



**Estudio de la contaminación por metales (Pb, Cd, Zn) en el área  
urbana de Torreón, Coahuila influenciada por la industria  
metalúrgica**

**T E S I S**

**Que para obtener el grado de  
Maestro en Ciencias del Mar y Limnología  
(Química Acuática)**

Presenta:

**IBQ. CARLOS ILLICH MOYEDA SÁNCHEZ**

Director de tesis:

**DR. MARTÍN F. SOTO JIMÉNEZ**

Comité tutorial:

**DRA. SILVIA CASTILLO BLUM**

**DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA**

**DRA. LETICIA ROSALES HOZ**

**DR. JORGE R. RUELAS INZUNZA**

Mazatlán, Sinaloa, 2007



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Este trabajo se realizó en el Laboratorio de Isótopos Estables y el Laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera de la Unidad Académica Mazatlán del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, en colaboración con el W. M. Keck Isotope Laboratory y el Stable Isotope Mass Spectrometry Lab en el departamento de Ciencias Marinas de la Universidad de California en Santa Cruz EE.UU, con apoyo Institucional a través del Proyecto UCMEXUS – CONACYT 523276 “Assesing Water Lead Pollution in Torreón, Coahuila: A stable isotope ratio study”.

## **Agradecimientos**

Al Dr. Martín Federico Soto Jiménez, por la inolvidable enseñanza del verdadero significado del trabajo perseverante, por su paciencia, apoyo irrestricto y asesoría brindada para la realización de este trabajo. A los miembros del Comité Tutorial, Dra. Silvia Elena Castillo Blum y Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza, por las aportaciones oportunas que brindaron en el transcurso de esta investigación. También, a los miembros del Jurado, Dra. María Leticia Rosales Hoz y al Dr. Federico Páez Osuna, por la revisión, crítica propositiva y contribuciones a la redacción del presente documento.

A los Doctores Russel Flegal, Jugdeep Agrawaal, Rob Franks y a la M.C. Sharon Hibdon por la asesoría brindada en los laboratorios de la Universidad de California.

Al Quim. Humberto Bojórquez Leyva por la asesoría brindada en el trabajo de laboratorio en la Unidad Académica Mazatlán.

A Margarita Cordero y Natalia Medina Barba, por todo su apoyo en lo relacionado con los aspectos administrativos.

A María Clara Ramírez Jáuregui y Pedro Allende Rosales, por todas las facilidades brindadas en cuestión de literatura y material de apoyo.

Al Mat. Germán Ramírez Reséndiz y al Lic. Carlos Suárez Gutiérrez por las facilidades brindadas en aspectos relacionados con la informática.

A la Sra. Victoria Montes y al Ing. Alberto Castro por todo su apoyo en lo relativo a los aspectos geográficos.

A mi familia: A mi padre, Carlos Moyeda Garibay, a mi madre Carmen Sánchez Ibarra y mi hermana Carmen Gloria, quienes de múltiples formas, día a día, recibí su apoyo incondicional.

A mis compañeros del Posgrado, IBQ. Miguel Á. Sánchez Rodríguez, y a los Biólogos Eynar M. A. García Pagés, Georgina Quevedo y Alondra Martínez, además del M.C. Martín E. Jara Marini por dos años de buenos momentos y alegrías compartidas.

A la Lic. Maribel Lizárraga Salcido por su invaluable soporte emocional y apoyo total.

## INDICE GENERAL

	Página
INDICE DE FIGURAS	vii
INDICE DE TABLAS	xi
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	10
3. OBJETIVOS	12
3.1 Objetivo general	12
3.2 Objetivos específicos	12
4. ÁREA DE ESTUDIO	13
5. HIPÓTESIS	15
6. MÉTODOS	16
6.1. Sitios de muestreo	16
6.2. Preparación del material	17
6.3. Muestreo	18
6.4. Preparación y digestión de las muestras	20
6.5. Análisis fisicoquímicos	23
6.6. Análisis de metales	24
6.7. Análisis isotópico	25
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	28
7.1. Velocidad y dirección del viento	28
7.2. Concentración de metales en aerosoles	31
7.3. Propiedades fisicoquímicas y texturales de los suelos	38

7.4. Concentración de metales en los suelos	40
7.5. Concentración de metales en hojas de la planta <i>Solanum eleagnifolium</i>	56
7.5.1. Transferencia del suelo a las plantas	68
7.5.2. Regulación de metales por las plantas	75
7.6. Concentración de metales en heces fecales de perro	79
7.7. Concentración de metales en agua	86
7.8. Isótopos de Pb	91
8. CONCLUSIONES	100
9. REFERENCIAS	104
10. ANEXOS	137

## INDICE DE FIGURAS

	Página
Fig. 6.1. Localización geográfica de la zona de muestreo de suelos, planta <i>Solanum eleagnifolium</i> y heces fecales de perro en el área urbana de Torreón, Coahuila.	21
Fig. 7.1. Predominancia mensual de la dirección de los vientos y rachas sostenidas en la ciudad de Torreón, Coahuila.	30
Fig. 7.2. Concentraciones de Pb, Cd y Zn ( $\text{ng/m}^3$ ) en aerosoles de Torreón, Coahuila, analizados de diciembre de 2004 a marzo de 2006.	40
Fig. 7.3. Distribución textural en suelos de Torreón, Coahuila.	39
Fig. 7.4. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Pb en los suelos urbanos de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.	44
Fig. 7.5. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Cd en los suelos urbanos de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.	46
Fig. 7.6. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Zn en los suelos urbanos de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.	47
Fig. 7.7. Distribución de Pb en los suelos urbanos de Torreón, Coahuila.	49
Fig. 7.8. Distribución de Cd en los suelos urbanos de Torreón, Coahuila.	50

Fig. 7.9. Distribución de Zn en los suelos urbanos de Torreón, Coahuila.	51
Fig. 7.10. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Pb en las hojas de <i>Solanum eleagnifolium</i> del área urbana de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.	57
Fig. 7.11. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Cd en las hojas de <i>Solanum eleagnifolium</i> del área urbana de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.	59
Fig. 7.12. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Zn en las hojas de <i>Solanum eleagnifolium</i> del área urbana de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.	61
Fig. 7.13. Distribución de Pb en las hojas de <i>Solanum eleagnifolium</i> de Torreón, Coahuila.	64
Fig. 7.14. Distribución de Cd en las hojas de <i>Solanum eleagnifolium</i> de Torreón, Coahuila.	65
Fig. 7.15. Distribución de Zn en las hojas de <i>Solanum eleagnifolium</i> de Torreón, Coahuila.	66
Fig. 7.16. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Pb, Cd y Zn en las hojas de <i>Solanum eleagnifolium</i> del área rural de la Comarca Lagunera	67
Fig. 7.17. Concentración de Pb en <i>Solanum eleagnifolium</i> con respecto a la concentración de Pb en el suelo de la planta.	69
Fig. 7.18. Concentración de Cd en <i>Solanum eleagnifolium</i> con respecto a la concentración de Cd en el suelo de la planta.	70

Fig. 7.19. Concentración de Zn en <i>Solanum eleagnifolium</i> con respecto a la concentración de Zn en el suelo de la planta.	71
Fig. 7.20 Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Pb en las heces fecales de perros del área urbana de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.	81
Fig. 7.21. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Cd en las heces fecales de perros del área urbana de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.	82
Fig. 7.22. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Zn en las heces fecales de perros del área urbana de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.	83
Fig. 7.23. Concentración de Pb ( $\mu\text{g/L}$ ) en el agua de pozos de extracción en el área urbana de Torreón, Coahuila.	88
Fig. 7.24. Concentración de Cd ( $\mu\text{g/L}$ ) en el agua de pozos de extracción en el área urbana de Torreón, Coahuila.	89
Fig. 7.25. Concentración de Zn ( $\mu\text{g/L}$ ) en el agua de pozos de extracción en el área urbana de Torreón, Coahuila.	90
Fig. 7.26. Relaciones isotópicas de Pb ( $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ , $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ , $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ , $^{204}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ) en los minerales extraídos de las minas procesadas por Met-Mex.	92
Fig. 7.27. Relaciones isotópicas de $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ con respecto al $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ que poseen los minerales extraídos de las minas en México	93
Fig. 7.28. Relaciones isotópicas de $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ con respecto al $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	94

$^{207}\text{Pb}$  que poseen los minerales en las minas de México, los minerales extraídos en las minas procesadas por la industria metalúrgica Met-Mex y los aerosoles analizados.

Fig. 7.29. Relaciones isotópicas de  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  con respecto al  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  95

$^{207}\text{Pb}$  que poseen los minerales en las minas en México, los minerales extraídos en las minas procesadas por Met-Mex y las muestras de agua analizadas

Fig. 7.30. Relaciones isotópicas de  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  con respecto al  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  96

$^{207}\text{Pb}$  que poseen las minas en México, las minas procesadas por la industria metalúrgica Met-Mex y las muestras biológicas analizadas (3 de *Solanum eleagnifolium* y una de heces de perro)..

Fig. 7.31. Relaciones isotópicas de  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  con respecto al  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  97

$^{207}\text{Pb}$  que poseen las minas en México, las minas procesadas por la industria metalúrgica Met-Mex y las muestras de suelos analizadas por Sánchez-Rodríguez (2007).

## INDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 6.1. Localización geográfica de los pozos de extracción analizados en la Comarca Lagunera	22
Tabla 6.2. Comparación de concentraciones de metales pesados de muestra de sedimento certificado IAEA-356 (IAEA, 1994) con los obtenidos en el laboratorio.	26
Tabla 7.1. Condiciones climáticas prevalecientes durante el muestreo en Torreón, Coahuila	29
Tabla 7.2. Estadística descriptiva de las concentraciones (ng/m <sup>3</sup> ) de Pb, Cd y Zn en aerosoles de Torreón, Coahuila.	32
Tabla 7.3. Análisis de correlación para los resultados de las concentraciones de Pb, Cd y Zn en aerosoles en Torreón, Coahuila.	34
Tabla 7.4. Concentraciones de Pb, Cd y Zn en aerosoles de otros estudios ambientales	35
Tabla 7.5. Análisis granulométrico, contenido orgánico y carbonatos de los suelos analizados en el área urbana de Torreón.	38
Tabla 7.6. Estadística descriptiva de las concentraciones (μg/g) de Pb, Cd y Zn en muestras de suelo del área urbana de Torreón, Coahuila.	41
Tabla 7.7. Análisis de correlación múltiple con los datos de contenido de carbono orgánico, granulometría, concentraciones (μg/g) de Al, Cd, Pb, Zn y la distancia de la estación de colecta en	42

los suelos del área urbana de Torreón, Coahuila.

Tabla 7.8 Recomendaciones y estándares de niveles de Pb en 52  
suelos el mundo.

Tabla 7.9. Concentraciones de Pb y Cd en suelos de otros estudios 55  
ambientales realizados en el área de estudio.

Tabla 7.10. Estadística descriptiva de la concentración de Pb, Cd y 57  
Zn en las hojas de *Solanum eleagnifolium* en el área urbana de  
Torreón, Coahuila

Tabla 7.11. Análisis de correlación para los resultados de 63  
concentración de Pb, Cd y Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) en hojas de *Solanum*  
*eleagnifolium* del área urbana de Torreón, Coahuila.

Tabla 7.12. Estadística descriptiva de la concentración de Pb, Cd y 68  
Zn en las hojas de *Solanum eleagnifolium* en el área rural de  
Torreón, Coahuila.

Tabla 7.13. Coeficientes de transferencia (CT) de los suelos de 73  
Torreón Coahuila, a las plantas *Solanum eleagnifolium*

Tabla 7.14. Proporciones entre metales en hojas de plantas 77  
*Solanum eleagnifolium* del área urbana y rural de Torreón, Coahuila.

Tabla 7.15. Comparativo de las proporciones de Pb y Cd con 78  
respecto al mineral esencial (Zn) en las hojas de *Solanum*  
*eleagnifolium*, entre la zona expuesta y la zona rural de Torreón,  
Coahuila.

Tabla 7.16. Estadística descriptiva de la concentración de Pb, Cd y 80

Zn en heces de perros en el área urbana de Torreón, Coahuila.

Tabla 7.17. Análisis de correlación con los datos de concentración (µg/g) de Pb, Cd y Zn en heces fecales del área urbana de Torreón, Coahuila. 82

Tabla 7.18. Estadística descriptiva de la concentración de Pb, Cd y Zn en el agua de pozos de extracción del área urbana de Torreón, Coahuila. 87

Tabla 7.19. Análisis de correlación múltiple entre las concentraciones de Pb, Cd y Zn de las muestras de agua analizadas en el área urbana de Torreón, Coahuila. 91

## Resumen

Se analizaron las concentraciones de Cd, Pb y Zn por espectrometría de absorción atómica (AAS) y la composición isotópica de Pb por espectrometría de masas con plasma inductivamente acoplado (MC-ICP-MS) en cinco indicadores ambientales (suelos, heces de perro, hojas de planta *Solanum eleagnifolium*, agua y aerosoles) de una red de 37 estaciones de muestreo localizadas aleatoriamente en un área de 99 km<sup>2</sup> de la ciudad de Torreón, Coahuila. Los cocientes de los isótopos de plomo se encuentran dentro de rangos muy estrechos, (1.1862 – 1.2037 para <sup>206</sup>Pb/<sup>207</sup>Pb y 2.4521 – 2.4704 para <sup>208</sup>Pb/<sup>207</sup>Pb), lo que sugiere que las concentraciones de metales en los indicadores se encuentran asociados a la misma fuente, la industria metalúrgica (1.197 para <sup>206</sup>Pb/<sup>207</sup>Pb y 2.459 para <sup>208</sup>Pb/<sup>207</sup>Pb en promedio). Las concentraciones en aerosoles varían entre 16.4 y 394 ng/m<sup>3</sup> en Pb, 0.73 y 12.59 ng/m<sup>3</sup> en Cd y 30.48 y 242.3 ng/m<sup>3</sup> en Zn. Por su parte, los niveles de metales en el agua variaron de 2.3 a 7.49 µg/L en Pb; de 0.005 a 0.896 µg/L en Cd y 12.18 – 56.79 µg/L en Zn. El suelo, las plantas y las heces, mostraron los siguientes rangos de concentraciones: 15 – 20,198, 2.01 – 268.3 y 1.8 – 229.8 µg/g de Pb; 3.05 – 44.3, 0.33 – 54.24 y 0.62 - 57.15 µg/g de Cd; 91.92 – 7,961, 0.33 – 54.24 y 7.87 – 430.1 µg/g de Zn, respectivamente. De lo anterior se concluye que pese a las acciones de remediación realizadas en Torreón, Coahuila, esta ciudad puede considerarse aún como un sitio adversamente impactado por la industria metalúrgica.

## Abstract

Concentrations of Cd, Pb and Zn using Atomic Absorption Spectrometry (AAS) and Pb isotopic composition through Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) were analyzed from five indicators (aerosols, water, soils, dogs faeces, and leaves of *Solanum eleagnifolium*,) in 37 sampling stations located randomly in an area of 99 km<sup>2</sup> in the city of Torreon, Coahuila. Results showed that lead isotope ratios in the samples fell within a very narrow range (1.1862 – 1.2037 for <sup>206</sup>Pb/<sup>207</sup>Pb and 2.4521 – 2.4704 for <sup>208</sup>Pb/<sup>207</sup>Pb), which suggests that concentrations in all indicators are associated to the same source: the smelting industry (Average of 1.197 for <sup>206</sup>Pb/<sup>207</sup>Pb and 2.459 for <sup>208</sup>Pb/<sup>207</sup>Pb). Aerosols concentrations ranged between 16.40 and 394 ngm<sup>-3</sup> of Pb; 0.73 and 12.59 ng/m<sup>3</sup> of Cd, and 30.18 and 242.3 ng/m<sup>3</sup> of Zn. On the other hand, metal levels in water varied from 2.3 to 7.49 µg/L of Pb; 0.005 to 0.0896 µg/L of Cd and 12.18 to 56.79 µg/L of Zn. Soil, plants and faeces showed the following concentrations: 15 – 20,198, 2.01 – 268.3 and 1.8 – 229.8 µg/g Pb; 3.05 – 44.3, 0.33 – 54.24 and 0.62 - 57.15 µg/g Cd; 91.92 – 7,961, 0.33 – 54.24 and 7.87 – 430.1 µg/g Zn, respectively. We concluded that Torreon still remains as an adversely impacted city by smelting industry.

