE - 47,0 arcilla	0,596	0,449
Ba	1494 - 194 pH - 202 CO % + 1,00 Carbonatos + 473 CE + 33,3 arcilla	0,517	0,575
Co	- 122 + 18,8 pH + 3,75 CO % - 0,0509 Carbonatos - 0,50 CE + 0,194 arcilla	0,746	0,213
Cr	76 - 5,9 pH + 7,6 CO % + 0,039 Carbonatos - 4,7 CE + 1,01 arcilla	0,217	0,935
Cu	20926 - 2641 pH + 318 CO % + 4,08 Carbonatos + 992 CE - 174 arcilla	0,543	0,535
Fe	297237 - 28340 pH - 6034 CO % + 10 Carbonatos + 23177 CE - 1711 arcilla	0,691	0,296
Mn	137705 - 14406 pH - 6421 CO % + 0,4 Carbonatos + 7664 CE - 503 arcilla	0,699	0,284
Ni	- 76 + 10,1 pH - 0,68 CO % - 0,0035 Carbonatos + 0,73 CE + 1,46 arcilla	0,501	0,601
Sr	- 497 + 188 pH - 287 CO % + 0,70 Carbonatos + 155 CE + 29,7 arcilla	0,633	0,389
Mg	- 46237 + 5595 pH + 2600 CO % + 5,4 Carbonatos + 1064 CE + 175 arcilla	0,641	0,376
Al	- 68222 + 9106 pH + 8205 CO % - 13,1 Carbonatos - 3389 CE + 1583 arcilla	0,914	0,030
Li	- 382 + 47,2 pH + 18,5 CO % - 0,0374 Carbonatos + 9,71 CE + 0,81 arcilla	0,736	0,229
V	243 - 25,4 pH - 13,6 CO % + 0,0417 Carbonatos + 14,8 CE + 2,82 arcilla	0,617	0,415
Pb	- 76 + 10,1 pH - 0,68 CO % - 0,0035 Carbonatos + 0,73 CE + 1,46 arcilla	0,501	0,601
Zn	147501 - 16238 pH - 7530 CO % + 2,2 Carbonatos + 7124 CE + 188 arcilla	0,574	0,484

## PLANTAS

Tabla 20.

Metales pesados en plantas crecidas alrededor de la mina Carolina (n=3)

Especie	Zona	planta	Al	As	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Li	Mg	Mn	Ni	Pb	Se	Sr	Ti	V	Zn
<i>Bidens tripinervia</i>	0	raíz	785	nd	17	26	22	22	893	nd	1277	192	9,72	136,47	nd	19	2	10	217
<i>Bidens tripinervia</i>	0	p/a	1002	nd	33	4	17	39	1733	nd	3769	790	8,12	3056,95	184	51	2	7	1012
<i>Bacharis latifolia</i>	0	raíz	827	nd	24	1	13	27	1319	nd	1276	367	10,04	277	nd	31	6	8	700
<i>Bacharis latifolia</i>	0	p/a	1058	nd	56	4	12	47	3274	nd	2093	150	3,30	531	nd	58	4	9	1476
<i>Plantago orbignyana</i>	0	raíz	1201	nd	18	4	12	59	1547	nd	2502	343,29	nd	210	nd	37	4	9	818
<i>Plantago orbignyana</i>	0	p/a	899	98	55	9	7	49	1771	0,5	2900	625,11	nd	233	118	60	7	11	712
<i>Senecio sp</i>	0	raíz	1490	117	48	2	16	47	2319	0,3	1671	766,64	nd	381	117	47	7	9	1136
<i>Senecio sp</i>	0	p/a	515	109	43	4	9	20	1068	1,1	4292	415,97	nd	147	23	70	9	14	619
<i>Sonchus oleraceus</i>	1	raíz	2184	163	40	4	19	56	1708	2,1	1472	287,18	nd	332	nd	39	37	19	551
<i>Sonchus oleraceus</i>	1	p/a	1686	106	39	12	32	54	3870	3,4	1374	1160,21	nd	616	230	69	34	7	1589
<i>Bidens tripinervia</i>	4	raíz	3498	316	672	1	21	604	30120	nd	1740	4114,16	5,94	5187	nd	96	48	16	9900
<i>Bidens tripinervia</i>	4	p/a	551	155	152	25	15	62	4149	2,0	1667	451,24	4,51	655	383	33	4	1	1614
<i>Bacharis latifolia</i>	8	raíz	1060	7	21	3	26	54	790	nd	639	95,08	nd	720	155	25	6	nd	299
<i>Bacharis latifolia</i>	8	p/a	365	138	16	8	8	129	2004	nd	595	367,65	18,23	2554	163	51	7	14	1284
<i>Plantago orbignyana</i>	8	raíz	3279	157	27	25	nd	155	3940	3,3	2688	745,55	17,32	2330	81	111	11	26	3143
<i>Plantago orbignyana</i>	8	p/a	1638	196	79	23	nd	390	9270	0,4	987	3679,31	12,06	6998	nd	111	12	22	9618
<i>Senecio sp</i>	8	raíz	1241	134	14	10	7	51	1222	3,8	1109	143,50	9,94	451	nd	35	10	20	822
<i>Senecio sp</i>	8	p/a	2760	50	69	4	5	227	5585	nd	2777	703,52	8,39	4253	12	133	12	15	3870
<i>Sonchus oleraceus</i>	9	raíz	2321	61	39	17	2	59	3198	8,5	1845	801,00	38,15	645	0,9	75	26	18	1110
<i>Sonchus oleraceus</i>	9	p/a	392	227	24	11	nd	133	1599	2,5	765	676,74	nd	2598	23	56	12	20	1629
<i>Lepidium binipinnatifidum</i>	9	raíz	391	117	3	5	nd	9	545	nd	1289	35,07	18,97	48	nd	15	12	11	234
<i>Lepidium binipinnatifidum</i>	9	p/a	937	325	86	28	nd	407	6700	0,2	2124	1061,04	17,79	6886	127	33	16	18	5034

**Tabla 21.**

Porcentaje (%) de Titanio (Ti) de la raíz y parte aérea de las plantas recolectadas de la mina Carolina de Hualgayoc

Especie	raíz	p.aérea
<i>Bidens triplienervia</i>		
Hc0	0,05	0,05
Hc4	1,50	0,11
<i>Senecio sp</i>		
Hc0	0,18	0,23
Hc8	0,95	1,15
<i>Sonchus oleraceus</i>		
Hc1	0,69	0,05
Hc9	0,91	0,91
<i>Baccharis latifolia</i>		
Hc0	0,14	0,15
Hc8	0,60	0,22
<i>Plantago orbignyana</i>		
Hc0	0,05	1,08
Hc8	0,18	1,13
<i>Lepidium bipinnatifidum</i>		
Hc9	0,43	0,55

Tabla 22.  
ANOVA *Bidens triplinervia*

Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra

	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
N	6	6	6	6	6	6
Z de Kolmogorov-Smirnov	,725	,749	,761	,761	,738	,763
Sig. asintót. (bilateral)	0,670	0,628	0,608	0,609	0,647	0,605

- a La distribución de contraste es la Normal.  
b Se han calculado a partir de los datos.

ANOVA

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Ba	Inter-grupos	896923	1	896923	20,869	0,010
	Intra-grupos	171911	4	42978		
	Total	106884	5			
Cu	Inter-grupos	547477	1	547477	52,085	0,002
	Intra-grupos	42045	4	10511		
	Total	589522	5			
Fe	Inter-grupos	1501892720	1	1501892720	76,236	0,001
	Intra-grupos	78802772	4	19700693		
	Total	1580695492	5			
Mn	Inter-grupos	1662084021,101	1	1662084021	84,380	0,001
	Intra-grupos	78789972	4	19697493		
	Total	1740873993	5			
Pb	Inter-grupos	43725270	1	43725270	49,811	0,002
	Intra-grupos	3511295	4	877823		
	Total	47236566	5			
Zn	Inter-grupos	158686772	1	158686771	153,946	0,000
	Intra-grupos	4123174	4	1030796		
	Total	162809946	5			

**Tabla 23**  
ANOVA *Senecio* sp

**Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra**

	As	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
N	6	6	6	6	6	6	6
Parámetros normales(a,b) media	160	87	172	5096	1015	2616	3223
Z de Kolmogorov-Smirnov	0,612	0,484	0,749	0,667	0,695	0,759	0,755
Sig. asintót. (bilateral)	0,848	0,973	0,629	0,766	0,719	0,612	0,619

a La distribución de contraste es la Normal.

b Se han calculado a partir de los datos.

**ANOVA**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
As	Inter-grupos	25791	1	25791	1,9	0,231
	Intra-grupos	51815	4	12954		
	Total	77606	5			
Ba	Inter-grupos	93	1	93	0,5	0,509
	Intra-grupos	708	4	177		
	Total	801	5			
Cu	Inter-grupos	66020	1	66020	119,6	0,000
	Intra-grupos	2207	4	552		
	Total	68227	5			
Fe	Inter-grupos	17548834	1	17548834	51,9	0,002
	Intra-grupos	1351190	4	337798		
	Total	18900025	5			
Mn	Inter-grupos	168932	1	168932	4,7	0,096
	Intra-grupos	143263	4	35816		
	Total	312195	5			
Pb	Inter-grupos	26157032	1	26157032	494,3	0,000
	Intra-grupos	211657	4	52914		
	Total	26368689	5			
Zn	Inter-grupos	12943997	1	12943997	184,5	0,000
	Intra-grupos	280636	4	70159		
	Total	13224633	5			

Tabla 24.  
ANOVA *Sonchus oleraceus*

Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra

	As	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
N	6	6	6	6	6	6	6
Parámetros normales(a,b) media	224	71	150	5188	1463	2096	2441
Z de Kolmogorov-Smirnov	0,608	0,606	0,711	0,609	0,802	0,698	0,582
Sig. asintót. (bilateral)	0,854	0,857	0,693	0,852	0,542	0,715	0,887

a La distribución de contraste es la Normal.

b Se han calculado a partir de los datos.

ANOVA

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
As	Inter-grupos	24405	1	24405	4,2	0,111
	Intra-grupos	23490	4	5873		
	Total	47895	5			
Ba	Inter-grupos	379	1	379	1,0	0,381
	Intra-grupos	1564	4	391		
	Total	1943	5			
Cu	Inter-grupos	10509	1	10509	38,1	0,003
	Intra-grupos	1102	4	276		
	Total	11611	5			
Fe	Inter-grupos	912622	1	912622	1,0	0,385
	Intra-grupos	3839147	4	959787		
	Total	4751769	5			
Mn	Inter-grupos	1388	1	1388	1,0	0,901
	Intra-grupos	314896	4	78724		
	Total	316284	5			
Pb	Inter-grupos	7901485	1	7901485	128,1	0,000
	Intra-grupos	246765	4	61691		
	Total	8148251	5			
Zn	Inter-grupos	534115	1	534115	11,0	0,029
	Intra-grupos	194161	4	48540		
	Total	728276	5			

**Tabla 25.**  
ANOVA *Baccharis latifolia*

**Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra**

	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
N	6	6	6	6	6	6
Parámetros normales(a,b) Media	58	128	3693	1168	2041	1880
Z de Kolmogorov-Smirnov	0,619	0,747	0,642	0,768	0,742	0,527
Sig. asintót. (bilateral)	0,838	0,632	0,805	0,597	0,641	0,944

a La distribución de contraste es la Normal.

b Se han calculado a partir de los datos.

**ANOVA**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Ba	Inter-grupos	2722	1	2722	70,8	0,001
	Intra-grupos	154	4	38		
	Total	2876	5			
Cu	Inter-grupos	17870	1	17870	361,4	0,000
	Intra-grupos	198	4	49		
	Total	18067	5			
Fe	Inter-grupos	4857529	1	4857529	95,2	0,001
	Intra-grupos	204112	4	51028		
	Total	5061641	5			
Mn	Inter-grupos	2982223	1	2982223	1045,8	0,000
	Intra-grupos	11407	4	2852		
	Total	2993630	5			
Pb	Inter-grupos	9124069	1	9124069	58,1	0,002
	Intra-grupos	628249	4	157062		
	Total	9752318	5			
Zn	Inter-grupos	527801	1	527801	20,2	0,011
	Intra-grupos	104486	4	26121		
	Total	632287	5			

**Tabla 26.**  
ANOVA *Plantago orbignyana*

**Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra**

		Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
N		6	6	6	6	6	6
Parámetros normales(a,b)	Media	90	327	8263	2697	4886	7146
Z de Kolmogorov-Smirnov		0,522	0,764	0,643	0,594	0,758	0,722
Sig. asintót. (bilateral)		0,948	0,604	0,803	0,871	0,613	0,674

a La distribución de contraste es la Normal.

b Se han calculado a partir de los datos.

**ANOVA**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Ba	Inter-grupos	1584	1	1584	1,5	0,287
	Intra-grupos	4214	4	1053		
	Total	5798	5			
Cu	Inter-grupos	285756	1	285756	440,2	0,000
	Intra-grupos	2596	4	649		
	Total	288352	5			
Fe	Inter-grupos	146771581	1	146771581	97,1	0,001
	Intra-grupos	6046302	4	1511576		
	Total	152817883	5			
Mn	Inter-grupos	17921617	1	17921617	74,6	0,001
	Intra-grupos	960937	4	240234		
	Total	18882554	5			
Pb	Inter-grupos	118410777	1	118410777	416,4	0,000
	Intra-grupos	1137455	4	284364		
	Total	119548232	5			
Zn	Inter-grupos	189192215	1	189192215	230,8	0,000
	Intra-grupos	3278614	4	819654		
	Total	192470829	5			

Tabla 27.

Algunas plantas hiperacumuladoras de metales según diferentes autores

Familia	Especie	Acumulación (mg·kg <sup>-1</sup> )	Referencia Bibliográfica
<b>Aluminio</b>			
Melastomataceae	<i>Melastoma malabathricum</i>	10000	Watanabe <i>et al.</i> , 1998
Melastomataceae	<i>Miconia lutescens</i>	6800	Bech <i>et al.</i> , 1997
Caryophyllaceae	<i>Arenaria humifusa</i>	3010	Roberts (1992)
Ericaceae	<i>Andromeda polifolia</i>	1050	Roberts (1992)
Asteraceae	<i>Bidens cinapiifolia</i>	618-6510	Bech <i>et al.</i> , 1997
Poaceae	<i>Paspalum racemosum</i>	489-12125	Bech <i>et al.</i> , 1997
Campanulaceae	<i>Campanula rotundifolia</i>	1460	Roberts (1992)
<b>Arsénico</b>			
Asteraceae	<i>Bidens cinapiifolia</i>	130-1430	Bech <i>et al.</i> , 1997
Poaceae	<i>Paspalum tuberosum</i>	1130	Bech <i>et al.</i> , 1997
Poaceae	<i>Paspalum racemosum</i>	1530-5280	Bech <i>et al.</i> , 1997
Polygonaceae	<i>Reynoutria sachalinensis</i>	1900	Feller, 2000
Pteridaceae	<i>Pteris vittata</i>	2300	Ma <i>et al.</i> , 2001
Poaceae	<i>Agrostis capillaris</i>	1070	Benson <i>et al.</i> , 1981
		90-3460	Porter y Peterson (1977)
Poaceae	<i>Agrostis castellana</i>	1900	Koe (1994)
Poaceae	<i>Agrostis deliculata</i>	1800	Koe (1994)
Amaranthaceae	<i>Amaranthus hybridus</i>	3700	Jonnalagadda y Nenzou (1997)
Melastomataceae	<i>Miconia lutescens</i>	112-1650	Bech <i>et al.</i> , 1997
Haloragaceae	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	1200	Aulio, 1986
Poaceae	<i>Pinicum sativum</i>	1260-3220	Jonnalagadda y Nenzou (1997)
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton pectinatus</i>	328-1173	Dushenkov <i>et al.</i> , 1995
Caryophyllaceae	<i>Spergularia grandis</i>	1175	Bech <i>et al.</i> , 1997
<b>Cadmio</b>			
Solanaceae	<i>Solanum nigrum</i>	387	Sun <i>et al.</i> , 2008
Plumbaginaceae	<i>Armeria maritima</i>	>100	Azadpour y Matthews, 1996
Lemnaceae	<i>Athyrium yokoscense</i>	165	Nishizono <i>et al.</i> , 1987
		996	Morishita and Boratynski, 1992
Brassicaceae	<i>Brassica juncea</i>	440	Dushenkov <i>et al.</i> , 1995
		539	Chino <i>et al.</i> 1997
Brassicaceae	<i>Brassica oleracea</i>	>1000	Yang <i>et al.</i> , 1995
Lemnaceae	<i>Lemna valdiviana</i>	1476	Hutchinson and Czyska, 1975
Poaceae	<i>Lolium perenne</i>	196	Al-Attar <i>et al.</i> , 1988:
Najadaceae	<i>Najas guadalupensis</i>	5429	Cearley y Coleman, 1973
Brassicaceae	<i>Raphanus sativus</i>	398	Azadpour and Matthews, 1996
Salicaceae	<i>Salix x dasyclados</i>	>100	Punshon and Dickinson 1997
Brassicaceae	<i>Thlaspi caerulescens</i>	1740	Brown <i>et al.</i> 1994
		1270	Brown <i>et al.</i> , 1995
Hydrocharitaceae	<i>Vallisneria spiralis</i>	3814	Sinha <i>et al.</i> , 1994
<b>Cobalto</b>			
Lamiaceae	<i>Aeollanthus biformifolius</i>	2820	Brooks <i>et al.</i> , 1978
Lamiaceae	<i>Aeollanthus saxatilis</i>	1000	Brooks <i>et al.</i> , 1980
Scrophulariaceae	<i>Alectra sessiliflora</i>	2782	Brooks <i>et al.</i> , 1987
Scrophulariaceae	<i>Alectra welwitschii</i>	1561	Brooks <i>et al.</i> , 1987
Asteraceae	<i>Anisopappus davyi</i>	2650	Malaisse <i>et al.</i> , 1979
Scrophulariaceae	<i>Buchnera henriquensii</i>	2435	Brooks <i>et al.</i> , 1987
Cyperaceae	<i>Bulbostylis mucronata</i>	2130	Brooks <i>et al.</i> , 1987
Fabaceae	<i>Crotalaria cobalticola</i>	3010	Brooks <i>et al.</i> , 1980
Commelinaceae	<i>Cyanotis longifolia</i>	4200	Malaisse <i>et al.</i> , 1979
Asteraceae	<i>Gutenbergia cupricola</i>	2309	Malaisse <i>et al.</i> , 1979