# 1. INTRODUCCIÓN

## **Toxicidad de los metales**

Los metales son elementos químicos caracterizados por poseer alta conductividad térmica y eléctrica, maleabilidad, ductibilidad, alta reflexión de la luz y que además poseen una densidad mayor a  $5 \text{ g/cm}^3$  (Dock y Vahter, 1999).

Desde el punto de vista biológico, los metales pesados pueden ser clasificados como esenciales y no esenciales. Las características para ser considerado un metal esencial son (Simkiss y Mason, 1983): (a) estar presente en todos los tejidos, (b) mantener una concentración constante, (c) ser capaz de producir anomalías fisiológicas si se le excluye del organismo y (d) ser capaz de remediar estas anomalías si son reincorporados al cuerpo.

Entre los metales esenciales se encuentra el cromo, cobalto, cobre, hierro, manganeso, níquel, vanadio y zinc. Por otra parte, entre los metales no esenciales se encuentran la plata, cadmio, mercurio, arsénico y plomo (Rainbow, 1993). Estos metales no tienen ninguna función biológica conocida por lo que son considerados tóxicos a cualquier concentración en los seres vivos. Sin embargo, aun los metales esenciales son potencialmente tóxicos para los organismos cuando sobrepasan los niveles máximos permitidos.

Los metales son probablemente la sustancia tóxica más conocida desde la antigüedad (Chang y Cockerham, 1994). Por ejemplo, el plomo y la plata fueron usados desde hace más de 2000 años (Nriagu, 1991). Sin embargo, a diferencia de otros contaminantes, los metales pesados expulsados al ambiente no son biodegradables, sino que persisten en el mismo. Estos se pueden acumular progresivamente en el agua, suelos, sedimentos o en organismos a niveles muy

por encima de los naturales (Millward y Turner, 1994). Las concentraciones elevadas de los metales en el ambiente pueden representar riesgos de salud para los ecosistemas y para el ser humano (Bryan y Langston, 1992). Esto ha provocado que el estudio de metales sea uno de los principales objetivos en las investigaciones científicas de las áreas ambientales.

### **Fuentes de contaminación de metales**

Existen procesos naturales de liberación de metales (como el vulcanismo, el intemperismo, el transporte en ríos durante inundaciones) en los cuales los seres humanos no participan y por lo tanto no se pueden controlar. Sin embargo, las actividades humanas han ejercido un efecto considerable en la concentración y movilidad de los metales en los diversos compartimentos ambientales. Las actividades más representativas son (Rainbow, 1993):

- a) Productos químicos agrícolas y lodos residuales agrícolas e industriales (Masson *et al.*, 2006; Norra *et al.*, 2006; Dai *et al.*, 2007, Hernández *et al.*, 2007; Singh y Agrawal, 2007;).
- b) Generación de electricidad y otras actividades industriales (Aunela-Tapola *et al.*, 1998; Fernández *et al.*, 2002; Wang *et al.*, 2006; Querol *et al.*, 2007).
- c) Residuos domésticos. Uno de los problemas más serios de las sociedades modernas es como deshacerse de la basura. Las dos alternativas son enterrar o incinerar. El enterramiento puede contaminar las aguas subterráneas, mientras que la incineración puede contaminar la atmósfera al liberar algunos de los metales volátiles (Collet *et al.*, 1998; Feng *et al.*, 2000; Maddaloni *et al.*, 2005;

Feng *et al.*, 2007; Inanc *et al.*, 2007; McBean *et al.*, 2007; Reis *et al.*, 2007; Van Gerven *et al.*, 2007).

d) Actividades de minería y fundición. El proceso de minería implica: la extracción de las menas, el procesado preliminar, la evacuación de los residuos y transporte de los productos semiprosesados. Todas estas operaciones pueden producir una contaminación localizada de metales (Reimann, 2001).

e) Diversas industrias, tales como la de celulosa y papel, termoeléctricas, petroquímica, textil, cementera, automotriz, de fertilizantes (Förstner y Wittmann, 1981).

### **La industria metalúrgica**

No obstante del avance en la tecnología para reducir las emisiones industriales y de la introducción de leyes más estrictas sobre el cuidado del ambiente, las emisiones tóxicas de las industrias metalúrgicas siguen siendo la principal fuente de contaminación por metales alrededor del mundo (Esterman y Maynard, 1998; Van Alphen, 1999; Hilts, 2003; Morrison, 2003). Hace casi 20 años, Nriagu y Pacyna (1988) estimaron que la toxicidad de todos los metales liberados anualmente por las industrias refinadoras al ambiente, excede la toxicidad total combinada de todos los desechos orgánicos y radioactivos.

Esto es particularmente crítico en países en desarrollo donde el crecimiento económico se realiza a costa de agotar sus recursos naturales y aumentar la contaminación, en el que se incluye a México. Nuestro país, con más de cinco siglos de explotación de los recursos mineros, sigue actualmente teniendo una intensa actividad minera y metalúrgica. México cuenta con al menos 482

complejos metalúrgicos, incluyendo fundidoras y refinadoras de metales, principalmente localizados en la región centro-norte del país.

El funcionamiento de tales complejos se ha caracterizado por la falta de controles ambientales adecuados o su insuficiente aplicación, lo que ha provocado serios problemas ambientales, algunos de los cuales se han convertido en graves problemas de salud pública, tal como se ha registrado en varios países del mundo (Díaz-Barriga *et al.*, 2002; Leroyer *et al.*, 2002; Meyer *et al.*, 2002, Von Braun *et al.*, 2002; Hilts 2003; Kachur *et al.*, 2003; Petrosyan *et al.*, 2003; Swarup, *et al.*, 2005; Carrizales *et al.*, 2006). Debido a la falta de una adecuada planeación de los municipios en que se encuentran, la mayoría de los complejos metalúrgicos han sido absorbidos por los desarrollos urbanos (García-Vargas *et al.*, 2001). En tales áreas urbanas la probabilidad de afectación de su población expuesta es alta, particularmente para niños.

Este es el caso de los habitantes de la ciudad de Torreón, en Coahuila, la cual ha sido impactada adversamente por emisiones industriales de metales como plomo (Pb), cadmio (Cd) y zinc (Zn). Estos contaminantes procedentes del enorme complejo metalúrgico Met-Mex Peñoles S.A de C.V. (en lo adelante Met-Mex), han sido emitidos durante más de un siglo (desde 1901) (Valdés-Pérezgasga y Cabrera, 1999).

Actualmente, Met-Mex es el mayor productor de plata (Ag) refinada, bismuto (Bi) metálico y sulfato de sodio del mundo, además de ser el principal productor de Pb, Cd y Zn refinados de México (Industrias Peñoles, 2004). Met-Mex Peñoles tiene cuatro de sus principales plantas industriales ubicadas en el área urbana de Torreón: 1) la planta de fundición de plomo (capacidad 180,000

toneladas/año en lingotes de Pb), 2) la refinera plomo-plata (capacidad de 80 y 1.2 millones de onzas/año de plata y de oro, respectivamente, y 2000 toneladas/año del bismuto), 3) la refinera electrolitica de Zn (capacidad de 220.000 toneladas/año de Zn, aleación 130,000 y 50,000 toneladas/año de Zn y Pb, respectivamente); y 4) otras naves industriales para producir Cd, ácido sulfúrico, dióxido de azufre líquido y sulfato de amonio (Industrias Peñoles, 2004).

### **Generalidades sobre los indicadores empleados**

Los aerosoles son partículas diminutas suspendidas en la atmósfera, que cuando son liberadas al ambiente por actividades humanas, éstas pueden contener contaminantes como azufre, nitrógeno, y metales pesados (Maynard y Waller, 1999). Múltiples estudios han empleado a los aerosoles como indicadores de contaminación por metales (Bollhöfer y Rossman 2000; Malm y Sisler 2000; Bourotte *et al.*, 2006; Aikawa *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2007; Karanasiou *et al.*, 2007;). Algunos de estos estudios se han realizado en áreas urbanas afectadas por la industria minera y metalúrgica (Tingle *et al.*, 1993; Kempter y Frenzel, 2000; Beavington *et al.*, 2004; Martley *et al.*, 2004; Simonetti *et al.*, 2004; Choël *et al.*, 2006).

Diversos estudios relacionados con la concentración de metales en suelos y polvos de área urbanas adyacentes a industrias metalúrgicas han sido efectuados (Ragaini *et al.*, 1977; Freedman y Hutchinson, 1980; Tyler, 1984; Dumontet *et al.*, 1992; Barcan, 2002; Basta y McGowen, 2004; Cui *et al.*, 2004; Martley *et al.*, 2004; Voltech *et al.*, 2004; Bacon y Dinev, 2005; Impellitteri, 2005; Carrizales *et al.*, 2006; Everhart *et al.*, 2006).

Para el estudio de la contaminación ambiental por metales también es común el uso de organismos biomonitores (Soto-Jiménez *et al.*, 2001; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2002; Pignata *et al.*, 2002; Gay y Maher, 2003; Liang *et al.*, 2004; Çelik *et al.*, 2005; Wannaz, *et al.*, 2005; Berlizov, *et al.*, 2006; González *et al.*, 2006; Ngayila, *et al.*, 2007), entre los que se encuentran dentro de ambientes urbanos el uso de plantas y/o frutos de cultivos (Beavington, 1975; Alloway *et al.*, 1990; Cui *et al.*, 2004; Kachenko y Singh, 2006; Madejón *et al.*, 2006; Radwan y Salama, 2006; Yoon *et al.* 2006). Algunos estudios han sido realizados también en ambientes impactados por la industria metalúrgica, como el realizado en Rusia y Finlandia por Haugland *et al.*, (2002) quienes estudiaron 10 metales en 6 especies de plantas y en suelos.

Además, una vez que se han disminuido las emisiones atmosféricas de Pb desde la introducción de la legislación que restringe su uso en gasolinas, el agua ha adquirido nueva importancia como la fuente de exposición más importante de Pb (OMS, 2001). Por lo tanto, también se ha empleado como un indicador de la contaminación por metales en zonas minero-metalúrgicas (Santos *et al.*, 2002; Lee-Hinwood *et al.*, 2005; Manzoor *et al.*, 2005; Concas *et al.*, 2006; Navarro y Carbonell, 2007).

Finalmente, las mascotas, por ejemplo los perros, pueden ser buenos indicadores de contaminación ambiental por metales, por diferentes razones: 1). habitan el mismo espacio que los seres humanos, 2) se exponen a la acción de los mismos contaminantes, y 3). tienen las mismas rutas de exposición a metales, particularmente la de los niños menores a 3 años.

En este sentido, se han efectuado estudios empleando como indicadores, principalmente el pelo y la sangre en mascotas domésticas (Monkiewicz y Bas, 1998; Parker y Hamr, 2001; Strojan y Phillips, 2002; Liu, 2003; López-Alonso *et al.*, 2003). Por otro lado, se sabe que estos animales poseen un mecanismo que es común entre los mamíferos para la excreción de los metales a través de sus heces (Klaasen y Schoeman, 1974). En relación a esto, Klaassen y Kotsonis (1977) demostraron que las heces fecales son una vía de eliminación más importante que la orina en ratas, conejos y perros.

Por su parte, Gwiazda *et al.*, (2005) señalan que el contenido de Pb en las heces fecales da una medición integrada de la exposición y absorción a fuentes ambientales. El Pb en las heces refleja el Pb que no es absorbido, más el Pb que es eliminado por vías endógenas, por lo que las variaciones entre individuos de una especie, al compararlos con organismos no expuestos de la misma especie, pueden aportar información sobre la cantidad de Pb atribuible a la exposición a la contaminación.

Dicho lo anterior, en este estudio se evaluará el uso de las heces fecales de perros como indicadores de contaminación por metales, como se ha realizado con otros organismos como ratas, conejos y alces (Klaasen y Kotsonis, 1977; Lok, 1983; Gregus y Klaasen, 1988; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2000; Parker y Hamr, 2001; Schouw *et al.*, 2002; Janssens *et al.*, 2003; Pokorny *et al.*, 2003; Gwiazda *et al.*, 2005; Wilson y Pyatt, 2007).

## **Generalidades sobre el uso de isótopos**

El plomo existe en la naturaleza en forma de cuatro isótopos estables que se presentan en diferentes proporciones:  $^{204}\text{Pb}$  (1.4 %),  $^{206}\text{Pb}$  (24.1%),  $^{207}\text{Pb}$  (22.1 %) y  $^{208}\text{Pb}$  (52.4%). Estos tres últimos son producto de la descomposición de elementos radioactivos como el Uranio y el Torio (Faure y Mensing, 2005).

La proporción relativa en los puntos de extracción minera en diferentes partes del mundo varía de acuerdo con las concentraciones originales de estos metales, ( $^{238}\text{U}$  y  $^{235}\text{U}$ ) y ( $^{223}\text{Th}$ ), que a su vez dependen del tipo de roca y de la zona geológica en que se realiza la explotación minera (Doe, 1973). En contraste, el isótopo no radioactivo  $^{204}\text{Pb}$  ha permanecido constante desde el origen de la tierra (Olmsted y Williams, 1997).

Los principios que permiten el uso de la isotopía estable del Pb en estudios ambientales están basados en (Faure y Mensing, 2005): (1) La composición isotópica del Pb siempre refleja la composición original del mineral usado en su producción (Faure, 1979; Köppel y Grünenfelder, 1979). (2) La mayoría de minas en el mundo tiene composiciones isotópicas distintivas, incluyendo las de México (Dickin *et al.*, 1999; McLennan *et al.*, 2000; Reynolds, 2002; Facchetti, 2003; Hosono *et al.*, 2003; de Abreu-Cunha *et al.*, 2007). (3) Las relaciones isotópicas no son significativamente alteradas a través de transformaciones fisicoquímicas asociadas con la minería, fundición y síntesis de compuestos con Pb, y por ningún proceso natural biogeoquímico (Doe, 1973; Chow *et al.*, 1975).

Basado en estos principios, el uso de las relaciones isotópicas del Pb (por ejemplo,  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  y  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ) se ha convertido en una de las mejores técnicas de diagnóstico para el evaluar el impacto de este metal y otros asociados (Flegal *et al.*, 1989, 1993, 1995; Ritson *et al.*, 1999; Sañudo-Wilhelmy *et al.*, 2002).

Actualmente, es posible caracterizar las fuentes de generación, rutas de transporte desde su emisión hasta su acumulación temporal o definitiva en ambientes terrestres o acuáticos (Flegal *et al.*, 1989, 1993; Verón *et al.*, 1994; Sañudo-Wilhelmy *et al.*, 2002; Soto-Jimenez *et al.*, 2006). Tales estudios son particularmente efectivos en investigaciones donde la fuente de dispersión tiene una composición isotópica característica, como ocurre con la mayoría de las actividades antropogénicas, incluyendo la minería y la fundición de metales.

## 2. ANTECEDENTES

De acuerdo con Viniegra *et al.* (1964), citados por Flores y Albert (2004), el primer estudio sobre los efectos a la salud por metales de Met-Mex Peñoles fue en 1937. Desde entonces se han realizado múltiples estudios de contaminación en la región. Por ejemplo, en 1980, se realizó un estudio de exposición al Pb de dos grupos de niños viviendo a una distancia menor a 1 km de la planta y otro grupo alejado de la planta en dirección opuesta a los vientos dominantes (Calderón-Salinas *et al.*, 1996). El grupo expuesto mostró niveles promedio de Pb en la sangre de 21.64 µg/dL y presentó individuos con algunos daños neurológicos y una disminución en la coordinación motora. Por su parte, Albert *et al.* (1986), determinaron plomo en cabello de niños encontrando valores promedios de Pb de 55 µg/g y un máximo de 220 µg/g, revelando la exposición crónica de los niños.