Tabla 27. cont

Familia	Especie	Acumulación (mg·kg <sup>-1</sup> )	Referencia Bibliográfica
<b>Cromo</b>			
Thymelaeaceae	<i>Pimelea suteri</i>	1 a 3%	Kabata-Pendias y Pendias, 2000
Myrtaceae	<i>Leptospermum scoparium</i>	1 a 3%	Kabata-Pendias y Pendias, 2000
Asteraceae	<i>Dicoma niccolifera</i>	1500	Wild, 1974
Scrophulariaceae	<i>Sutera fodina</i>	2400	Wild, 1974
<b>Cobre</b>			
Lamiaceae	<i>Aeollanthus biformifolius</i>	3930	Brooks et al. 1978
Lamiaceae	<i>Aeollanthus subacaulis</i>	>1000	Brooks y Malaisse, 1990
Scrophulariaceae	<i>Alectra sessiliflora</i>	1590	Brooks et al., 1980
Asteraceae	<i>Anisopappus davyi</i>	2889	Malaisse et al., 1979
Asteraceae	<i>Anisopappus hoffmanianus</i>	1065	Brooks et al., 1987
Lamiaceae	<i>Becium aureoviride</i>	1135	Brooks et al., 1987
Scrophulariaceae	<i>Buchnera henriquensii</i>	3520	Brooks et al., 1980
Cyperaceae	<i>Bulbostylis mucronata</i>	7783	Brooks et al., 1980
Amaranthaceae	<i>Celosia trigyna</i>	2051	Brooks et al., 1987
Commelinaceae	<i>Commelina zigzag</i>	1210	Malaisse et al., 1979
Cyperaceae	<i>Eleocharis acicularis</i>	1900	Miller et al., 1983
Scrophulariaceae	<i>Striga hermontheca</i>	1105	Brooks et al., 1987
Tiliaceae	<i>Triumfetta digitata</i>	1060	Brooks et al., 1980
Hydrocharitaceae	<i>Vallisneria spiralis</i>	9500	Sinha et al., 1994
Asteraceae	<i>Vernonia petersii</i>	1555	Brooks et al. 1987
<b>Manganeso</b>			
Proteaceae	<i>Beaupreopsis paniculata</i>	12000	Jaffré, 1980
Myrtaceae	<i>Eugenia clusioides</i>	10900	Jaffré, 1980
Myrtaceae	<i>Eugenia sp</i>	13700	Proctor, 1992
Clusiaceae	<i>Garcinia amplexicaulis</i>	10500	Jaffré, 1980
Proteaceae	<i>Macadamia angustifolia</i>	11600	Jaffré, 1980
Proteaceae	<i>Macadamia neurophylla</i>	51800	Jaffré, 1979
Celastraceae	<i>Maytenus bureauviana</i>	33800	Jaffré, 1980
Celastraceae	<i>Maytenus sebertiana</i>	22500	Jaffré, 1980
<b>Niquel</b>			
Violaceae	<i>Agatea deplanchei</i>	2500	Jaffré, 1980
Brassicaceae	<i>Alyssum akamasicum</i>	9009	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum alpestre</i>	4480	Brooks y Radford 1978
Brassicaceae	<i>Alyssum anatolicum</i>	8170	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum argenteum</i>	29400	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum bertolonii</i>	13400	Brooks and Radford 1978
Brassicaceae	<i>Alyssum callichroum</i>	10900	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum caricum</i>	16500	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum cassium</i>	20000	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum chondrogynum</i>	13500	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum cicilicum</i>	13500	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum condensatum</i>	4990	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum corsicum</i>	13500	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum crenulatum</i>	10400	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum cypricum</i>	23600	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum davisianum</i>	19600	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum discolor</i>	11700	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum dubertretii</i>	16500	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum eriophyllum</i>	11500	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum euboicum</i>	4550	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum floribundum</i>	7700	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum heldreichii</i>	12500	Brooks et al. 1979

Tabla 27. cont

Familia	Especie	Acumulación (mg·kg <sup>-1</sup> )	Referencia Bibliográfica
<b>Cromo</b>			
Thymelaeaceae	<i>Pimelea suteri</i>	1 a 3%	Kabata-Pendias y Pendias, 2000
Myrtaceae	<i>Leptospermum scoparium</i>	1 a 3%	Kabata-Pendias y Pendias, 2000
Asteraceae	<i>Dicoma niccolifera</i>	1500	Wild, 1974
Scrophulariaceae	<i>Sutera fodina</i>	2400	Wild, 1974
<b>Cobre</b>			
Lamiaceae	<i>Aeollanthus biformifolius</i>	3930	Brooks et al. 1978
Lamiaceae	<i>Aeollanthus subacaulis</i>	>1000	Brooks y Malaisse, 1990
Scrophulariaceae	<i>Alectra sessiliflora</i>	1590	Brooks et al., 1980
Asteraceae	<i>Anisopappus davyi</i>	2889	Malaisse et al., 1979
Asteraceae	<i>Anisopappus hoffmanianus</i>	1065	Brooks et al., 1987
Lamiaceae	<i>Becium aureoviride</i>	1135	Brooks et al., 1987
Scrophulariaceae	<i>Buchnera henriquensii</i>	3520	Brooks et al., 1980
Cyperaceae	<i>Bulbostylis mucronata</i>	7783	Brooks et al., 1980
Amaranthaceae	<i>Celosia trigyna</i>	2051	Brooks et al., 1987
Commelinaceae	<i>Commelina zigzag</i>	1210	Malaisse et al., 1979
Cyperaceae	<i>Eleocharis acicularis</i>	1900	Miller et al., 1983
Scrophulariaceae	<i>Striga hermontheca</i>	1105	Brooks et al., 1987
Tiliaceae	<i>Triumfetta digitata</i>	1060	Brooks et al., 1980
Hydrocharitaceae	<i>Vallisneria spiralis</i>	9500	Sinha et al., 1994
Asteraceae	<i>Vernonia petersii</i>	1555	Brooks et al. 1987
<b>Manganeso</b>			
Proteaceae	<i>Beaupreopsis paniculata</i>	12000	Jaffré, 1980
Myrtaceae	<i>Eugenia clusioides</i>	10900	Jaffré, 1980
Myrtaceae	<i>Eugenia sp</i>	13700	Proctor, 1992
Clusiaceae	<i>Garcinia amplexicaulis</i>	10500	Jaffré, 1980
Proteaceae	<i>Macadamia angustifolia</i>	11600	Jaffré, 1980
Proteaceae	<i>Macadamia neurophylla</i>	51800	Jaffré, 1979
Celastraceae	<i>Maytenus bureauviana</i>	33800	Jaffré, 1980
Celastraceae	<i>Maytenus sebertiana</i>	22500	Jaffré, 1980
<b>Niquel</b>			
Violaceae	<i>Agatea deplanchei</i>	2500	Jaffré, 1980
Brassicaceae	<i>Alyssum akamasicum</i>	9009	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum alpestre</i>	4480	Brooks y Radford 1978
Brassicaceae	<i>Alyssum anatolicum</i>	8170	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum argenteum</i>	29400	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum bertolonii</i>	13400	Brooks and Radford 1978
Brassicaceae	<i>Alyssum callichroum</i>	10900	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum caricum</i>	16500	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum cassium</i>	20000	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum chondrogynum</i>	13500	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum cicilicum</i>	13500	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum condensatum</i>	4990	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum corsicum</i>	13500	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum crenulatum</i>	10400	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum cypricum</i>	23600	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum davisianum</i>	19600	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum discolor</i>	11700	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum dubertreii</i>	16500	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum eriophyllum</i>	11500	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum euboicum</i>	4550	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum floribundum</i>	7700	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum heldreichii</i>	12500	Brooks et al. 1979

Tabla 27. cont

Familia	Especie	Acumulación (mg·kg <sup>-1</sup> )	Referencia Bibliográfica
<b>Niquel cont.</b>			
Brassicaceae	<i>Alyssum lesbiacum</i>	22400	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum markgrafii</i>	13700	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum obovatum</i>	4590	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum penjwinensis</i>	7860	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum robertianum</i>	12500	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum singarense</i>	1280	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum syriacum</i>	10200	Brooks et al. 1979
Brassicaceae	<i>Alyssum tenium</i>	3420	Brooks et al. 1979
Caryophyllaceae	<i>Arenaria humifusa</i>	2330	Roberts 1992
Escalloniaceae	<i>Argophyllum grunowii</i>	1375	Jaffré 1980
Escalloniaceae	<i>Argophyllum laxum</i>	1900	Jaffré 1980
Asteraceae	<i>Berkheya coddii</i>	11637	Morrey et al. 1989
Asteraceae	<i>Berkheya zeyheri</i>	17000	Morrey et al. 1992
Brassicaceae	<i>Bornmuellera baldaccii</i>	1590-31200	Reeves et al. 1983
Buxaceae	<i>Buxus excisa</i>	2150	Reeves et al. 1996
<b>Plomo</b>			
Poaceae	<i>Agrostis capillaris</i>	169	Dushenkov et al. 1995
Poaceae	<i>Agrostis vinealis</i>	2932	Pichtel y Salt 1998
Asteraceae	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	>1000	Huang et al. 1997
Plumbaginaceae	<i>Armeria maritima</i>	>2000	Azadpour y Matthews 1996
Ranunculaceae	<i>Batrachium fluitans</i>	2500	Dietz, 1972
Brassicaceae	<i>Brassica juncea</i>	15000	Leon, 1996
Poaceae	<i>Dactylis glomerata</i>	69	Taylor et al., 1993
Caryophyllaceae	<i>Minuartia bulgarica</i>	1175	Konstantinou y Babalonas 1996
<b>Zinc</b>			
Haloragaceae	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	12300	Franzin y McFarlane 1980:
Brassicaceae	<i>Noccaea eburneosa</i>	10500	Reeves y Brooks 1983
Brassicaceae	<i>Thlaspi brachypetalum</i>	20000	Reeves y Brooks 1983
Brassicaceae	<i>Thlaspi bulbosum</i>	15000	Reeves y Brooks 1983
Brassicaceae	<i>Thlaspi caerulescens</i>	51600	Reeves y Brooks 1983
Brassicaceae	<i>Thlaspi calaminare</i>	5220-39600	Reeves y Brooks 1983
Brassicaceae	<i>Thlaspi cepaeifolium</i>	21000	Reeves y Brooks 1983
Brassicaceae	<i>Thlaspi montanum</i>	26-3000	Reeves 1988
Brassicaceae	<i>Thlaspi ochroleucum</i>	80-6310	Reeves 1988
Brassicaceae	<i>Thlaspi praecox</i>	21000	Reeves y Brooks 1983
Brassicaceae	<i>Thlaspi stenopterum</i>	16000	Reeves y Brooks 1983
Brassicaceae	<i>Thlaspi tatraense</i>	27000	Reeves y Brooks 1983

## MINA LES MASIES

## SUELOS

*i) Parámetros convencionales*

**Tabla 28.**  
Estadística descriptiva del suelo local de la mina Les Masies

Muestra	pH	CO (%)	CE (dS/m)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
<b>Pb 1</b>	5,6	10,8	0,13	56,2	32,0	11,8
<b>Pb 2</b>	5,6	13,6	0,15	60,4	25,1	14,5
<b>Pb 3</b>	5,8	7,1	0,10	63,9	26,9	9,2
<b>Pb 4</b>	5,7	8,7	0,15	59,7	31,0	9,3
<b>Pb 5</b>	6,3	8,4	0,15	60,8	26,6	12,6
<b>Pb 6</b>	6,0	8,3	1,10	61,1	30,1	8,9
<b>Pb 7</b>	5,8	1,7	0,08	60,8	26,6	12,6
<b>Pb 8</b>	6,3	3,2	0,10	64,7	26,3	9,0
<b>Pb 9</b>	4,9	3,6	0,05	61,3	26,2	12,5
<i>media</i>	<b>5,8</b>	<b>7,3</b>	<b>0,11</b>	<b>61,0</b>	<b>27,9</b>	<b>11,2</b>
<i>mín</i>	<b>4,9</b>	<b>1,71</b>	<b>0,05</b>	<b>56,2</b>	<b>25,1</b>	<b>8,9</b>
<i>máx.</i>	<b>6,3</b>	<b>13,55</b>	<b>0,15</b>	<b>64,7</b>	<b>32,0</b>	<b>14,5</b>
<i>SD</i>	<b>0,4</b>	<b>3,82</b>	<b>0,04</b>	<b>2,43</b>	<b>2,47</b>	<b>2,07</b>
<i>Perc. 25</i>	<b>5,6</b>	<b>3,39</b>	<b>0,09</b>	<b>60,1</b>	<b>26,3</b>	<b>9,1</b>
<i>Perc. 50</i>	<b>5,8</b>	<b>8,26</b>	<b>0,1</b>	<b>60,8</b>	<b>26,6</b>	<b>11,8</b>
<i>Perc. 75</i>	<b>6,1</b>	<b>9,75</b>	<b>0,15</b>	<b>62,6</b>	<b>30,6</b>	<b>12,6</b>
<i>Kolmogorov</i>	<b>P=0,82</b>	<b>P=0,97</b>	<b>P=0,90</b>	<b>0,74</b>	<b>0,32</b>	<b>0,59</b>

Media (n=3)

ii) *Metales pesados*

**Tabla 29.**  
Estadística descriptiva de los metales pesados en suelo superficial local de la mina Les Masies

Muestra	As	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Se	Zn	Sr	Mg	Al	Li	V	Ti	Ba
<b>Pb 1</b>	62	22	134	192	125223	1451	60	172	nd	228	111	7658	50698	41	430	3363	396
<b>Pb 2</b>	77	32	106	283	108386	1453	53	182	1,5	704	92	6408	49641	42	228	4366	346
<b>Pb 3</b>	26	12	61	157	78469	767	31	224	nd	195	96	7378	54480	39	190	4450	401
<b>Pb 4</b>	9	20	94	167	75996	734	31	185	nd	207	103	6976	49737	37	300	3486	333
<b>Pb 5</b>	15	20	92	168	75058	685	35	150	nd	200	103	7525	62258	45	252	4078	433
<b>Pb 6</b>	13	26	98	206	83912	707	49	97	1,2	272	70	6799	52347	44	248	3656	393
<b>Pb 7</b>	19	21	138	255	85001	687	55	188	4	217	90	7109	60639	49	349	4274	421
<b>Pb 8</b>	61	33	309	518	208543	610	69	205	nd	389	99	4589	52947	46	776	4585	521
<b>Pb 9</b>	72	20	474	296	236459	668	51	211	30	310	165	6866	56979	64	1280	5332	667
<b>Media</b>	<b>39</b>	<b>23</b>	<b>167</b>	<b>249</b>	<b>119672</b>	<b>863</b>	<b>48</b>	<b>179</b>	<b>9,2</b>	<b>302</b>	<b>103</b>	<b>6812</b>	<b>54414</b>	<b>45</b>	<b>450</b>	<b>4177</b>	<b>435</b>
<b>min.</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>61</b>	<b>157</b>	<b>75058</b>	<b>610</b>	<b>31</b>	<b>97</b>	<b>1,2</b>	<b>195</b>	<b>90</b>	<b>4589</b>	<b>49641</b>	<b>37</b>	<b>190</b>	<b>3363</b>	<b>333</b>
<b>máx.</b>	<b>77</b>	<b>33</b>	<b>474</b>	<b>518</b>	<b>236459</b>	<b>1453</b>	<b>69</b>	<b>224</b>	<b>30</b>	<b>704</b>	<b>165</b>	<b>7658</b>	<b>62258</b>	<b>64</b>	<b>1280</b>	<b>5332</b>	<b>667</b>
<b>SD</b>	<b>28</b>	<b>6,47</b>	<b>135</b>	<b>113</b>	<b>61004</b>	<b>337</b>	<b>13</b>	<b>38,1</b>	<b>14</b>	<b>164</b>	<b>26</b>	<b>920</b>	<b>4633</b>	<b>8</b>	<b>358</b>	<b>616</b>	<b>102</b>
<b>Perc 25</b>	<b>13,9</b>	<b>19,9</b>	<b>92,9</b>	<b>168</b>	<b>77232</b>	<b>677</b>	<b>33</b>	<b>161</b>	<b>nd</b>	<b>203</b>	<b>91</b>	<b>6603</b>	<b>50218</b>	<b>40</b>	<b>238</b>	<b>3571</b>	<b>369</b>
<b>Perc. 50</b>	<b>26</b>	<b>21</b>	<b>106</b>	<b>206</b>	<b>85002</b>	<b>707</b>	<b>51</b>	<b>185</b>	<b>nd</b>	<b>228</b>	<b>99</b>	<b>6976</b>	<b>52947</b>	<b>44</b>	<b>300</b>	<b>4274</b>	<b>401</b>
<b>Perc 75</b>	<b>67</b>	<b>29</b>	<b>224</b>	<b>290</b>	<b>166883</b>	<b>1109</b>	<b>57</b>	<b>208</b>	<b>nd</b>	<b>349</b>	<b>107</b>	<b>7451</b>	<b>58809</b>	<b>48</b>	<b>603</b>	<b>4517</b>	<b>477</b>
<b>Kolmogorov</b>	<b>0,69</b>	<b>0,83</b>	<b>0,18</b>	<b>0,74</b>	<b>0,53</b>	<b>0,13</b>	<b>0,90</b>	<b>0,87</b>	<b>0,56</b>	<b>0,58</b>	<b>0,48</b>	<b>0,52</b>	<b>0,93</b>	<b>0,68</b>	<b>0,39</b>	<b>0,99</b>	<b>0,47</b>