En 1995, Benin *et al.* (1999), estudiaron las concentraciones de metales pesados en vecindarios cercanos a industrias fundidoras del noroeste de México, incluyendo Torreón. Para esta ciudad, al analizar suelos, encontraron concentraciones medias de Cd y Pb de 112 y 2448 µg/g, respectivamente. Por su parte, Valdés-Perezgasga y Cabrera (1999), haciendo referencia a un estudio de contaminación de la Secretaría de Salud en suelos urbanos, señalan que encontraron valores hasta de 43966 µg/g y 671 µg/g de Cd, concentraciones que disminuían conforme la distancia a la metalúrgica se incrementaba.

García Vargas *et al.*, (2001) realizaron un estudio en muestras de sangre de 394 niños en Torreón de tres escuelas primarias, definidas cada una como: alejada (localizada a 8 km de la industria fundidora), intermedia (~1750 m) y cercana (en un radio de análisis menor a 650 m de la planta). Las concentraciones

medias fueron: 7.8 µg/dL (con un rango de 3.54 - 29.6), 21.8 µg/dL (8.37 - 52.1) y 27.6 µg/dL (7.37 - 58.5) de la escuela más alejada a la más cercana, respectivamente. El porcentaje de niños con Pb con una concentración mayor a 15 µg/dL fue de 6.8%, 84.9%, y 92.1% respectivamente.

Met-Mex a partir de 1999, ha desarrollado una serie de acciones para mejorar la calidad de sus emisiones. En coordinación con la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, desarrollaron un Plan de Contingencias que incluye la implantación de un sistema de monitoreo de contaminantes, un programa de remoción de polvo contaminado, la reubicación de familias de la Colonia Luis Echeverría (asentamiento aledaño a la metalúrgica), la formación de una Comisión Ambiental y la compra de un sistema de control de contaminación del aire.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1. OBJETIVO GENERAL**

Evaluar la contaminación por Pb, Cd y Zn en el área urbana de Torreón Coahuila influenciada por una industria metalúrgica, mediante la determinación de la concentración total y la identificación de sus fuentes a través del uso de los isótopos de plomo.

#### **3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- 1) Determinar la concentración de Pb, Cd y Zn en matrices ambientales e indicadores biológicos de contaminación como aerosoles, agua, suelos, plantas, y heces de perro, recolectadas en la zona urbana de Torreón Coahuila.
- 2) Establecer la fuente principal de metales de la región mediante el análisis de isótopos estables de plomo.
- 3) Valorar si los reservorios de aguas subterráneas que se emplean para el suministro de agua a la ciudad de Torreón se encuentran contaminados con Pb, Cd y Zn.
- 4) Estimar el riesgo potencial a la salud humana tomando como referente normas internacionales e investigaciones en otras partes del mundo.
- 5) Evaluar la posibilidad de uso de heces de perro como biomonitores de la contaminación por metales.

#### 4. ÁREA DE ESTUDIO

El municipio de Torreón, Coahuila con una población aproximada de 530,000 habitantes (INEGI,2001) se localiza en la parte suroeste del estado de Coahuila, en las coordenadas 103° 26' 33" longitud oeste y 25° 32' 40" latitud norte, a una altura de 1,120 metros sobre el nivel del mar. Limita al norte y al este con el municipio de Matamoros; al sur y al oeste con el estado de Durango. Se localiza a una distancia aproximada de 265 km de la capital del Estado.

Se encuentra en una planicie semidesértica con temperatura media de 20 a 22°C (máxima de 30° C y mínima de 13°C); con baja precipitación pluvial (100 - 300 mm) con régimen de lluvias en los meses de abril a octubre. Por otra parte, los vientos predominantes tienen dirección sur con velocidad desde 5 hasta 44 km/hr. Los suelos en la ciudad de Torreón, Coahuila son de tipo aluvión (material detrítico transportado y depositado transitoria o permanentemente por una corriente de agua).

De acuerdo a López-Ramos (1985), la región se encuentra localizada en la provincia geológica de Coahuila, subprovincia de la Sierra Torreón–Monterrey la cual posee las siguientes características: material rocoso del período cuaternario (pérmico) de la era paleozoica, con acuíferos de tipo calizo y granular. Las prominencias orográficas regionales están construidas por rocas sedimentarias de la era mesozoica.

El río Nazas se origina en las porciones más elevadas de la Sierra Madre Occidental, al poniente de la ciudad de Durango, en donde lleva una dirección aproximada S-N cambia su rumbo hacia el oriente hasta llegar a Cd. Lerdo, Durango, en donde pasa a formar el límite entre los estados de Durango y

Coahuila; En su desarrollo existen dos presas que controlan sus aguas, El Palmito o Lázaro Cárdenas y la Francisco Zarco, ambas en el estado de Durango. Su traza se interna en la ciudad de Torreón para finalizar su recorrido en la antigua Laguna de Mayrán, de ahí que a la zona se le conozca como Comarca Lagunera (CNA, 2002).

## 5. HIPÓTESIS

Industrias Peñoles ha realizado algunas mejoras en infraestructura, como la compra de terrenos en colonias aledañas para la construcción de áreas de amortiguamiento, para atenuar los aportes de metales al ambiente. No obstante, los volúmenes de producción no han disminuido, aunado a que el depósito a cielo abierto de jales mineros y la contaminación crónica de los suelos adyacentes a los sitios de explotación y fundición, constituyen una fuente importante de emisión de metales al ambiente con enormes implicaciones de salud pública. Por lo tanto, consideramos que algunos metales se encuentran en el ambiente en niveles que sobrepasan los estándares internacionales.

Aunque la fuente primaria de emisión de Pb, Cd y Zn ha sido recientemente reducida, las extraordinariamente altas concentraciones encontradas en suelos y polvos en estudios previos constituyen una persistente y significativa fuente secundaria de contaminación por metales que pueden ser removilizados y dispersados. Nuestra hipótesis es que estos metales emitidos por el complejo metalúrgico ahora se extienden más allá del área de depósito cerca del complejo en Torreón, y pueden estar contaminando la cuenca de captación aledaña al río Nazas, que a su vez es el principal reservorio de agua superficial y subterránea que se emplea para el suministro de agua en la ciudad de Torreón.

Por otro lado, en este estudio se pretende evaluar el uso de heces de perro como biomonitor de la contaminación por metales. Nuestra hipótesis al respecto, es que los perros pueden mostrar los niveles de contaminación en sus excretas, debido a que al alimentarse entran en contacto directo con los polvos del suelo.

## 6. MÉTODOS

### 6.1. Sitios de muestreo

Se dividió a la ciudad de Torreón Coahuila en 99 cuadrantes de 1 km<sup>2</sup> de extensión, (un área de 99 km<sup>2</sup>) y se aplicó la siguiente ecuación secuencial (Molinero, 2002) para obtener el tamaño de muestra considerando un nivel de confianza del 95% y un intervalo de confianza menor al 15%:

$$ss = \frac{Z^2 p(1-p)}{c^2}$$

donde:

ss = Tamaño de la muestra

Z = Valor Z (Ejemplo para un nivel de confianza de 95% es de 1.96)

p = proporción de una categoría de la variable (0.5 usado para el tamaño de muestra necesitado)

c = Intervalo de confianza, expresado en decimal (Ejemplo 15 % = 0.15)

Asimismo se realizó una corrección para una población finita, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$N_{ss} = \frac{ss}{1 + \frac{ss-1}{Pob}}$$

donde:

pob = población

Por lo tanto, se estableció un total de 37 estaciones de un total del 99

cuadros con un esquema de distancias radiales que corresponde a un muestreo estratificado (Juárez-Villar, 2004) tomando como centro a la planta Met-Mex. Además se agregaron tres estaciones en zonas alejadas a Torreón con el fin de establecer los niveles naturales de metales.

## **6.2. Preparación del material**

El material empleado en el muestreo como recipientes contenedores de muestras, se lavó en solución jabonosa libre de fosfatos, en baño de ácido clorhídrico (HCl 2 M) y ácido nítrico (HNO<sub>3</sub> 2 M) de acuerdo al método propuesto por Moody y Lindstrom (1977), y finalmente se empacaron en doble bolsa ziplock limpia y etiquetada, con el objeto de evitar cualquier tipo de contaminación e interferencia durante el análisis.

Las botellas para la recolección de muestras de agua se lavaron como se especificó anteriormente, con la única diferencia de que, cuando éstas fueron introducidas en los baños ácidos, fueron llenadas para lavado interno con el ácido correspondiente, a una concentración 6 M, aunado a que, antes del empacado, fueron llenadas con HNO<sub>3</sub> 1 M Trace Metal Grade (TMG), para que permanecieran así hasta la toma de muestra (Scelfo, 1997). El material de teflón empleado en la lectura de isótopos fue sometido a soluciones al 50 % de HCl y HNO<sub>3</sub> sometidas a calentamiento durante 12 hr.

### 6.3. Muestreo

La recolección de aerosoles se realizó de manera continua, desde noviembre de 2004 a abril de 2006. El muestreo se realizó en períodos de 7 a 21 días. En total se obtuvieron 14 filtros con material particulado. Las muestras de aerosoles fueron recolectadas a una altura de 5 metros por encima del nivel del suelo en el Instituto de Investigación Biomédica de la Universidad Autónoma de Coahuila, usando filtros de 37 mm de diámetro (5.0  $\mu\text{m}$  de tamaño de poro) previamente lavados con ácido. Para tal propósito se empleó una bomba de succión de aire con una capacidad de 0.25 lps, y se filtró un rango de volumen de aire entre 7 y 21  $\text{m}^3$ . Es importante recalcar el hecho de que debido a cuestiones de logística, hubo necesidad de utilizar este punto de muestreo localizado contrario en la dirección de los vientos dominantes, a 1.2 km al N del centro del complejo metalúrgico (Ver sección 7.1).

Los suelos, heces y plantas se recolectaron en las 37 estaciones de Torreón, durante tres visitas realizadas en abril y septiembre de 2005 y marzo de 2006. La localización de las estaciones de muestreo se ilustra en la Figura 6.1, y las características descriptivas de las estaciones y su localización en la ciudad se presentan en el Anexo I. Cabe mencionar que la mayoría de las estaciones de muestreo consistieron de parques públicos, escuelas, así como viviendas habitadas y deshabitadas. En la mayoría de los casos, las muestras fueron recogidas en un área de 1 a 2  $\text{m}^2$ .

Los suelos se recolectaron en el perfil superficial (dentro de los 2 primeros centímetros) en áreas poco transitadas y sin vegetación. Las muestras se

recolectaron con utensilios de plástico como espátulas, palas pequeñas y cepillos de cerdas previamente lavados con ácido. Las muestras obtenidas fueron homogeneizadas y tamizadas en el campo para eliminar componentes gruesos del suelo como piedras, terrones o basura, empleando un tamiz de plástico de ~1 milímetro de luz de malla. Cada muestra recolectada fue empacada en doble bolsa ziplock y transportada al laboratorio del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM en Mazatlán.

Las muestras de agua (1 L), fueron tomadas en botellas de polietileno de baja densidad (LDPE) usando técnicas limpias para la medición de concentraciones traza (Scelfo,1997). Se recolectaron muestras de agua adicional para análisis de los parámetros de calidad de agua (pH, alcalinidad, salinidad, dureza, sólidos disueltos totales). Las muestras de agua se recolectaron directamente de bombas de extracción de pozos (antes de la cloración) operadas por el Sistema Municipal de Agua Potable y Saneamiento (SIMAS). La Tabla 6.1 muestra la localización de dichas bombas de extracción.

Se recolectaron las hojas de una planta predominante de la región denominada con el nombre común de “trompillo” (*Solanum eleagnifolium*) para el análisis de la acumulación de metales en las hojas. Las hojas fueron cortadas directamente a mano con guantes de látex estériles y almacenadas en doble bolsa ziplock.

En cada estación de muestreo se recolectaron muestras de heces fecales de perro, frescas de preferencia (del día) para reducir el riesgo de contaminación

por otras fuentes. Las muestras fueron colectadas a mano con guantes estériles y depositadas en doble bolsa ziplock.

#### **6.4. Preparación y digestión de las muestras**

Las muestras de suelos fueron sometidas a desecación al menos por 12 horas en estufa a 60 °C para la eliminación de cualquier rastro de humedad. Las muestras secas se tamizaron en un tamiz de acrílico número 200, para separar las partículas menores a un diámetro de 75 µm. Posteriormente, a las muestras se les determinó su peso y fueron homogeneizadas y almacenadas para su digestión y análisis posterior en recipientes de plástico con cierre hermético.

En el caso de plantas y heces, éstas fueron lavadas con agua de alta pureza ( $18.3 \text{ MQ cm}^{-1}$ ) para eliminar polvos remanentes de depósito atmosférico. Ambos indicadores fueron liofilizados a  $-40^{\circ}\text{C}$  y  $36 \times 10^{-3} \text{ mbar}$ . Una vez secos, se molieron, tamizaron para partículas finas y almacenaron en viales de plástico con cierre hermético hasta su digestión. Cabe resaltar que en el caso de las heces, se utilizó sólo la parte central del excremento, desechando las partes externas de las muestras.

Los filtros de aerosoles fueron digeridos con  $\text{HNO}_3$  grado Óptima 8 M durante 12 horas en una plancha a una temperatura de  $120^{\circ} \text{C}$ , y posteriormente fueron diluídos con  $\text{HNO}_3$  1 %, de acuerdo al procedimiento descrito por Kurkjian, *et al.* (2002).

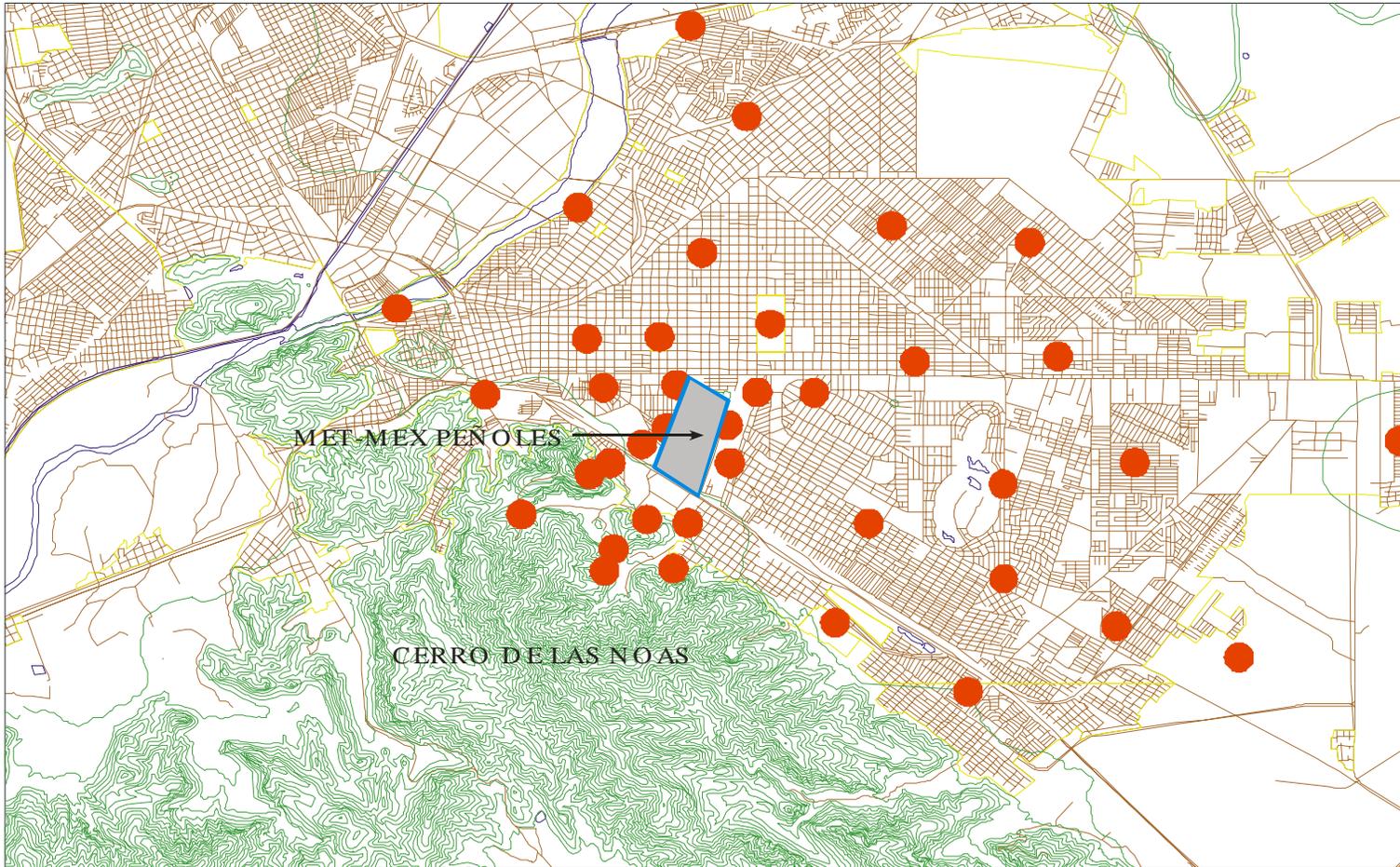


Fig. 6.1. Localización geográfica de la zona de muestreo de suelos, planta *Solanum eleagnifolium* y heces fecales de perro en el área urbana de Torreón, Coahuila

Tabla 6.1. Localización geográfica de los pozos de extracción analizados en la Comarca Lagunera

No. de Estación	Latitud		Longitud		Dirección		Número de pozo	Código de CNA	Código de la estación	Temp. ° C
	°	min.	°	min.	Elevación (metros)					
1	25	31.729	103	26.057	1132	Calle: Álamos, Col. Lucio Blanco	19	-	T19-2	25
2	25	30.451	103	23.247	1120	Av. Universidad, Col. Pedro del Oriente	54	-	T54-2	27
3	25	32.460	103	23.584	1120	Calle: Allende # 5052 Col. Nueva California	55	-	T55-2	26
4	25	34.067	103	25.875	1128	Calle: Viena y Roma, Col. San Isidro	22	CNA 617	T22-2	25
5	25	33.297	103	27.280	1126	Blvd. Rio Nazas.	9	CNA 2378	T9-2	23
6	25	32.454	103	26.733	1127	Parque Alameda	41	CNA 3792	T41-2	24
7	25	32.184	103	26.110	1130	Av. Carranza y Lopez Ortiz, Col. Centro	25	CNA 739	T25-2	25
20	25	31.665	103	26.840	1142	Dentro de peñoles	50 R	CNA 4074	T50R-2	26

Las alícuotas de las muestras de suelos (~0.25 g) fueron digeridas con HCl, HNO<sub>4</sub> y HF de acuerdo a los procedimientos de Loring y Rantala (1977) para análisis de metal total, usando un equipo de digestión ModBlock. El procedimiento consiste en adicionar a cada muestra 2 ml de agua regia (HNO<sub>3</sub>:HCl, 1:3 v/v) y 6 ml de HF en una bomba de teflón. Después de desgasificada la muestra, se cerraron las bombas y se digirieron durante 12 horas a una temperatura de 120-140°C. Una vez enfriadas las muestras digeridas, fueron transferidas a frascos de polipropileno conteniendo 1.5 g de H<sub>3</sub>BO<sub>4</sub> y diluidas a 50 ml con agua destilada.

Por su parte, las muestras de plantas y heces fueron digeridas con agua regia invertida (HCl 3:1 HNO<sub>3</sub>) a una temperatura de 120°C para análisis de metal total, utilizando un equipo digestor Mod-Block. Posteriormente, las muestras fueron diluidas con agua MilliQ.

Todas las muestras fueron procesadas y analizadas en un laboratorio limpio con campanas de flujo continuo y filtración de aire tipo HEPA 100. Los ácidos empleados fueron de calidad Trace Metal Grade y Óptima, además de agua de alta pureza (18.3 MQ cm<sup>-1</sup>).

## **6.5. Análisis fisicoquímicos**

A las muestras de suelos se les efectuaron los siguientes análisis:

- (1) Carbonatos totales (CaCO<sub>3</sub>) por titulación por exceso de HCl 1 N con NaOH 0.5 N añadido a una alícuota de sedimento seco y molido (Rauret *et al*, 1987);
- (2) Materia orgánica mediante la oxidación del carbono orgánico (C<sub>org</sub>) con dicromato de potasio y titulando con sulfato ferroso amoniacal (Loring y Rantala, 1977).

(3) Análisis granulométrico en la cual una muestra original (sin tamizar) se ataca con peróxido de hidrógeno al 30% para eliminar la materia orgánica, posteriormente se tamiza para la separación de arenas, y la separación de limos y arcillas se realiza por pipeteos secuenciales en columnas considerando la ecuación de la velocidad de sedimentación de Stokes (Folk, 1974).

Por su parte, a las muestras de agua se les realizó la determinación de cloruros por titulación con  $\text{AgNO}_3$  0.1 N en presencia de dicromato de potasio. Además, se realizó la determinación de alcalinidad, sólidos disueltos totales, dureza, y pH.

## **6.6. Análisis de metales**

Las concentraciones de Pb y Zn (excepto aerosoles y agua) fueron determinadas en un Espectrómetro de Absorción Atómica por Flama (FAAS), y el Cd (además de Pb y Zn en aerosoles y agua) en horno de grafito (GFAAS) en el laboratorio de Geoquímica de la Unidad Académica Mazatlán del ICMYL-UNAM. Las muestras con muy bajas concentraciones ( $<10 \mu\text{g/L}$  Pb o  $<1 \mu\text{g/L}$  Cd, como aerosoles y agua) fueron re-analizadas en un equipo de plasma inductivamente acoplado a un espectrómetro de masas de alta resolución (HR-ICP-MS, Finnigan MAT Element magnetic) en la Universidad de California en Santa Cruz (UCSC). En estos análisis se añadieron trazadores de Bismuto y Molibdeno como estándares internos para corregir el error instrumental en la intensidad de la señal en la lectura de plomo y cadmio, respectivamente.

Para cada metal se prepararon estándares para las curvas y blancos con el

fin de compensar y reducir el efecto matriz. La exactitud de la técnica fue evaluada mediante el uso de material estándar de referencia. En nuestro caso, sedimento IAEA-356 (IAEA, 1994), observándose resultados dentro del intervalo de confianza certificado para los valores de Pb, Cd y Zn (Tabla 6.2). Se observa que los porcentajes de recuperación variaron entre 96 % y 104.9 % del valor certificado. Los resultados indican coeficientes de variación de 8.8 %, 12.1% y 4.1% para Pb, Cd y Zn, respectivamente. En las tres muestras se obtuvo un grado de confianza satisfactoria.

Tabla 6.2. Comparación de concentraciones de metales pesados de muestra de sedimento certificado IAEA-356 (IAEA, 1994) con los obtenidos en el laboratorio.

Analito (mg/kg)	Concentración establecida	Intervalo de confianza	Clase <sup>1</sup>	Concentración encontrada	Recuperación (%)	Coef. de Variación (%)
Cd	4.47	4.3-4.8	A	4.3±0.52	96.0	12.1
Pb	347	301-365	A	364±32	104.9	8.8
Zn	977	936-1019	A	948±39	97.0	4.1

<sup>1</sup>Indica el grado de confianza: (A) Satisfactoria, (B) Aceptable y (C) No Certificada

## 6.7. Análisis isotópico

La composición isotópica fue determinada en el Laboratorio de Ciencias de la Tierra de la Universidad de California en Santa Cruz (UCSC). Primeramente, la totalidad de las muestras seleccionadas para isótopos estables fueron analizadas directamente del digerido en el espectrómetro de masas de alta resolución Element. Alrededor del 11% de las muestras representativas de los diferentes

indicadores fueron re-analizadas en un espectrómetro de masas multi-colector (MC-ICP-MS) de ThermoFinnigan Neptune en el laboratorio de Isotopía W.M. Keck de la UCSC. Las muestras fueron procesadas en un laboratorio con condiciones para la determinación de nano-concentraciones y con materiales de teflón sometido a rigurosos procedimientos de limpieza, y mediante el uso de blancos de laboratorio para verificar la limpieza del procedimiento.

Alícuotas de las soluciones de muestras digeridas (entre 0.5 y 5 ml) fueron primeramente evaporadas y reconstituidas con HCl y HNO<sub>3</sub> de alta pureza. Posteriormente, fueron purificadas haciendo pasar las soluciones reconstituidas en microcolumnas de teflón cargadas con una resina aniónica intercambiable AG1-X8 75-150, lavadas con HCl y HNO<sub>3</sub>, y posteriormente diluidas con HBr (Flegal et al., 1993).

Una vez que las muestras fueron cargadas sobre las columnas acondicionadas, el Pb fue arrastrado de la columna con HCl 6M. Las muestras purificadas fueron recolectadas en viales de Teflón, secadas y redisueltas en 0.5 ml de HNO<sub>3</sub> al 2%. La concentración del Pb de la muestra fue determinada previamente en el HR-ICP-MS para optimizar la cantidad apropiada de Talio (Tl) a agregar a la muestra. El estándar de Tl (NBS 997) fue agregado a las muestras para permitir la corrección diagonal total (Rehkamper y Halliday, 1998). La adición ideal de Tl es para tener una relación  $^{208}\text{Pb}/^{205}\text{Tl} > 2$ . Todos los isótopos de Pb y Tl fueron medidos en tasas de Faraday con 100 proporciones en periodos de integración de 4 s. La corrección diagonal exponencial fue realizada usando el estándar de referencia NIST NBS 997, considerando tener una relación  $^{205}\text{Tl}/^{203}\text{Tl}$  de 0.418911.

Réplicas de NIST SRM NBS 987 fueron analizadas al principio de cada sesión y cada cuatro determinaciones. De acuerdo con los análisis de NBS 987 de 3 años (n=76), las relaciones isotópicas de Pb determinadas en el material de referencia son  $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$   $36.675\pm 0.007$ ,  $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$   $15.484\pm 0.004$ ,  $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$   $16.931\pm 0.003$ .

## 7. RESULTADOS Y DISCUSION

### 7.1. Velocidad y dirección del viento

Las condiciones climáticas prevalecientes durante el lapso del muestreo (Abril de 2005 a Marzo de 2006) se muestran en la Tabla 7.1. La temperatura más baja se presentó en enero de 2006 (0°C), mientras que la más alta fue en el verano del 2005 (40°C en junio).

La humedad relativa durante estos meses promedió  $41\pm 6.41\%$ , variando desde 30-31% en junio de 2005 y marzo del 2006 a 50% en octubre y noviembre del 2005. Cabe mencionar que en 10 de los 12 meses de estudio no se presentaron registros de precipitación. Los meses de precipitación (suma total) fueron mayo de 2005 (10.4 mm) y septiembre del mismo año (90.2 mm).

La velocidad predominante del viento presentó un valor medio de  $6.58\pm 1.37$  km/h durante el tiempo del estudio, con velocidades promedio sostenidas más altas en julio de 2005 (9 km/h). En relación a rachas, estas fueron observadas en cuatro meses (diciembre de 2004, febrero de 2005, octubre de 2005 y enero de 2006) con velocidades sostenidas mayores a 47 km/h y con ráfagas de viento más fuertes a 74 km/h (en enero de 2006).

La Figura 7.1 muestra la dirección de los vientos (7.1a) y rachas predominantes (7.1b). Los primeros tienen una dirección desde NE y NO la mayor parte del tiempo, con cambios hacia el E y el S en los primeros meses del año. Por el contrario, las rachas se desplazan en el sentido opuesto. En los meses de Julio y Agosto se desplazan preferentemente desde el NO y en Noviembre y Diciembre

Tabla 7.1 Condiciones climáticas prevalecientes durante el muestreo en Torreón, Coahuila

Año	Mes	Temperatura ° C			Humedad (%)	Precipitación (cm)		Viento (Km/h)			Ráfagas (Km/h)		Visibilidad (Km)
		Máx.	Prom.	Mín.		Prom.	Suma	Prom.	Máx.	Dirección	Prom.	Máx.	
2005	Abril	38	24	8	39	0	0	8	37	NO	55	55	18
	Mayo	38	26	15	47	0.1	1.42	4	37	N	46	55	16
	Junio	40	30	20	31	0	0	7	37	NNE	0	0	19
	Julio	38	28	17	43	0	0	9	37	ENE	39	55	19
	Agosto	36	27	2	49	0	0	6	37	E	55	55	19
	Septiembre	35	27	20	41	0.3	9.02	7	34	ENE	0	0	18
	Octubre	33	24	11	50	0	0	6	37	NNE	51	74	17
	Noviembre	30	18	5	40	0	0	6	23	NNE	0	0	17
	Diciembre	27	14	2	45	0	0	5	27	NO	0	0	16
2006	Enero	27	15	0	41	0	0	6	47	NO	53	74	17
	Febrero	31	18	2	36	0	0	7	37	N	0	0	20
	Marzo	35	22	7	30	0	0	8	40	S	37	37	19
	X	34.00	22.75	9.08	41.00	0.03	0.87	6.58	35.83		28.00	33.75	17.92
	s	4.41	5.33	7.35	6.41	0.09	2.60	1.38	6.01		25.33	31.26	1.31

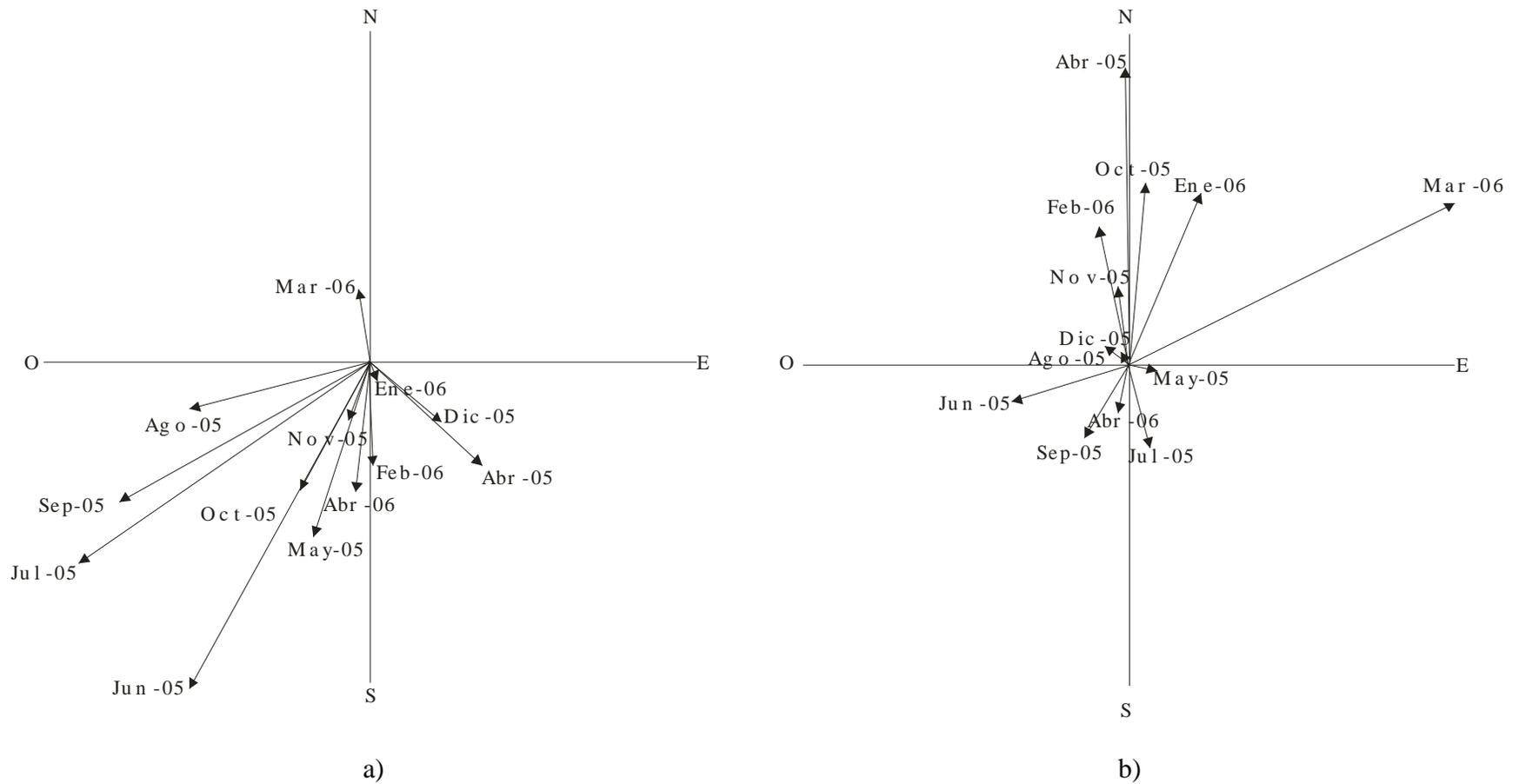


Fig. 7.1. Predominancia mensual de la dirección de los vientos (a) y rachas sostenidas (b) en la ciudad de Torreón, Coahuila.

desde el S, en tanto que las registradas en el mes de enero a marzo se mueven desde el SO.