**Tabla 30.**  
Prueba de la normalidad de Kolmogorov

**Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra**

	As	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Sr	Mg	Al	Li	V	Ti	Ba
Parámetros normales(a,b) Media	39	23	167	249	119672	863	48	179	302	103	6812	54414	45	450	4177	436
Z de Kolmogorov-Smirnov	1,241	,852	1,897	1,095	1,299	1,960	0,695	0,956	1,189	1,408	0,927	0,679	0,958	1,409	0,460	1,053
Sig. asintót. (bilateral)	0,092	0,462	0,002	0,182	0,069	0,001	0,719	0,321	0,118	0,038	0,356	0,746	0,318	0,038	0,984	0,217

*a* La distribución de contraste es la Normal.

*b* Se han calculado a partir de los datos.

*n*=27



**Tabla 31.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Al

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Al**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Al	Inter-grupos	515242340,667	8	64405292,583	5,9	0,001
	Intra-grupos	198007965,333	18	11000442,519		
	Total	713250306,000	26			

**Prueba de significación de Tukey para Al**

muestra	Significación $\alpha=0,05$		
	a	b	c
Pb5	62258		
Pb7	60639	60639	
Pb9	56979	56979	56979
Pb3	54480	54480	54480
Pb8	52947	52947	52947
Pb6		52347	52347
Pb1			50698
Pb4			49737
Pb2			49641
Sig.	0,057	0,115	0,212

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$



**Tabla 32.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para As

### ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA AS

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
As	Inter-grupos	18604,587	8	2325,573	149,501	0,000
	Intra-grupos	280,000	18	15,556		
	Total	18884,587	26			

### Prueba de significación de Tukey para As

muestra	Significación $\alpha=0,05$			
	a	b	c	d
Pb2	76,7			
Pb9	71,5	71,5		
Pb1		62,0		
Pb8		61,3		
Pb3			25,8	
Pb7			19,3	19,3
Pb5			15,3	15,3
Pb6				12,8
Pb4				9,3
Sig.	0,786	0,093	0,080	0,106

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 33.**

Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Ba

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Ba**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Ba	Inter-grupos	265964,519	8	33245,565	18,0	0,000
	Intra-grupos	33064,667	18	1836,926		
	Total	299029,185	26			

**Prueba de significación de Tukey para Ba**

muestra	Significación $\alpha=0,05$		
	a	b	c
Hc9	677		
Hc8	521		
Hc5	433	433	
Hc7	421	421	
Hc3	401	401	
Hc1	396		
Hc6	393		
Hc2	346		
Hc4	333		
Sig.	1,000	0,058	0,168

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 34.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Co

#### ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Co

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Co	Inter-grupos	1005,454	8	125,682	11,9	0,000
	Intra-grupos	189,420	18	10,523		
	Total	1194,874	26			

#### Prueba de significación de Tukey para Co

muestra	Significación $\alpha=0,05$		
	a	b	c
Pb8	33,0		
Pb2	31,5		
Pb6	25,9	25,9	
Pb1		22,2	
Pb7		20,6	20,6
Pb9		20,2	20,2
Pb4		20,0	20,0
Pb5		19,7	19,7
Pb3			12,0
Sig.	0,217	0,382	0,082

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 35.**

Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Cr (LN)

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Cr(LN)**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Cr LN	Inter-grupos	10,012	8	1,251	980,0	0,000
	Intra-grupos	0,023	18	,001		
	Total	10,035	26			

**Prueba de significación de Tukey para Cr**

muestra	Significación $\alpha=0,05$					
	2	3	4	5	6	1
Pb9	474					
Pb8		309				
Pb7			138			
Pb1			134	134		
Pb2				106	106	
Pb6					98	
Pb4					94	
Pb5					92	92
Pb3						61
Sig.	1,000	1,000	1,000	0,094	0,767	0,052

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 36.**

Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Cu

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Cu**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Cu	Inter-grupos	307216,830	8	38402,104	882,8	0,000
	Intra-grupos	783,047	18	43,503		
	Total	307999,876	26			

**Prueba de significación de Tukey para Cu**

muestra	Significación $\alpha=0,05$				
	a	b	c	d	e
Pb8	518				
Pb9		296			
Pb2		283			
Pb7			255		
Pb6				206	
Pb1				192	
Pb5					168
Pb4					167
Pb3					157
Sig.	1,000	0,351	1,000	0,288	0,450

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 37.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Fe

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Fe**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Fe	Inter-grupos	89315989297,3	8	11164498662,2	95,9	0,000
	Intra-grupos	2096874099,3	18	116493005,5		
	Total	91412863396,7	26			

**Prueba de significación de Tukey para Fe**

muestra	Significación $\alpha=0,05$			
	a	b	c	d
Pb9	236459			
Pb8	208543			
Pb1		125223		
Pb2		108386	108386	
Pb7			85001	85001
Pb6			83912	83912
Pb3			78469	78469
Pb4				75996
Pb5				75058
Sig.	0,095	0,616	0,062	0,962

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 38.**

Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Li

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Li**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Li	Inter-grupos	1542,3	8	192,787	13,1	0,000
	Intra-grupos	264,0	18	14,667		
	Total	1806,3	26			

**Prueba de significación de Tukey para Li**

muestra	Significación $\alpha=0,05$		
	a	b	c
Pb9	64,3		
Pb7		49,0	
Pb8		46,0	46,0
Pb5		45,0	45,0
Pb6		44,0	44,0
Pb2		43,7	43,7
Pb1		40,3	40,3
Pb3		39,0	39,0
Pb4			37,0
Sig.	1,000	0,090	0,159

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 39.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Mn

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Mn (LN)**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Mn LN	Inter-grupos	2,651	8	0,331	454,3	0,000
	Intra-grupos	0,013	18	0,001		
	Total	2,664	26			

**Prueba de significación de Tukey para Mn**

muestra	Significación $\alpha=0,05$			
	2	3	4	1
Pb2	1453			
Pb1	1451			
Pb3		767		
Pb4		734	734	
Pb6		707	707	
Pb7			687	
Pb5			685	
Pb9			670	670
Pb8				610
Sig.	1,000	0,167	0,123	0,167

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 40.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Ni

#### ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Ni

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Ni	Inter-grupos	4231,1	8	528,869	37,1	0,000
	Intra-grupos	256,4	18	14,244		
	Total	4487,3	26			

#### Prueba de significación de Tukey para Ni

muestra	Significación $\alpha=0,05$		
	2	3	1
Pb8	69,0		
Pb1	59,8	59,8	
Pb7		55,3	
Pb2		53,0	
Pb9		50,8	
Pb6		49,0	
Pb5			34,6
Pb4			31,4
Pb3			31,0
Sig.	0,130	0,051	0,954

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 41.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Pb

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Pb**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Pb	Inter-grupos	34893,7	8	4361,7	25,2	0,000
	Intra-grupos	3113,0	18	172,9		
	Total	38006,7	26			

**Prueba de significación de Tukey para Pb**

muestra	Significación $\alpha=0,05$				
	2	3	4	5	1
Pb3	224				
Pb9	211	211			
Pb8	205	205	205		
Pb7	188	188	188		
Pb4		185	185	185	
Pb2		182	182	182	
Pb1			172	172	
Pb5				150	
Pb6					97
Sig.	0,065	0,215	0,102	0,074	1,000

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 42.**  
Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Sr

### ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Sr

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Sr	Inter-grupos	16054,6	8	2006,8	64,5	0,000
	Intra-grupos	560,0	18	31,1		
	Total	16614,7	26			

### Prueba de significación de Tukey para Sr

muestra	Subconjunto para alfa = .05			
	2	3	4	1
Pb9	165,0			
Pb1		111,0		
Pb5		103,0	103,0	
Pb4		103,0	103,0	
Pb8		99,0	99,0	
Pb3		96,0	96,0	
Pb2			92,0	
Pb7			90,0	
Pb6				70,0
Sig.	1,000	0,075	0,166	1,000

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p < 0,05$

**Tabla 43.**

Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Ti

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Ti**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Ti	Inter-grupos	9121271,2	8	1140158,9	13,5	0,000
	Intra-grupos	1516643,3	18	84258,1		
	Total	10637914,5	26			