La visibilidad se mantuvo relativamente constante con una media de  $17.7 \pm 1.23$  km durante el lapso de tiempo abarcado por el estudio, excepto durante los eventos de rachas donde la visibilidad llegó a ser menor a 0.8 km. Esto ocurrió en los episodios de tolvaneras (corrientes de aire que arrastran polvo), de la cual se registraron algunos episodios en los meses de abril (se presentó una tolvanera en un día), mayo (se presentó al menos una tolvanera en 4 días), junio (en 3 días), julio (en 7 días), septiembre (en 1 día), octubre (3 días), noviembre y diciembre (1) del año 2005. En el 2006, se registraron tolvaneras durante los meses de enero (en 1 día), marzo (en 2 días) y abril (en 3 días).

## **7.2. Contenido de metales en aerosoles**

Durante el período de muestreo de aerosoles, de Noviembre de 2004 a Abril 2006, se recolectaron en total 14 filtros y los resultados de concentración de Pb, Cd y Zn se grafican en la Figura 7.2.

Las concentraciones más altas para los tres metales ocurrieron en diciembre de 2005 ( $395 \text{ ng/m}^3$ ,  $12.6 \text{ ng/m}^3$  y  $242 \text{ ng/m}^3$  para Pb, Cd y Zn respectivamente), en tanto que las concentraciones más bajas se dieron en febrero del 2006 con valores de Pb de  $30.2 \text{ ng/m}^3$ ,  $0.73 \text{ ng/m}^3$ , para el Cd, y finalmente  $16.4 \text{ ng/m}^3$  para el Zn.

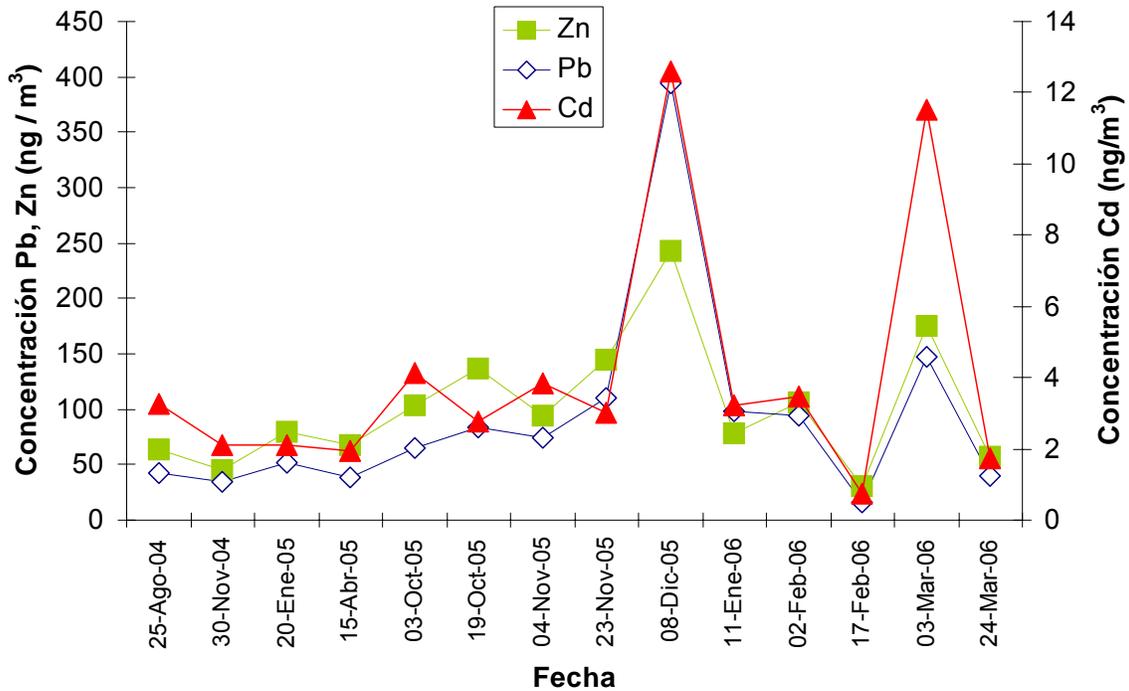


Fig. 7.2. Concentraciones de Pb, Cd y Zn (ng/m<sup>3</sup>) en aerosoles de Torreón, Coahuila, analizados de noviembre de 2004 a marzo de 2006.

De acuerdo a los resultados del análisis estadístico de las concentraciones de metales (Tabla 7.2), el Pb en los aerosoles promedió  $92.4 \pm 56.9$  ng/m<sup>3</sup> con un rango desde 16.4 a 395 ng/m<sup>3</sup>. El Cd tuvo una media de  $4.03 \pm 3.53$  ng/m<sup>3</sup> y un rango de 0.73 a 12.6 ng/m<sup>3</sup>. Por su parte el Zn promedió  $102 \pm 93.9$  ng/m<sup>3</sup> con un mínimo de 30.18 ng/m<sup>3</sup> y un máximo de 242.3 ng/m<sup>3</sup>.

Tabla 7.2. Estadística descriptiva de las concentraciones (ng/m<sup>3</sup>) de Pb, Cd y Zn en aerosoles de Torreón, Coahuila.

Metal	N	Mínimo	Máximo	$\chi$	$\chi_g$	Me	s <sup>2</sup>	s.d.
Pb	14	16.4	394	92.3	68.3	69.9	8820	93.9
Cd	14	0.72	12.6	4.03	3.10	3.10	12.4	3.52
Zn	14	30.2	242	101	88.6	86.9	3239	56.9

$\chi$  = Media aritmética;  $\chi_g$  = Media geométrica; Me = Mediana; s<sup>2</sup> = Varianza;

s.d. = Desviación estándar

Se observa que los tres metales se correlacionan significativamente (Tabla 7.3, P<0.05), lo cual sugiere que los provienen de una fuente común. De acuerdo con los valores publicados por el Grupo Peñoles (Industrias Peñoles, 2005), las determinaciones de Pb en muestras de aerosoles recolectados en la periferia de la planta, se redujeron desde 7000 ng/m<sup>3</sup> a principios de 1999 a 1500 ng/m<sup>3</sup> al final de ese año estando en cumplimiento con los estándares de calidad del aire de la NOM-026-SSA-1993 (1500 ng/m<sup>3</sup> sobre un periodo de 90 días).

Tabla 7.3. Análisis de correlación para los resultados de las concentraciones de Pb, Cd y Zn en aerosoles en Torreón, Coahuila.

Metal	Pb (ng / m <sup>3</sup> )	Cd (ng / m <sup>3</sup> )	Zn (ng / m <sup>3</sup> )
Pb (ng / m <sup>3</sup> )	1.00	0.86*	0.90*
Cd (ng / m <sup>3</sup> )		1.00	0.87*
Zn (ng / m <sup>3</sup> )			1.00

\*r≥0.5139, P>0.05

Actualmente la empresa registra niveles sostenidos por debajo de 500 ng/m<sup>3</sup> en muestras tomadas en la periferia de la planta, sostenidos durante los últimos cinco años. En ambientes urbanos con industrias metalúrgicas y fabricantes de baterías los valores típicos van de 300 a 4000 ng de Pb por m<sup>3</sup> (Kempter y Frenzel, 2000; Khillare *et al.*, 2002; Kim *et al.*, 2002; Samara *et al.*, 2002). Los niveles encontrados en este estudio están cercanos al límite inferior de este rango y a la mitad de lo registrado por Met-Mex en su periferia.

Desafortunadamente no es posible comparar nuestros resultados con los de la empresa, ya que nuestra estación de muestreo está a 1,200 m (N) con respecto al centro del complejo. Además, nuestra estación se encuentra localizada en contra a la dirección predominante del viento y en cruce tangencial durante los eventos de rachas.

Sin embargo, estos valores son similares a los registrados en otros ambientes industrializados (>100 ng/m<sup>3</sup>) y mayores a los encontrados para la Cd. de México (Bollhöfer y Rosman, 2001, Lartigue *et al.*, 2001; Mugica *et al.*, 2001; Chow *et al.*, 2002; Gutiérrez-Castillo *et al.*, 2005; Báez *et al.*, 2007) y a otras ciudades densamente pobladas en el mundo, como Milán (Gallorini *et al.*, 1998) y Cadrezzate (Rizzio *et al.*, 1999) en Italia, Salamanca (Fidalgo *et al.*, 1988) en España, Antwerp (Van Borm *et al.*, 1989) y Gent en Bélgica (Maenhaut y Cafmeyer, 1987), Budapest (Borbely-Kiss *et al.*, 1999), o para sitios rurales (Liu *et al.*, 2005; Ledoux *et al.*, 2006; Gatari *et al.*, 2006; Konarski *et al.*, 2006; Salvador *et al.*, 2007). La Tabla 7.4 muestra otros estudios de metales en aerosoles en otras localidades del mundo.

Tabla 7.4. Concentraciones de Pb, Cd y Zn en aerosoles de otros estudios ambientales

Autor	País	Sitio	Metal (ng/m <sup>3</sup> )			Origen
			Pb	Cd	Zn	
Smith <i>et al.</i> (1996)	Pakistán	Lahore	1.23	0.043		Natural
Jensen y Brosmussen (1991)	Europa	Áreas remotas		0.1		Natural
		Áreas rurales		0.5		Natural
Ewers (1990)	Alemania	A 1 km Fundidora		60		Metalúrgico
		A 1 km Fundidora		20		Metalúrgico
Borbely-Kiss <i>et al.</i> (1999)	Rumania	Budapest				Urbano
Fang <i>et al.</i> (1999)	Taiwán	Taiwan (1998)	105		214	Urbano
Kim <i>et al.</i> (2005)	Corea	Jeju (2002)	27.6	0.47	28	Urbano
		Busan (2002)	128	3.17	787	Urbano
		Seúl (2002)	200	5.47	428	Urbano
Baek <i>et al.</i> (1997)		Taegu (1991)	190		316	Urbano
		Pohang (1991)	120		228	Urbano
Chao y Wong (2002)	Hong Kong	Hong Kong (2001)	145		213	Urbano
Karar y Gupta (2005)	India	Calcuta (2004)	40.4	2.2	489.5	Urbano
Khillare <i>et al.</i> (2002)		Delhi	380.1	6.76		Industrial

		Áreas urbanas		1.0-10	Urbano
		Áreas Industriales		1.0-20	Industrial
Ducoffree <i>et al.</i> (1990)	Bélgica	Belgica (1974)	3		Urbano
		Bélgica (1978)	0.5		Urbano
Van borm <i>et al.</i> (1989)		Antwerp			Urbano
Maenhaut y Cafmeyer (1987)		Gent			Urbano
Ministerio del ambiente de Alemania (1989)	Alemania	Rhine (1974)	0.81		Urbano
		Rhine (1988)	0.17		Urbano
		Cologne (1974)	0.81		Urbano
		Cologne (1988)	0.17		Urbano
		Dusseldorf (1974)	0.96		Urbano
		Dusseldorf (1988)	0.18		Urbano
		Essen (1974)	1.3		Urbano
		Essen (1988)	0.17		Urbano
		Dortmund (1974)	1.37		Urbano
		Dortmund (1988)	0.19		Urbano
Gallorini <i>et al.</i> (1998)	Italia	Milán			Urbano
Rizzio <i>et al.</i> (1999)		Cadrezzate			Urbano
Querol <i>et al.</i> (2001)	España	Barcelona (2000)	149	250	Urbano

Fidalgo <i>et al.</i> (1988)		Salamanca				
Harrison <i>et al.</i> (1996)	Inglaterra	Birmingham	69 - 113	1.8 - 7.1		Urbano
Vasconcelos y Tavares (1998)	Portugal	Oporto	252			Urbano
Hosiokangas <i>et al.</i> (1999)	Finlandia	Kuopio (1994)	10		18	Urbano
Manoli <i>et al.</i> (2002)	Grecia	Tesalonika (1995)		0.98	546	Urbano
Gao <i>et al.</i> (1998)	Estados Unidos	Nueva York (1991)	7.9	0.34	29	Urbano
Sweet <i>et al.</i> (1993)		Chicago	127	> 4		Urbano
Singh (2002)		Los Ángeles	12.5		39.6	Urbano
Bilos <i>et al.</i> (2001)	Argentina	La Plata (1993)	64.5	0.41	273	Urbano
Allban <i>et al.</i> (2002)	Egipto	El Cairo (1999)	1600			Urbano
Lartigue <i>et al.</i> (2001)	México	Cd. de México				Urbano
Gutiérrez-Castillo <i>et al.</i> (2005)		Cd. de México				Urbano
Bollhöfer y Rosman (2001)		Cd. de México				Urbano
Chow <i>et al.</i> (2002)		Cd. de México				Urbano
Báez <i>et al.</i> (2007)		Cd. de México				Urbano
Moyeda (2007)		Torreón, Coahuila	92.3	4.03	101	Metalúrgico

### 7.3 Propiedades fisicoquímicas y texturales de los suelos

La Tabla 7.5 presenta los resultados de los análisis granulométricos, de contenido orgánico y carbonatos en los suelos estudiados en el área urbana de Torreón. Estos datos fueron ordenados en función de la distancia de la estación de muestreo con respecto a la industria metalúrgica Met-Mex Peñoles.

Tabla 7.5. Análisis granulométrico, contenido orgánico y carbonatos de los suelos analizados en Torreón.

Distancia (Km)	Estación	% CaCO <sub>3</sub>	% C org.	% Arenas	% Limos	% Arcillas	Clasificación textural
0.3	2	27.9	3.2	79.8	13.6	6.6	Arena
0.4	3	14.1	1.2	54.2	35.8	10.0	Arena limosa
0.56	8	21.4	0.6	96.4	0.6	3.1	Arena
0.57	1	20.5	1.9	69.3	24.0	6.7	Arena limosa
0.65	11	23.3	2.5	78.5	15.4	6.1	Arena
0.89	5	18.4	2.4	56.9	42.8	0.3	Arena limosa
0.93	13	12.7	1.4	70.6	21.2	8.2	Arena limosa
1.07	6	13.1	1.3	57.3	34.5	8.2	Arena limosa
1.09	10	19.7	1.0	71.1	21.8	7.1	Arena limosa
1.17	9	4.5	1.4	53.8	29.9	16.3	Arena limosa
1.23	7	11.1	1.2	68.9	24.2	6.9	Arena limosa
1.27	4	10.8	2.1	57.8	31.5	10.7	Arena limosa
1.44	12	5.2	0.2	89.6	6.0	4.6	Arena
1.58	15	9.5	1.8	56.0	31.9	12.2	Arena limosa
1.62	18	15.7	0.4	50.6	40.1	9.3	Arena limosa
1.69	22	17.5	4.1	21.4	62.0	16.6	Limo arenoso
1.84	19	27.9	0.9	55.8	36.0	8.2	Arena limosa
2.12	17	28.1	0.9	53.4	35.3	11.4	Arena limosa

2.28	20	26.5	1.7	65.2	23.4	11.5	Arena limosa
2.33	14	11.7	2.1	61.0	30.0	9.1	Arena limosa
2.41	16	28	2.8	66.7	28.4	4.9	Arena limosa
2.68	21	14.3	0.5	58.7	31.6	9.7	Arena limosa
2.86	24	43.8	1.5	81.5	14.4	4.1	Arena
3.18	23	10.3	1	85.8	9.3	4.9	Arena
3.59	27	17.8	1.2	64.4	26.9	8.8	Arena limosa
3.59	29	17.8	2.2	79.9	14.4	5.7	Arena
3.85	26	0.9	0.7	97.3	0.3	2.4	Arena
4.05	32	21.2	1.7	73.7	21.8	4.6	Arena limosa
4.11	30	6.9	0.9	52.1	38.3	9.6	Arena limosa
4.24	28	7.7	0.8	67.7	26.1	6.2	Arena limosa
4.5	38	18.5	1.9	39.6	51.2	9.3	Limo arenoso
4.58	31	10.6	0.7	52.0	38.8	9.2	Arena limosa
4.79	34	26.4	1.9	61.8	25.6	12.6	Arena limosa
4.89	25	4.5	0.7	76.7	17.6	5.7	Arena
5.34	33	9.2	1.3	84.0	10.0	5.7	Arena
5.41	35	9.3	0.1	60.8	31.0	8.2	Arena limosa
6.38	36	23.9	0.6	56.8	33	10.2	Arena limosa

Los resultados del análisis granulométrico de los suelos revelan la predominancia del contenido de arenas, seguido de limos y arcillas (Figura 7.3). De acuerdo a la clasificación de Sheppard (1963), el 27% de los suelos analizados son del tipo arenoso, 5.4% limo-arenoso y el restante 71% son suelos areno-limosos.

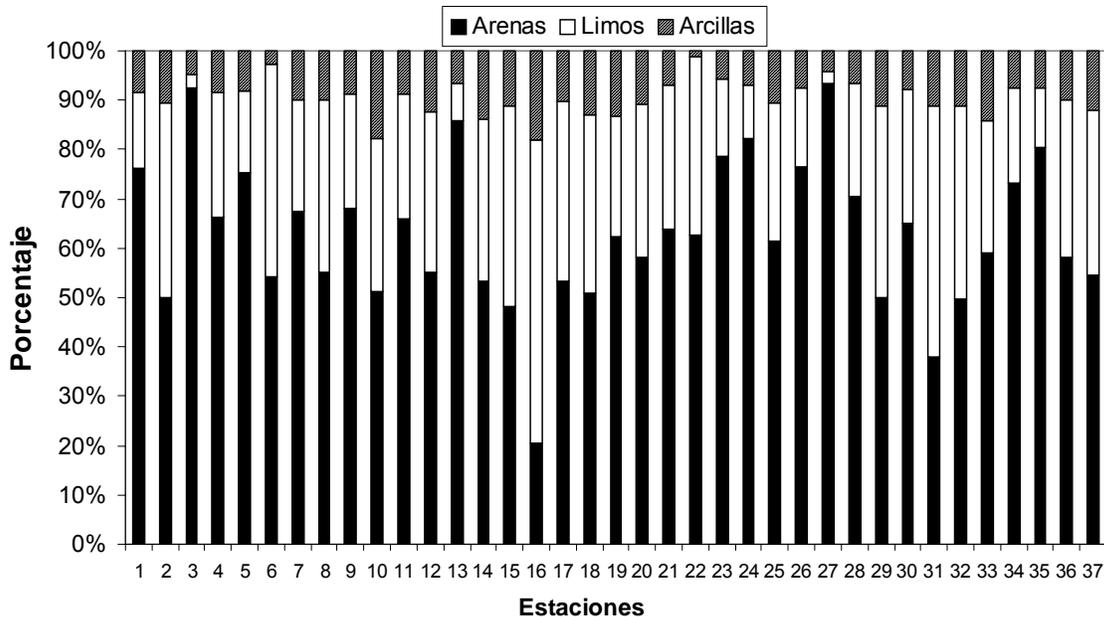


Fig. 7.3. Distribución textural en suelos de Torreón, Coahuila.

En el área de estudio predominan los yermosoles (suelos áridos), xerosoles (suelos profundos, de textura arcillosa), fluvisoles (suelos aluviales) y en las formaciones orográficas, los litosoles (suelos pedregosos y rocosos) (INEGI, 1976).

#### 7.4. Concentración de metales en suelos

Las concentraciones de los tres metales analizados presentaron un amplio rango de variación (Tabla 7.6), particularmente el Pb con un valor mínimo de 14.6  $\mu\text{g/g}$  y un máximo de 20199  $\mu\text{g/g}$ . La media geométrica ( $\chi_g$ ) del Pb fue 607  $\mu\text{g/g}$ . El Cd varió de 3.05 a 44.3  $\mu\text{g/g}$  con un valor de  $\chi_g = 11.3 \mu\text{g/g}$ . El Zn osciló entre 91.9 y 7961  $\mu\text{g/g}$  con un valor de  $\chi_g = 950 \mu\text{g/g}$ .

Tabla 7.6. Estadística descriptiva de las concentraciones ( $\mu\text{g/g}$ ) de Pb, Cd y Zn en muestras de suelo del área urbana de Torreón, Coahuila.

Metal	N	Mínimo ( $\mu\text{g/g}$ )	Máximo ( $\mu\text{g/g}$ )	$\chi$	$\chi_g$	Me	s.d.
Pb	60	14.6	20198	1681	606	554	3397
Cd	60	3.05	44.3	14	11.3	10.8	9.69
Zn	60	91.9	7961	1567	949	820	1559
Al	60	15891	58129	44731	47446	48429	9456

$\chi$  = Media aritmética;  $\chi_g$  = Media geométrica; Me = Mediana;  $s^2$  = Varianza;

s.d. = Desviación estándar

Con el fin de normalizar los datos de concentración de estos tres metales, se analizó también el contenido de aluminio empleado como elemento de referencia (Soto-Jiménez et al., 2001). En la misma Tabla 7.6 se presentan los resultados de Al, que oscilaron de 15891  $\mu\text{g/g}$  a 58129  $\mu\text{g/g}$  con una media geométrica de 47446  $\mu\text{g/g}$ .

Por otra parte, se realizó un análisis de correlación múltiple con los datos granulométricos, contenido de carbono orgánico e inorgánico, los metales estudiados (Al, Pb, Cd y Zn) y la distancia de la estación de muestreo al complejo metalúrgico (Tabla 7.7). Las correlaciones marcadas en negrilla son estadísticamente significativas.

Tabla 7.7. Análisis de correlación múltiple con los datos de contenido de carbono orgánico, granulometría, concentraciones ( $\mu\text{g/g}$ ) de Al, Cd, Pb, Zn y la distancia de la estación de muestreo en los suelos del área urbana de Torreón, Coahuila.

	Distancia	Pb	Cd	Zn	Al	Arenas	Limos	Arcillas	C <sub>org</sub>	CaCO <sub>3</sub>
Distancia	1.00									
Pb	<b>-0.46</b>	1.00								
Cd	<b>-0.67</b>	<b>0.71</b>	1.00							
Zn	<b>-0.63</b>	<b>0.84</b>	<b>0.87</b>	1.00						
Al		<b>-0.35</b>			1.00					
Arenas						1.00				
Limos						<b>-0.97</b>	1.00			
Arcillas						<b>-0.71</b>	<b>0.58</b>	1.00		
C <sub>org</sub>			<b>0.35</b>	<b>0.34</b>					1.00	
CaCO <sub>3</sub>					<b>-0.53</b>				<b>0.35</b>	1.00

$r \geq 0.25$ ,  $P < 0.05$

De acuerdo con los resultados, no se observó ninguna correlación entre la distribución textural, C orgánico,  $\text{CaCO}_3$  y Al con la distancia. Esto es esperado debido a que no existe ninguna relación entre estos parámetros y la emisión de partículas del complejo metalúrgico.

La no relación entre el contenido de Al y la distancia indica que su fuente está relacionada con la composición mineralógica de los suelos. Esta indica su origen natural y justifica su uso como elemento normalizador. Sin embargo, no se observa ninguna relación de este elemento con el Pb, Cd y Zn. Contrariamente se observa una fuerte correlación entre Cd y Zn ( $r=0.87$ ), Zn con Pb ( $r=0.84$ ), y una correlación más baja, aunque aún significativa, entre Cd y Pb ( $r=0.71$ ). La relativamente baja asociación entre estos dos metales se encuentra relacionada a las diferencias en la composición de los minerales de alimentación, y a diferencias en el punto de volatilización que producen fraccionación de los elementos durante su fundición. (Las temperaturas de ebullición son 2002, 1180 y 1040 °K para Pb, Zn y Cd respectivamente. En tanto que las entalpías de vaporización son 177, 115.3 y 100 kJ/mol para los mismos metales). La similitud entre las entalpías de vaporización y temperaturas de ebullición del Cd y Zn justifica la alta correlación obtenida (0.87) entre estos dos metales.

Relacionado con lo anterior, estos resultados muestran la estrecha relación geoquímica entre el Pb, el Cd y el Zn derivados del proceso metalúrgico. Los minerales de plomo procesados en las fundidoras no son compuestos de metales puros, sino que son mezclas de minerales sulfurosos de Ag, Pb Cd y Zn que se encuentran geoquímicamente asociados.

Las emisiones de una fundidora primaria de metales no ferrosos contendrán una “huella digital” característica de elementos asociados geoquímicamente. En este estudio, la presencia de esa huella digital relacionada a las emisiones de la fundidora, puede ser empleada para distinguir de una fuente de contaminación antropogénica con la de la propia metalúrgica.

En las Figuras 7.4 a la 7.6 se presenta la distribución de las concentraciones de Pb, Cd y Zn respectivamente, en las muestras de suelos en función de la distancia a la planta. Las distancias de Met-Mex se grafican en el eje de las “x” como sigue: 0.4 km = 0-0.4 km; 0.8 km = 0.4-0.8 km; 1.2 km = 0.8-1.2 km; 1.6 km = 1.2-1.6 km; 2 km = 1.6-2 km; 3 km = 2-3 km, 4 km = 3-4 km, 5 km = 4-5 km y >5 km.

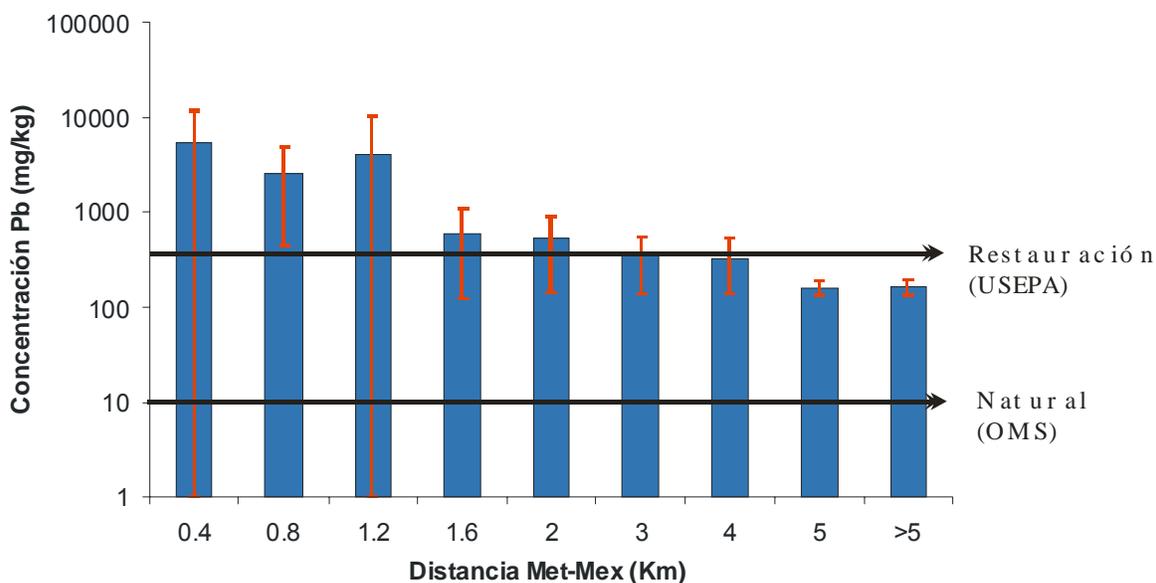


Fig. 7.4. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Pb en los suelos urbanos de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.

Las mayores concentraciones de metales fueron encontradas en las estaciones más cercanas a la fundidora. En los primeros 400 m, la concentración de Pb promedió 5484  $\mu\text{g/g}$ . A 1.2 km se presenta un ascenso en la concentración (4128  $\mu\text{g/g}$ ). A 2 km de distancia de la metalúrgica, la concentración promedio de Pb aún se mantiene por encima del valor de restauración recomendado por la USEPA (1997).

De acuerdo a la Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos, las concentraciones de Pb en suelos no contaminados oscilan entre 10 y 50  $\mu\text{g/g}$ . Este organismo señala que cuando se han establecido acciones de remediación en un suelo contaminado con metales, debe considerarse un sitio como restaurado cuando las concentraciones del mismo sean menores a 500  $\mu\text{g/g}$ .

En Torreón, la presencia de elevados niveles de Pb en las estaciones de muestreo localizadas dentro de un radio de 1.2 Km a la metalúrgica pueden ser interpretada en los términos de que las emisiones de Peñoles son la principal fuente (>90%) de Pb y otros metales. Benin *et al.* (1999) estudiaron en 1995 las relaciones entre la distancia y la concentración de As, Cd y Pb en los alrededores del complejo metalúrgico en Torreón; aunque se observaron relaciones significativas, la correlación fue baja ( $r^2$  de 0.33 a 0.74). Es probable que las perturbaciones naturales y antropogénicas sean responsables de las correlaciones pobres entre la distancia y las concentraciones.