**Prueba de significación de Tukey para Ti**

muestra	Significación $\alpha=0,05$				
	a	b	c	d	e
Pb9	5332				
Pb8	4585	4585			
Pb3		4450	4450		
Pb2		4366	4366		
Pb7		4274	4274	4274	
Pb5		4078	4078	4078	4078
Pb6			3656	3656	3656
Pb4				3486	3486
Pb1					3363
Sig.	0,098	0,480	0,067	0,071	0,125

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 44.**

Análisis de la varianza y prueba de Tukey para V

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA V**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
V	Inter-grupos	9,396	8	1,174	284,9	0,000
LN	Intra-grupos	0,074	18	0,004		
	Total	9,470	26			

**Prueba de significación de Tukey para V**

muestra	Significación $\alpha=0,05$			
	a	b	c	d
Pb9	1280			
Pb8		776		
Pb1			430	
Pb7			349	349
Pb4			300	300
Pb5				251
Pb6				248
Pb2				228
Pb3				190
Sig.	1,000	1,000	0,191	0,062

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 45.**

Análisis de la varianza y prueba de Tukey para Zn

**ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA Zn**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Zn	Inter-grupos	641497,1	8	80187,120	93,9	0,000
	Intra-grupos	15377,3	18	854,296		
	Total	656874,3	26			

**Prueba de significación de Tukey para Zn**

muestra	Significación $\alpha=0,05$			
	a	b	c	d
Pb2	704			
Pb8		389		
Pb9		310	310	
Pb6			272	272
Pb1			228	228
Pb7				217
Pb4				207
Pb5				200
Pb3				195
Sig.	1,000	0,073	0,056	0,085

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

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

n=3

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 46.**

Regresión lineal múltiple entre el contenido total de metales del suelo de la mina les Masies con respecto a los parámetros convencionales.

Metal suelo	Ecuación de regresión lineal múltiple	r <sup>2</sup>	p
As	135 - 22,4 pH + 0,98 CO <sub>1</sub> - 19,8 CE + 2,81 arcilla	0,365	0,698
Ba	1012 - 89,1 pH - 18,1 CO <sub>1</sub> + 8 CE + 6,0 arcilla	0,582	0,378
Co	- 20,7 + 5,00 pH + 0,018 CO <sub>1</sub> + 5,3 CE + 1,20 arcilla	0,194	0,902
Cr	1159 - 153 pH - 20,0 CO <sub>1</sub> - 10 CE + 3,7 arcilla	0,563	0,406
Cu	- 1 + 53 pH - 13,0 CO <sub>1</sub> - 41 CE + 4,1 arcilla	0,239	0,856
Fe	513991 - 57052 pH - 6247 CO <sub>1</sub> - 24386 CE - 1244 arcilla	0,363	0,700
Mn	627 - 106 pH + 65,1 CO <sub>1</sub> - 139 CE + 36,6 arcilla	0,741	0,167
Ni	14 + 2,7 pH - 1,26 CO <sub>1</sub> + 7,1 CE + 2,32 arcilla	0,145	0,943
Sr	355 - 40,0 pH - 1,35 CO <sub>1</sub> - 27,2 CE - 0,38 arcilla	0,706	0,209
Mg	8836 - 559 pH + 61 CO <sub>1</sub> + 237 CE + 64 arcilla	0,193	0,903
Al	20283 + 4175 pH - 910 CO <sub>1</sub> + 1389 CE + 1461 arcilla	0,658	0,271
Li	81,3 - 8,18 pH - 1,58 CO <sub>1</sub> + 7,23 CE + 1,89 arcilla	0,804	0,101
V	3477 - 455 pH - 49,0 CO <sub>1</sub> - 71 CE - 2,5 arcilla	0,591	0,365
Pb	426 - 24,7 pH - 0,78 CO <sub>1</sub> - 105 CE - 6,73 arcilla	0,880	0,040
Zn	- 200 + 4 pH + 12,5 CO <sub>1</sub> + 34 CE + 34,3 arcilla	0,326	0,750

## PLANTAS

Tabla 47.

Metales pesados en plantas crecidas alrededor de la mina Les Masies (n=3)

	Zona	planta	Al	As	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mn	Mg	Ni	Pb	V	Zn
<i>Polypodium vulgare</i>	pb1	raíz	781	2,4	1,9	nd	2,1	6,2	2846	2,5	28	0,6	nd	nd	5,3	9,3
		p/a	123	nd	7,0	nd	5,9	9,1	369	29	45	2,9	nd	nd	nd	25
<i>Polypodium vulgare</i>	pb1	raíz	894	nd	5,4	nd	6,4	17	2495	11	56	2,3	nd	nd	0,3	66
		p/a	79	nd	8,7	nd	nd	10	197	18	45	3,3	nd	nd	nd	37
<i>Polypodium vulgare</i>	pb1	raíz	1157	2,5	4,1	nd	3,0	9,4	4533	7,0	48	1,4	nd	nd	7,4	27
		p/a	514	nd	7,9	nd	7,5	14	1185	26	61	3,1	nd	nd	1,0	45
<i>Carex sp</i>	pb1	raíz	5348	4,6	9,5	nd	26	45	17373	3,7	407	2,2	nd	nd	34	95
		p/a	6293	182	397	nd	109	671	31737	1381	1754	249	nd	nd	nd	322
<i>Carex sp</i>	pb1	raíz	95	nd	5,4	nd	26	44	424	5,6	88	1,6	nd	nd	2,8	99
		p/a	183	nd	2,2	0,83	7,9	6,7	411	31	108	0,7	17,1	nd	nd	41
<i>Cistus salvifolius</i>	pb1	raíz	467	0,9	11	nd	6,8	14	1050	5,4	125	1,4	nd	nd	2,6	81
		p/a	3305	3,4	16	nd	4,5	25	7852	18	152	6,7	nd	nd	12	220
<i>Asplenium adiantum nigrum</i>	pb2	raíz	264	nd	4,4	nd	4,4	12	287	20	26	2,1	nd	nd	nd	32
		p/a	310	0,0	4,7	nd	1,5	4,1	169	13	19	2,4	nd	nd	nd	47
<i>Asplenium adiantum-nigrum</i>	pb2	raíz	830	nd	12	nd	4,0	19	1977	9,2	57	2,9	nd	nd	2,0	62
		p/a	197	1,6	2,1	nd	0,5	7,3	265	7,8	6,4	0,5	nd	nd	1,0	14
<i>Polypodium vulgare</i>	pb2	raíz	192	1,5	1,1	nd	1,0	5,9	302	1,9	13	0,4	nd	nd	0,5	17
		p/a	173	nd	1,6	nd	0,2	3,6	348	2,2	13	0,4	nd	nd	0,2	7,7
<i>Polypodium vulgare</i>	pb2	raíz	621	1,4	1,3	nd	2,1	12	1391	2,7	26	0,6	nd	nd	2,3	32
		p/a	34	1,8	1,4	nd	1,6	3,2	70	6,9	14	0,7	nd	nd	nd	14

Tabla 47. cont.

	Zona	planta	Al	As	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mn	Mg	Ni	Pb	V	Zn
<i>Polypodium vulgare</i>	pb2	raíz	697	nd	7,4	0,7	nd	17	1068	5,2	146	1,5	12	1,7	nd	138
		p/a	314	nd	3,4	0,4	nd	4,2	140	16	70	2,3	6,1	nd	nd	14
<i>Polypodium vulgare</i>	pb2	raíz	163	nd	10	nd	2,3	12	492	41	92	4,5	nd	nd	nd	61
		p/a	30	nd	0,5	nd	0,8	4,2	143	0,6	10	0,2	nd	nd	0,10	13
<i>Viburnum tinus</i>	pb2	raíz	778	nd	11	0,6	nd	14	1600	4,4	47	1,6	12	0,3	nd	89
		p/a	92	0,7	3,9	nd	0,3	3,6	143	4,9	27	1,5	nd	nd	1,36	58
<i>Viburnum tinus</i>	pb3	raíz	957	nd	4,2	1,1	nd	14	1059	6,0	77	1,8	17	nd	nd	208
		p/a	148	nd	7,5	0,3	nd	4,2	220	14	61	2,5	4,9	nd	nd	47
<i>Asparagus acutifolius</i>	pb3	raíz	248	nd	2,1	0,5	1,7	5,6	291	8,5	16	0,7	5,6	1,0	nd	24
		p/a	157	nd	2,6	0,2	nd	4,6	369	10	26	1,2	8,3	nd	nd	56
<i>Polypodium vulgare</i>	pb3	raíz	314	nd	4,2	0,4	nd	11	424	8,8	17	1,4	6,1	nd	nd	105
		p/a	28	nd	2,7	0,4	nd	4,5	129	15	16	1,7	4,6	nd	nd	20
<i>Polypodium vulgare</i>	pb3	raíz	2111	nd	8,0	0,6	nd	17	3567	12	59	2,3	12	4,0	nd	82
		p/a	32	nd	3,0	0,3	nd	5,6	290	25	18	2,9	5,4	0,1	nd	56
<i>Polypodium vulgare</i>	pb3	raíz	4061	nd	6,8	0,5	3,8	24	6824	8,4	110	2,2	14	6,9	nd	86
		p/a	180	nd	4,9	0,2	nd	5,9	383	34	35	3,9	7,6	0,5	nd	31
<i>Rubia peregrina</i>	pb3	raíz	905	nd	8,0	5,7	nd	45	2665	15	104	2,2	68	nd	nd	39
		p/a	259	nd	18	0,4	4,2	5,0	461	18	46	1,9	11	nd	nd	65
<i>Ruscus aculeatus</i>	pb3	raíz	339	nd	6,1	0,3	nd	6,6	395	12	14	0,8	4,0	nd	nd	43
		p/a	236	nd	7,0	0,1	2,6	3,2	375	21	58	1,2	5,1	nd	nd	71
<i>Hieracium sp</i>	pb3	raíz	394	nd	6,6	1,7	nd	10	605	24	33	1,5	12	nd	nd	49
		p/a	379	nd	11	0,7	10	21	669	39	60	3,5	25	2,0	nd	173
<i>Genista cf triflora</i>	pb4	raíz	218	nd	1,5	0,8	nd	12	451	7,1	23	1,9	30	nd	nd	220
		p/a	55	nd	5,6	0,6	nd	15	242	14	135	2,2	11	nd	nd	46