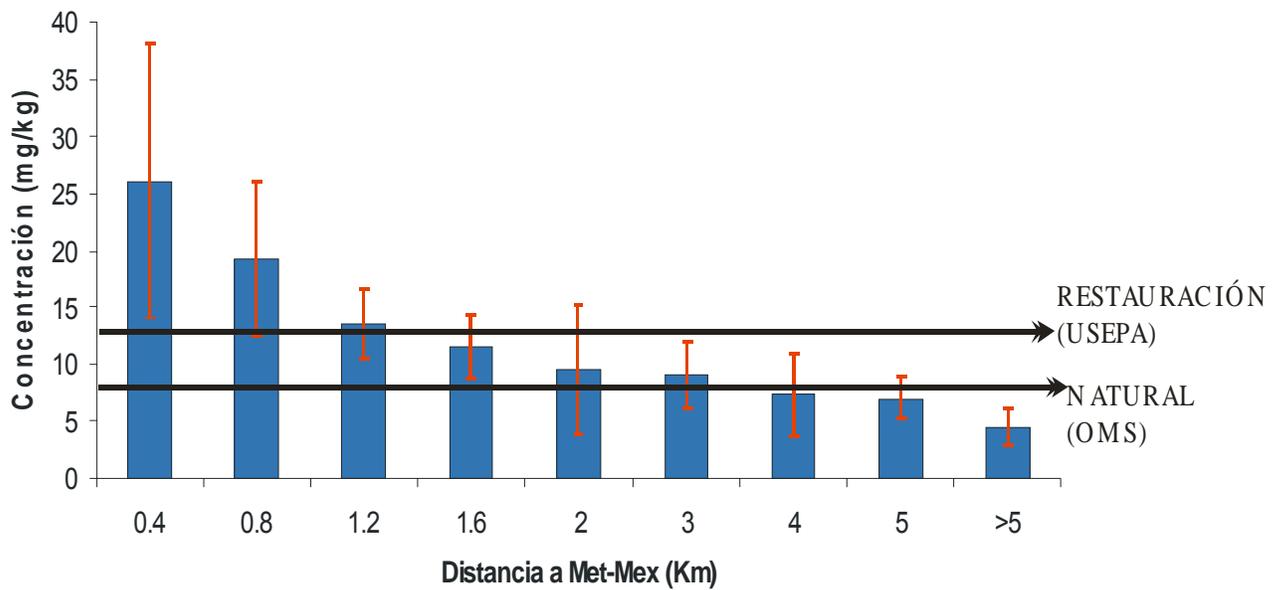


Fig. 7.5. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Cd en los suelos urbanos de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.

En el caso del Cd, la concentración promedio en los primeros 400 m es de  $26.1 \mu\text{g/g}$ . Las concentraciones disminuyen al alejarse de la metalúrgica. Por ejemplo, a una distancia de 0.8 km, la concentración de Cd es de  $19.3 \mu\text{g/g}$ , a 1.2 km es de  $13.7 \mu\text{g/g}$  y a 1.6 km es de  $11.5 \mu\text{g/g}$ . Precisamente este valor es el promedio del rango sugerido por USEPA ( $3\text{-}20 \mu\text{g/g}$ ), para sitios con remediación. Benin (1999) apoyado en la USEPA establece niveles urbanos considerados como normales de hasta  $8 \mu\text{g/g}$ . Cabe mencionar entonces que las concentraciones normales de Cd urbano se presentan hasta los 4 km.

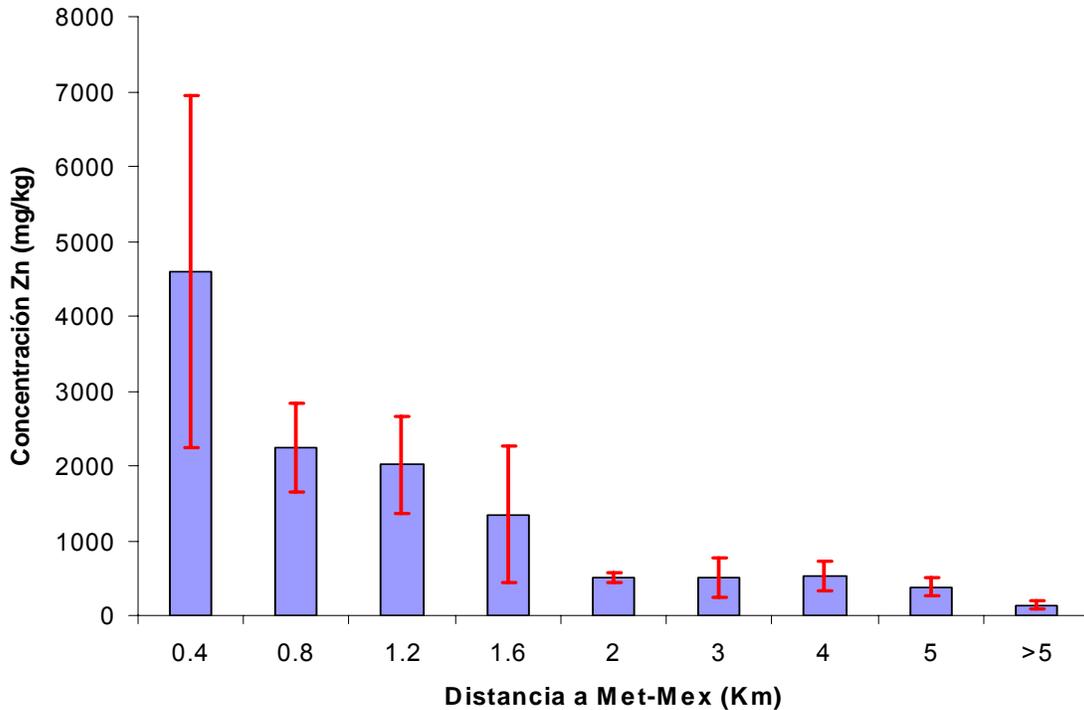


Fig. 7.6. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Zn en los suelos urbanos de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.

De acuerdo con los criterios propuestos por la Organización Mundial de la Salud (2001), las concentraciones naturales de zinc en los suelos varían de acuerdo con la influencia de las conformaciones geológicas. Sin embargo, esta misma organización establece un rango de 10 – 300  $\mu\text{g/g}$  para considerar un suelo como “natural”. Siguiendo este criterio, podríamos identificar que la influencia de la metalúrgica (y las actividades antropogénicas) en lo relacionado a Zn se manifiestan todavía a una distancia de 5 km de la planta.

Sin embargo, en los primeros 400 m se presenta una concentración promedio de 4597  $\mu\text{g/g}$ , a los 800 m, la concentración promedio disminuye a 2234

$\mu\text{g/g}$ . La influencia de la metalúrgica en el caso del Zn se continúa apreciando a los 1600 m en que la concentración de Zn todavía es mayor a  $1000 \mu\text{g/g}$ . Es hasta los 5 km que el promedio de Zn desciende a los niveles urbanos normales, según el rango anteriormente mencionado ( $10\text{-}300 \mu\text{g/g}$  según la OMS).

Los mapas de distribución de metales en los suelos se presentan en las Figuras 7.7, 7.8 y 7.9. El Pb en los suelos se concentra principalmente hacia el suroeste (Fig. 7.7). El área de influencia se observa hasta los 4 km al SO y 2 km al NE. La muestra de suelo con la concentración más alta de Cd y Zn se presentó en el sitio que está a 300 m de la planta en dirección oeste, mientras que el valor más alto registrado para el Pb se situó en una muestra de suelo localizada a 1.07 Km de la planta, también en dirección este. Por su parte, las concentraciones más bajas se registraron en sitios alejados a más de 4 km de la metalúrgica. A 4.50 km en dirección oeste se localiza la estación con la concentración más baja de Pb, en tanto que para el Cd una estación que se localiza a 5.34 km en dirección noroeste; por último, para el Zn, el suelo localizado a 6.38 km en dirección este es el que presenta la concentración más baja.

Esto podría reflejar el efecto de los vientos prevalecientes, los cuales, como ya se mencionó soplan desde el Noroeste. También, esta concentración es debida a otros factores tales como el transporte, descarga y distribución de minerales dentro del complejo metalúrgico. Las condiciones prevalecientes substanciales a considerar son: perturbación humana evidente, la carencia de una cubierta vegetal bien desarrollada, las condiciones de polvo y viento (tolvaneras), y la precipitación ocasional.

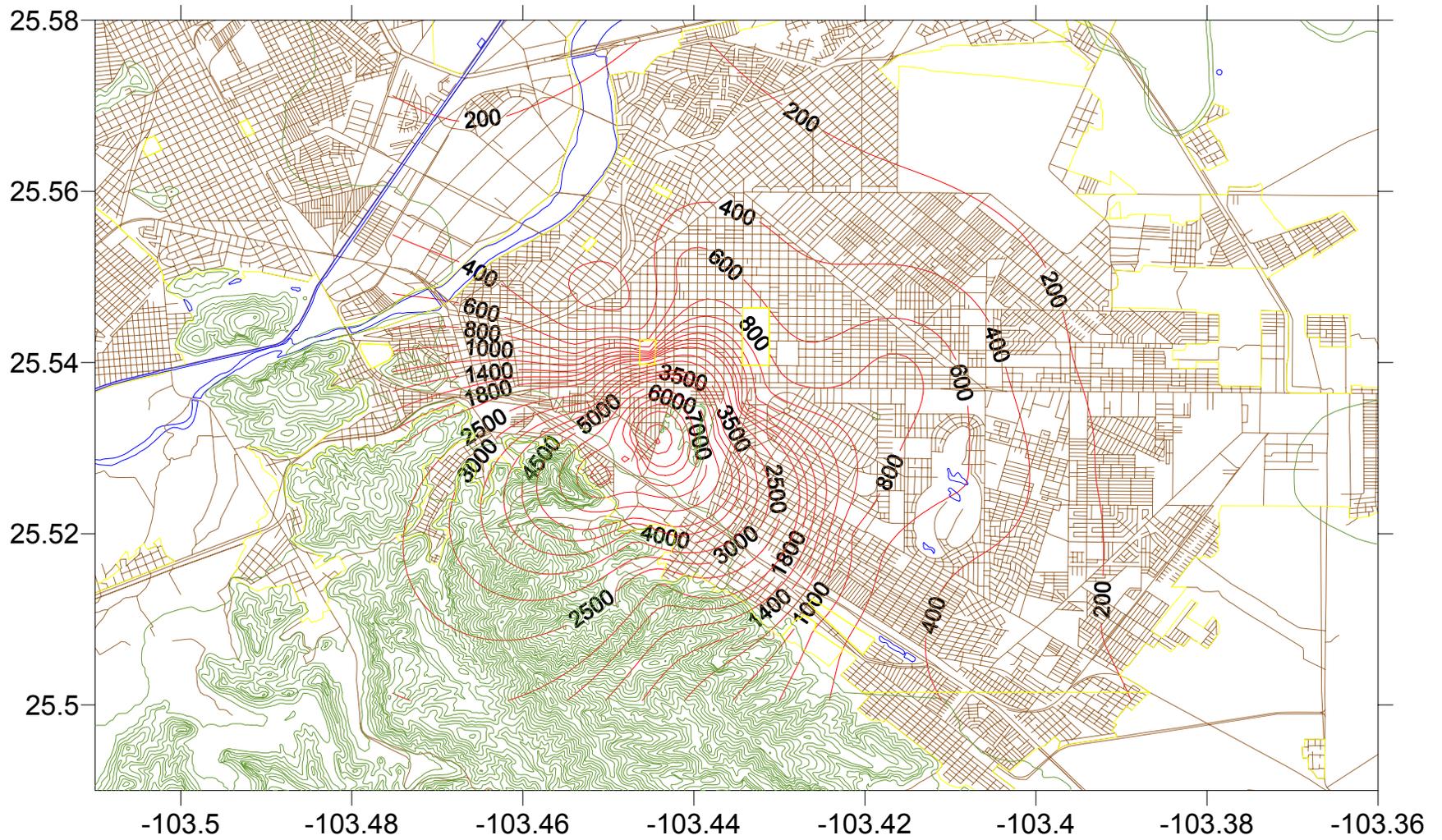


Fig. 7.7. Distribución de Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) en los suelos urbanos de Torreón, Coahuila.

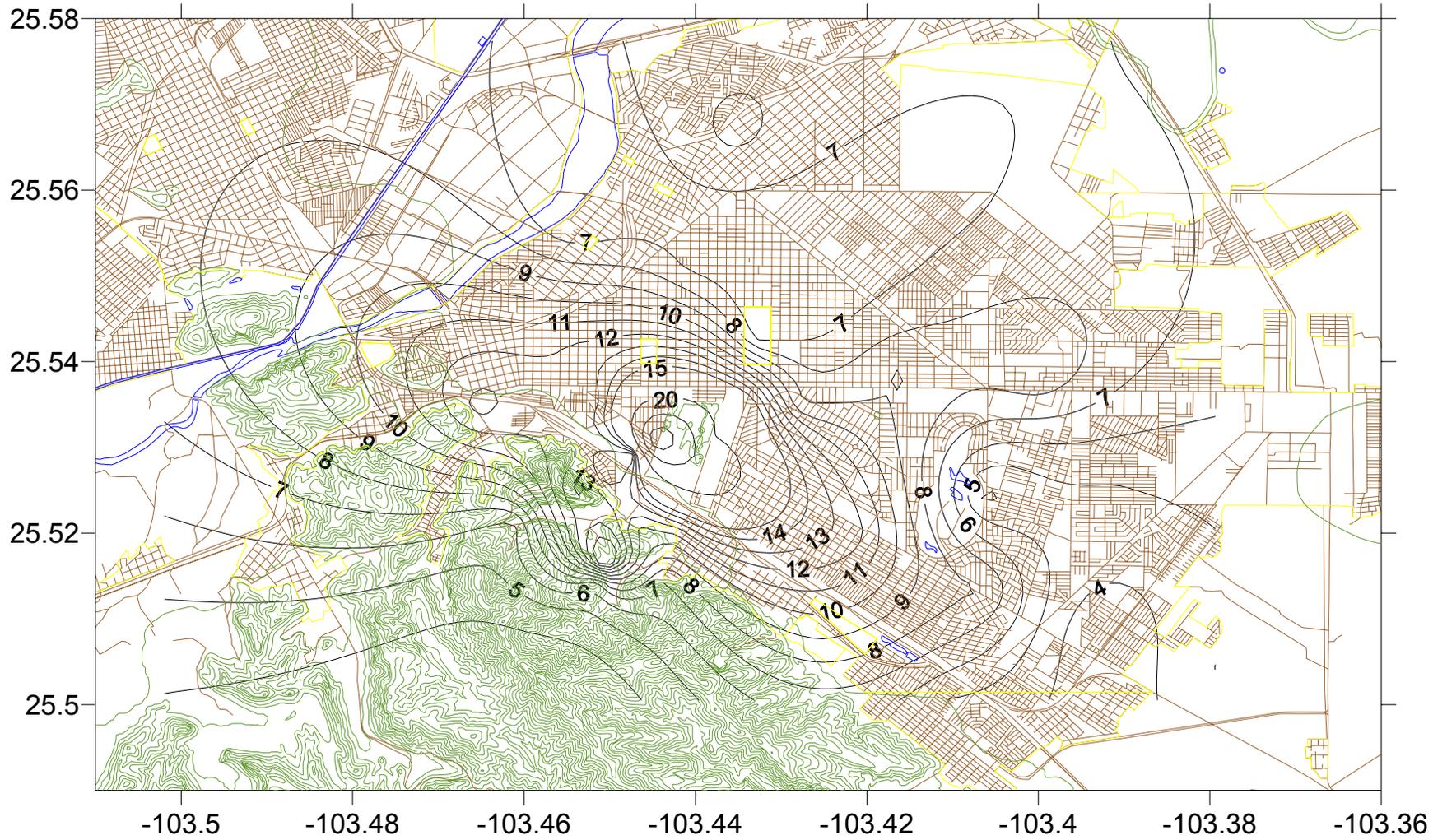


Fig. 7.8. Distribución de Cd ( $\mu\text{g/g}$ ) en los suelos urbanos de Torreón, Coahuila.