Tabla 47. cont.

	Zona	planta	Al	As	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mn	Mg	Ni	Pb	V	Zn
Ruscus aculeatus	pb4	raíz	319	nd	6,2	0,4	nd	7,0	499	12	21	0,9	5,8	nd	nd	16
		p/a	63	nd	7,7	0,2	nd	2,6	126	14	125	2,2	8,0	nd	nd	101
Ruscus aculeatus	pb4	raíz	393	nd	11	0,6	nd	11	483	20	21	0,9	21,5	nd	nd	44
		p/a	150	nd	11	0,4	0,5	3,4	166	20	63	2,8	10,3	1,96	nd	131
Viburnum tinus	pb4	raíz	374	nd	5,6	0,4	nd	8,8	433	2,8	41	1,3	7,3	0,26	nd	48
		p/a	169	nd	13	0,2	2,5	4,7	193	6,8	98	3,2	7,2	nd	nd	136
Ruscus aculeatus	pb5	raíz	558	nd	10	0,2	nd	6,7	850	13	14	1,0	4,3	0,25	nd	34
		p/a	27	nd	3,2	0,03	nd	2,8	66	17	23	1,6	2,7	nd	nd	32
Ruscus aculeatus	pb5	raíz	867	nd	10	0,4	nd	9,8	1366	14	21	1,2	8,5	1,05	nd	31
		p/a	152	nd	16	0,1	nd	3,5	198	20	88	2,4	6,8	nd	nd	31
Ruscus aculeatus	pb5	raíz	694	nd	12	0,4	1,5	13	1103	15	20	1,3	6,3	1,24	nd	36
		p/a	114	nd	10	0,1	nd	2,3	162	19	45	2,6	3,8	nd	nd	36
Ruscus aculeatus	pb5	raíz	129	nd	8,9	0,3	nd	3,3	271	11	5	0,9	4,2	nd	nd	10
		p/a	158	nd	12	0,2	nd	2,3	239	20	39	1,7	5,2	nd	nd	35
<i>Dactylis glomerata</i>	pb6	raíz	169	nd	3,5	0,3	nd	11	383	7,8	32	0,7	28,3	nd	nd	167
		p/a	46	nd	6,1	0,2	nd	8,0	122	38	77	2,4	13,9	nd	nd	33
<i>Ruscus aculeatus</i>	pb6	raíz	25	nd	4,4	0,3	nd	3,9	96	14	19	0,8	5,1	nd	nd	16
		p/a	72	nd	4,5	0,6	nd	3,5	223	18	53	1,9	10,5	nd	nd	17
Rubia peregrina	pb6	raíz	nd	nd	13	0,5	nd	6,5	186	24	48	2,0	14,0	nd	nd	11
		p/a	33	nd	19	0,1	nd	5,3	118	22	37	2,1	15,0	4,99	nd	23
<i>Asparagus acutifolius</i>	pb7	raíz	179	1,1	1,4	nd	1,7	3,5	257	5,0	7,4	0,4	nd	nd	0,73	6,3
		p/a	243	nd	76	nd	40	80	1384	360	910	17	nd	nd	nd	326,5
<i>Polypodium vulgare</i>	pb7	raíz	901	nd	7,0	nd	9,2	20	2048	12	33	2,4	nd	nd	4,25	61,6
		p/a	20	nd	1,4	nd	0,1	1,1	83	1,8	1,2	0,2	nd	nd	nd	8,4

Tabla 47. cont.

	Zona	planta	Al	As	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mn	Mg	Ni	Pb	V	Zn
<i>Polypodium vulgare</i>	pb7	raíz	31	1,4	1,4	nd	1,72	2,87	69	8,4	5,9	0,78	nd	nd	nd	7,4
		p/a	155	nd	4,5	nd	7,56	12,16	627	32,6	26,3	2,70	nd	nd	nd	28,5
<i>Polypodium vulgare</i>	pb7	raíz	729	nd	7,2	nd	21,02	28,69	1200	16,3	26,1	2,40	nd	nd	0,61	56,9
		p/a	nd	nd	29,8	nd	nd	32,16	6952	4,3	21,5	0,35	nd	nd	1,37	136,3
<i>Polypodium vulgare</i>	pb7	raíz	1347	nd	6,1	nd	2,63	13,97	2679	8,2	38,0	1,98	nd	nd	5,62	40,6
		p/a	37	1,1	1,6	nd	nd	2,15	82	6,2	3,1	0,83	nd	nd	nd	5,5
<i>Dactylis glomerata</i>	pb7	raíz	505	nd	3,5	nd	12,18	16,53	925	6,7	14,3	0,97	nd	nd	nd	64,6
		p/a	32	1,3	1,0	nd	0,85	4,98	62	9,9	13,9	0,47	nd	nd	nd	14,8
Viburnum tinus	pb8	raíz	269	nd	3,3	0,276	nd	11,97	1050,0	5,4	14	1,38	11,5	nd	nd	130
		p/a	50	nd	7,0	0,448	nd	2,92	102,5	9,8	49	2,27	9,0	nd	nd	33
<i>Umbilicus rupestris</i>	pb8	raíz	1909	nd	11,6	0,664	nd	21,26	5216,3	7,6	108,0	2,75	36,2	7,79	nd	99
		p/a	317	nd	39,9	1,131	nd	10,96	2733,9	35,0	86,0	5,26	53,1	1,96	nd	47
<i>Polypodium vulgare</i>	pb8	raíz	776	nd	5,5	0,442	5,59	11,29	2924,4	10,6	45,0	2,38	12,4	nd	nd	28
		p/a	22	nd	4,6	0,676	nd	5,60	85,0	25,0	34,0	2,78	20,0	nd	nd	16
<i>Dactylis glomerata</i>	pb8	raíz	65	nd	3,7	1,573	nd	10,22	265,0	4,6	15,0	0,66	38,5	nd	nd	2
		p/a	386	nd	6,7	0,597	nd	7,70	805,7	17,7	117,0	2,03	8,9	nd	nd	33
<i>Hedera helix</i>	pb8	raíz	120	nd	16,9	0,418	nd	6,09	367,1	7,2	65	1,98	7,5	nd	nd	48
		p/a	155	nd	28,6	0,196	nd	3,45	228,0	10,8	245,0	2,12	9,5	nd	nd	125
<i>Cistus salvifolius</i>	pb9	raíz	329	nd	1,8	0,349	nd	8,24	846,9	2,8	22	0,65	13,3	nd	nd	29
		p/a	650	nd	10,8	0,420	3,00	22,89	1317,3	9,6	71	3,32	12,1	0,59	nd	166
<i>Cistus salvifolius</i>	pb9	raíz	461	nd	3,1	0,675	nd	10,38	1082,4	2,5	38,0	0,84	18,0	0,85	nd	87
		p/a	377	nd	10,5	0,334	nd	14,50	578,1	9,1	73,0	2,53	10,0	0,03	nd	136

Tabla 48.  
ANOVA *Polypodium vulgare*

Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra

	Al	Fe	Mn	Zn	Cu
N	42	42	42	42	42
Parámetros normales(a,b) media	1071	2924	77	88	22
Z de Kolmogorov-Smirnov	1,053	1,054	1,056	1,410	1,220
Sig. asintót. (bilateral)	0,218	0,217	0,215	0,037	0,102

a La distribución de contraste es la Normal.  
b Se han calculado a partir de los datos.

ANOVA

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Al	Inter-grupos	18040261	3	6013420	7,5	0,000
	Intra-grupos	30447189	38	801242		
	Total	48487449	41			
Fe	Inter-grupos	64327245	3	21442415	4,4	0,010
	Intra-grupos	185570298	38	4883429		
	Total	249897543	41			
Cu	Inter-grupos	982	3	327	1,6	0,208
	Intra-grupos	7830	38	206		
	Total	8812	41			
Mn	Inter-grupos	24824	3	8275	3,3	0,032
	Intra-grupos	96671	38	2544		
	Total	121495	41			
ZnLN	Inter-grupos	2,872	3	0,957	2,6	0,067
	Intra-grupos	14,057	38	0,370		
	Total	16,928	41			

### Prueba de significación de Tukey para Al

sitio	N	Significación $\alpha=0,05$	
		a	b
3	9	2242	
1	9		1183
7	12		623
2	12		556

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

### Prueba de significación de Tukey para Fe

sitio	N	Significación $\alpha=0,05$	
		a	b
1	9	3875	
3	9	3872	
7	12	3435	
2	12		988

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

### Prueba de significación de Tukey para Mn

sitio	N	Significación $\alpha=0,05$	
		a	b
	1		
7	12	38,6	
3	9	84,9	
1	9	93,5	
2	12	95,6	

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

Tabla 49.  
ANOVA *Ruscus aculeatus*

Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra

	Fe	Mn	Zn	Cu	Al
N	21	21	21	21	21
Parámetros normales(a,b) Media	900	80	93	11	600
Z de Kolmogorov-Smirnov	0,766	0,549	0,803	0,608	0,637
Sig. asintót. (bilateral)	0,600	0,924	0,540	0,854	0,812

a La distribución de contraste es la Normal.  
b Se han calculado a partir de los datos.

ANOVA

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Fe	Inter-grupos	787262,621	2	393631,310	3,322	0,059
	Intra-grupos	2132654,458	18	118480,803		
	Total	2919917,078	20			
Mn	Inter-grupos	10861,205	2	5430,603	5,623	0,013
	Intra-grupos	17384,138	18	965,785		
	Total	28245,343	20			
Zn	Inter-grupos	29982,125	2	14991,063	10,028	0,001
	Intra-grupos	26907,418	18	1494,857		
	Total	56889,543	20			
Cu	Inter-grupos	11,546	2	5,773	,247	0,784
	Intra-grupos	421,500	18	23,417		
	Total	433,046	20			
Al	Inter-grupos	182236,841	2	91118,420	1,002	0,387
	Intra-grupos	1637461,085	18	90970,060		
	Total	1819697,926	20			

### Prueba de significación de Tukey para Mn

sitio	N	Significación $\alpha=0,05$	
		a	b
4	6	115	
3	3	72	72
5	12		64

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

### Prueba de significación de Tukey para Zn

sitio	N	Significación $\alpha=0,05$	
		a	b
4	6	146	
3	3	114	114
5	12		62

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 50.**  
ANOVA *Viburnum tinus*

**Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra**

		Fe	Mn	Zn	Cu	Al
N		12	12	12	12	12
Parámetros normales(a,b)	Media	1325	103	187	16	709
Z de Kolmogorov-Smirnov		0,748	0,618	0,855	0,458	,367
Sig. asintót. (bilateral)		0,631	0,839	0,457	0,985	,999

a La distribución de contraste es la Normal.  
b Se han calculado a partir de los datos.

**ANOVA**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Al	Inter-grupos	1089522,0	3	363174,0	5,9	0,020
	Intra-grupos	489248,0	8	61156,0		
	Total	1578770,0	11			
Cu	Inter-grupos	38,6	3	12,9	0,2	0,875
	Intra-grupos	452,7	8	56,6		
	Total	491,3	11			
Fe	Inter-grupos	2693345,9	3	897782,1	15,3	0,001
	Intra-grupos	470947,8	8	58868,5		
	Total	3164293,7	11			
Mn	Inter-grupos	15063,2	3	5021,1	15,5	0,001
	Intra-grupos	2595,5	8	324,4		
	Total	17658,7	11			
Zn	Inter-grupos	20426,3	3	6808,8	0,6	0,607
	Intra-grupos	84404,0	8	10550,5		
	Total	104830,3	11			

**Fe**  
Tukey B

sitio	N	Significación $\alpha=0,05$	
		a	b
2	3	1742,87	
3	3	1779,17	
4	3		627,00
8	3		1152,67

**Mn**

sitio	N	Significación $\alpha=0,05$	
		2	1
3	3	138,3333	
4	3	139,0000	
8	3		62,6667
2	3		73,8333

**Al**

sitio	N	Significación $\alpha=0,05$	
		b	1
3	3		1105
2	3	870	870
4	3	543	543
8	3	318	

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

Tabla 51.  
ANOVA *Rubia peregri*

Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra

	Fe	Mn	Zn	Cu	Al
N	6	6	6	6	6
Parámetros normales(a,b) Media	1715	118	69	31	599
Z de Kolmogorov-Smirnov	0,751	0,632	0,587	0,623	0,748
Sig. asintót. (bilateral)	0,626	0,819	0,881	0,832	0,631

a La distribución de contraste es la Normal.  
b Se han calculado a partir de los datos.

ANOVA \*

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Fe	Inter-grupos	11945243,8	1	11945243,8	62,0	0,001
	Intra-grupos	770374,9	4	192593,7		
	Total	12715618,7	5			
Mn	Inter-grupos	6337,5	1	6337,5	85,1	0,001
	Intra-grupos	298,0	4	74,5		
	Total	6635,5	5			
Zn	Inter-grupos	7434,2	1	7434,2	7,4	0,053
	Intra-grupos	4000,0	4	1000,0		
	Total	11434,2	5			
Cu	Inter-grupos	2166,0	1	2166,0	32,0	0,005
	Intra-grupos	270,9	4	67,7		
	Total	2436,9	5			
Al	Inter-grupos	1920098,9	1	1920098,9	42,4	0,003
	Intra-grupos	181330,0	4	45332,5		
	Total	2101428,9	5			

\* No se han realizado la prueba de Tukey porque hay menos de 3 grupos

**Tabla 52.**  
ANOVA *Dactylis glomerata*

**Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra**

	Fe	Mn	Zn	Cu	Al
N	9	9	9	9	9
Parámetros normales(a,b) Media	854	90	105	19	401
Z de Kolmogorov-Smirnov	0,642	0,633	0,758	0,427	0,473
Sig. asintót. (bilateral)	0,804	0,818	0,613	0,993	0,979

a La distribución de contraste es la Normal.

b Se han calculado a partir de los datos.

**ANOVA**

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Fe	Inter-grupos	561400,2	2	280700	19,5	0,002
	Intra-grupos	86204,7	6	14367		
	Total	647604,9	8			
Mn	Inter-grupos	17706,9	2	8853	16,3	0,004
	Intra-grupos	3253,3	6	542		
	Total	20960,2	8			
Zn	Inter-grupos	44516,2	2	22258	35,8	0,000
	Intra-grupos	3730,7	6	622		
	Total	48246,9	8			
Cu	Inter-grupos	22,9	2	11	0,4	0,686
	Intra-grupos	171,3	6	29		
	Total	194,2	8			
Al	Inter-grupos	166776,0	2	83388	6,0	0,037
	Intra-grupos	83842,0	6	13974		
	Total	250618,0	8			

**Prueba de significación de Tukey para Mn**

sitio	N	Significación $\alpha=0,05$	
		a	b
8	3	132	
6	3	108	
7	3		28

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Prueba de significación de Tukey para Zn**

sitio	N	Significación $\alpha=0,05$	
		a	b
6	3	201	
7	3		79
8	3		35

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Prueba de significación de Tukey para Al**

sitio	N	Significación $\alpha=0,05$	
		a	b
7	3	537	
8	3	451	451
6	3		215

\*Letras iguales no difieren estadísticamente  $p<0,05$

**Tabla 53.**  
ANOVA *Cistus salvifolius*

**Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra**

	Fe	Mn	Zn	Cu	Al
N	9	9	9	9	9
Parámetros normales(a,b) Media	4242	160	239	32	1863
Z de Kolmogorov-Smirnov	1,155	0,863	0,375	0,420	1,088
Sig. asintót. (bilateral)	0,139	0,445	0,999	0,995	0,187

a La distribución de contraste es la Normal.

b Se han calculado a partir de los datos.

**ANOVA\***

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	Sig.
Fe	Inter-grupos	97724860	1	97724860	216,1	0,000
	Intra-grupos	3165622	7	452232		
	Total	100890481	8			
Mn	Inter-grupos	61250	1	61250	16,1	0,005
	Intra-grupos	26674	7	3811		
	Total	87924	8			
Zn	Inter-grupos	17298	1	17298	4,1	0,081
	Intra-grupos	29274	7	4182		
	Total	46572	8			
Cu	Inter-grupos	242	1	242	1,5	0,258
	Intra-grupos	1116	7			
	Total	1358	8			
Al	Inter-grupos	16393538	1	16393538	445,6	0,000
	Intra-grupos	257516	7	36788		
	Total	16651054	8			

\* No se han realizado la prueba de Tukey porque hay menos de 3 grupos