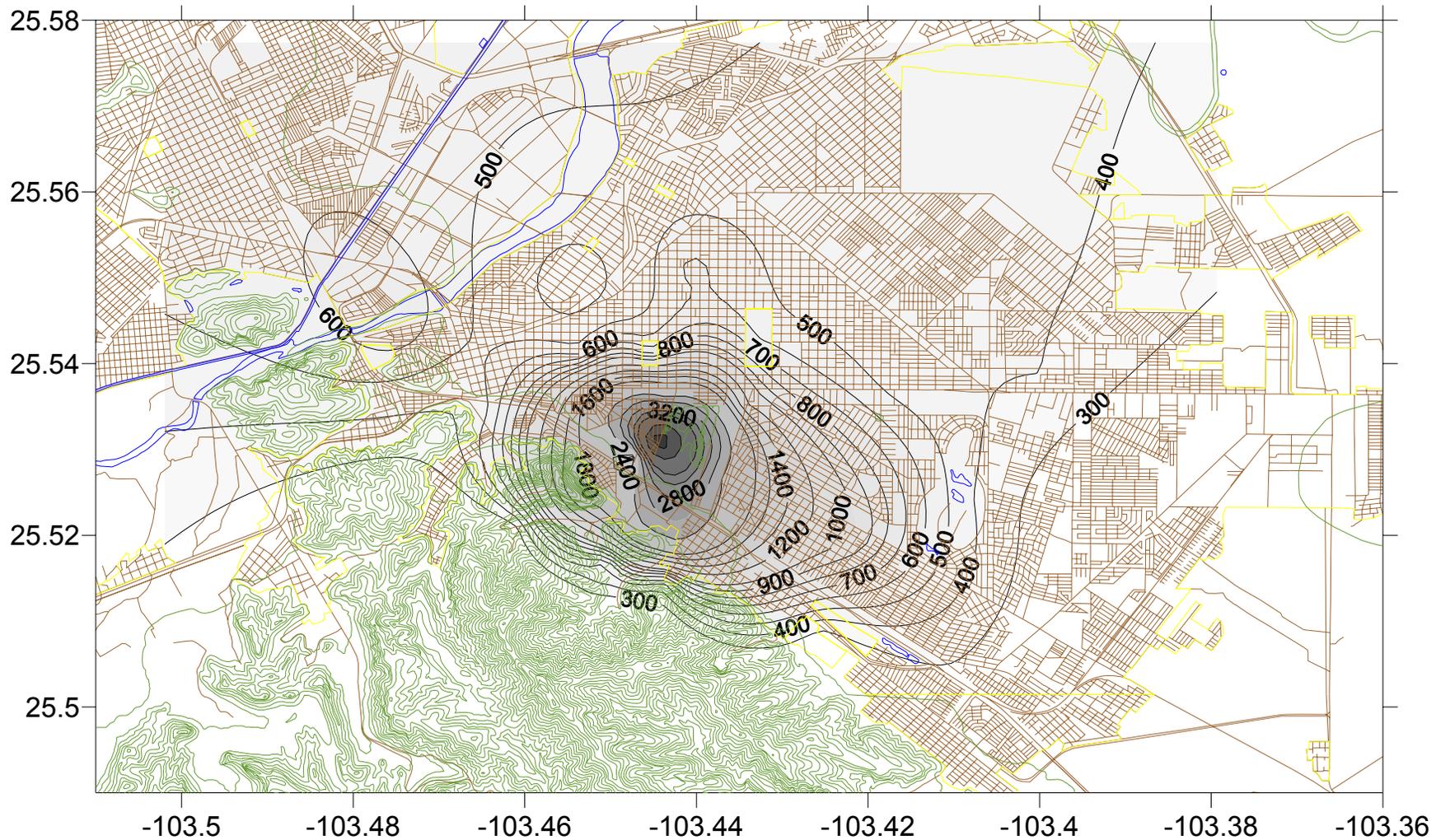


Fig. 7.9. Distribución de Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) en los suelos urbanos de Torreón, Coahuila

Los resultados nos muestran que los suelos son enormes reservorios de metales. Debido a la baja movilidad del Pb en el suelo, todo el Pb que se acumula en la capa superficial del mismo es retenido en los 20 cm superiores (Mielke *et al.*, 1983; Laidlaw 2001). La vida media del Pb en la superficie del suelo ha sido estimada en aproximadamente 700 años (Semlali *et al.*, 2004). Así que, sin alguna acción correctiva, el Pb persistirá por muchas generaciones. La persistencia de la carga de Pb que ha acumulado el suelo tiene implicaciones significativas a largo plazo para la salud pública (Lejano y Ericson, 2005).

La baja humedad del suelo y la velocidad máxima del viento durante las rachas (16-20 Km/h) dan como resultado que los suelos urbanos con altas concentraciones de metales, sean resuspendidos a la atmósfera. La resuspensión de suelos urbanos en otras ciudades ha sido demostrada por una fuerte relación entre la suspensión de suelos superficiales y particulados atmosféricos. (Hopke *et al.*, 1980; Hunt *et al.*, 1993; Lankey *et al.*, 1998; Young *et al.*, 2002). Los niños y adultos que habitan en áreas urbanas donde los suelos superficiales están contaminados con Pb pueden convertirse en una fuente de contaminación muy importante ya que pueden exponerse a través de la inhalación o mediante ingestión del Pb depositado dentro de los hogares, o al aire libre.

El incremento de las tasas de recarga del Pb originado por la resuspensión de polvos de Pb en suelos, exacerba la exposición al Pb y el envenenamiento infantil. En este sentido, la Tabla 7.8 muestra estándares de referencia de algunos países y algunas recomendaciones para prevenir problemas de envenenamiento infantil.

En la mayoría de los centros urbanos no asociados a industria metalúrgica, las fuentes principales de metales en los suelos de las calles incluyen emisiones vehiculares (Harrison *et al.*, 1981; Lau y Wong, 1982; Yassoglou *et al.*, 1987), actividad industrial (Schuhmacher *et al.*, 1997), materiales del intemperismo y otras actividades como la descarga de lodos domésticos o industriales (Thornton, 1992; Tiller, 1992).

Tabla 7.8 Recomendaciones y estándares de niveles de Pb en suelos el mundo

Referencia	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	Recomendación
Office of Solid Waste and Emergency Response (OSWER) (1989)	500	Valor guía de Estados Unidos
Ontario Ministry of the Environment (OME) (1986)	375	Valor guía de Canadá
Mielke <i>et al.</i> (1991)	<150	Prevención de toxicidad
Madhavan <i>et al.</i> (1989)	200	Protección a niños

Sin embargo, los niveles elevados en la concentración de Pb, Cd y Zn sobre Torreón no pueden ser explicados en términos de emisiones vehiculares, o de fuentes naturales. La gasolina con plomo se dejó de utilizar en 1997 (Soto-Jimenez *et al.*, 2006), casi dos años antes de los programas de limpieza y remediación de áreas impactadas en 1999. Entonces, la concentración de Pb en el ambiente no puede ser explicada en términos de las emisiones de gasolina.

Las emisiones de metales provenientes de la producción pirometalúrgica de metales no ferrosos es la fuente más importante de metales en el mundo (Ragaini *et al.*, 1977; Freedman y Hutchinson, 1980; Dumontet *et al.*, 1992).

Consecuentemente, la liberación atmosférica del metal emitido constituye la principal fuente de metales tales como As, Cd, Cu, Zn y Pb, en polvos y suelos alrededor de refineries y fundidoras. Varias evidencias indican que los suelos superiores en las proximidades de los complejos metalúrgicos contienen elevados niveles de elementos asociados a los minerales de extracción, los cuales se volatilizan durante la fundición y son liberados como polvo atmosférico (Ragaini *et al.*, 1977; Hirao *et al.*, 1986; Spear *et al.*, 1998; Meyer *et al.*, 2002; Denaix *et al.*, 2002; Hall, 2003).

A pesar del progreso en la reducción de partículas emitidas, la fundición continúa siendo una fuente muy importante de polvos contaminantes (Dudka y Adriano, 1997). De acuerdo con Nriagu y Pacyna (1988), un complejo metalúrgico no ferroso tiene un factor de emisión de 5500 g/t y 1850 g/t en la producción de Pb y Zn, respectivamente. Ésta pérdida de metal a la atmósfera ocurre durante el horneado y reducción de la galena (Nriagu, 1983). Basado en estos factores de emisión y en una producción anual primaria de Pb de 160,000 toneladas (producción promedio para 1996-99) (Industrias Peñoles, 2000; 2003), se ha estimado que 800 toneladas de Pb industrial fueron potencialmente emitidos cada año a la atmósfera en Torreón hasta antes de la aplicación del programa de remediación y limpieza de metales. Considerando estos factores de emisión y la producción anual primaria de Pb y Zn, nosotros estimamos que alrededor de 1250 toneladas/año de Pb industrial fueron emitidos a la atmósfera en Torreón.

Por otro lado, basado en la eficacia alcanzada en la reducción de la emisión por los controles de la contaminación del aire instalados desde julio de 1999, la emisión de Pb se ha reducido considerablemente a 80.1 toneladas/año. Sin

embargo, esta tasa es equivalente al Pb emitido por 300,000 vehículos que utilicen gasolina plomada (0.5 ml/galón) en los 90's.

En la ciudad de Torreón y la Comarca Lagunera, se han realizado otros estudios de evaluación de metales pesados en suelos. Los resultados de dichos estudios se muestran en la Tabla 7.9.:

Tabla 7.9. Concentraciones de Pb y Cd en suelos de otros estudios ambientales realizados en el área de estudio

Referencia	Ciudad	Metal		
		Pb	Cd	Zn
Benin, <i>et al.</i> , (1999)	Torreón	2448	112	
Dirección de Ecología				
	A 400 m Met-Mex	16309	315.13	
	A 800 m de Met-Mex	7148	160.75	
	A 1200 m de Met-Mex	2163	57.88	
	A 1600 m de Met-Mex	1097	22.88	

De los dos últimos estudios se resaltan las siguientes observaciones: En el análisis realizado por la Dirección General de Ecología para evaluar en función de los puntos cardinales la contaminación por Pb, Cd y As en suelos, si establecemos una comparación de los valores de Pb registrados hace 8 años hasta la distancia

analizada (1.6 Km), puede observarse una clara tendencia a la disminución en las concentraciones. Esta reducción resultó de las acciones de remediación que la propia industria ha puesto en marcha. Met-Mex ha instalado un sistema de control de contaminación de aire que sustancialmente ha reducido las emisiones de Pb y de material particulado.

Por su parte, el estudio de Benin *et al.* (1999) utiliza la mediana como medida de tendencia central. Haciendo un comparativo con los resultados de nuestro estudio, empleando el mismo estadístico y hasta la misma distancia que Benin y su equipo evaluaron, podemos encontrar también una tendencia a la disminución en el caso del Cd y el Pb en los suelos, aunque aún muy lejos de otras ciudades con actividad industrial y población relativamente similar como Chihuahua y Monterrey, que en el año de 1995 se encontraron valores de 467 y 277  $\mu\text{g/g}$  de Pb y 2 y 10  $\mu\text{g/g}$  de Cd, respectivamente (Benin *et al.*, 1999).

#### **7.5. Concentración de metales en hojas de la planta *Solanum eleagnifolium***

Un análisis estadístico de las concentraciones de Pb Cd y Zn en las hojas de *Solanum eleagnifolium* en la zona urbana de Torreón, Coahuila, se muestra en la Tabla 7.10. El Pb tuvo un valor mínimo de 2.09  $\mu\text{g/g}$  y un máximo de 286.3  $\mu\text{g/g}$ . La media geométrica ( $\chi_g$ ) del Pb fue 31.73  $\mu\text{g/g}$ . Por su parte, el Cd varió de 0.33 a 54.24  $\mu\text{g/g}$  con un valor de  $\chi_g = 7.19 \mu\text{g/g}$ . El Zn osciló entre 6.02 y 559.5  $\mu\text{g/g}$  con un valor de  $\chi_g = 59.14 \mu\text{g/g}$ .

Tabla 7.10. Estadística descriptiva de la concentración de Pb, Cd y Zn en las hojas de *Solanum eleagnifolium* en el área urbana de Torreón, Coahuila

Metal	N	Mínimo	Máximo	$\chi$	$\chi_g$	Me	$s^2$	s.d.
Pb	39	2.09	268.29	58.10	31.73	42.12	4394.76	66.29
Cd	39	0.33	54.24	11.42	7.19	9.68	127.06	11.27
Zn	39	6.02	559.47	103.58	59.14	60.73	13774.97	117.36

$\chi$  = Media aritmética;  $\chi_g$  = Media geométrica; Me = Mediana;  $s^2$  = Varianza;

En las Figuras 7.10, 7.11 y 7.12 se presenta la distribución de las concentraciones de Pb, Cd y Zn respectivamente, en las muestras de plantas en función de la distancia a Met-Mex. Cabe mencionar, que al igual que ocurrió en el análisis de suelos, para los tres metales se muestra una disminución proporcional en la concentración, con respecto al alejamiento de la planta metalúrgica.

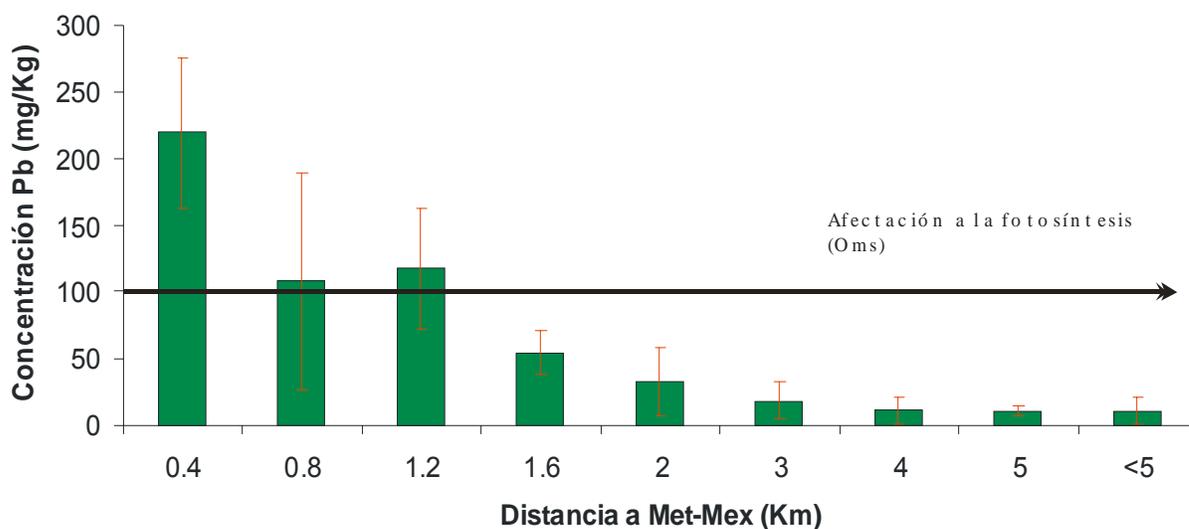


Fig. 7.10. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Pb en las hojas de *Solanum eleagnifolium* del área urbana de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.

En el caso del Pb, las plantas localizadas en un radio de 400 m presentaron una concentración promedio de 218.8  $\mu\text{g/g}$ , de 400 a 800 m la concentración

promedio descendió a 108.2  $\mu\text{g/g}$ , pero a 1.2 km, tal como ocurrió con el mismo metal en los suelos, se presenta un ligero aumento de 9  $\mu\text{g/g}$  (217.8). Podríamos considerar la influencia de la metalúrgica en lo relativo al Pb emitido hasta esta distancia, pues las muestras localizadas a 1.6 km muestran la mitad en concentración promedio (54.82  $\mu\text{g/g}$ ) que a la distancia de 1.2 km.

La OMS (1995) señala que se han establecido una serie de generalizaciones para la concentración normal de plomo en variedades de plantas. Por ejemplo, se ha concluido que la concentración normal de Pb en hojas de plantas arboladas es 2.5  $\mu\text{g/g}$ . Para vegetales y cereales se estimaron concentraciones normales en un rango de 0.1 - 1.0  $\mu\text{g/g}$ . Apoyándose en Mitchell (1963), la OMS señala que la concentración del plomo en hierbas y pastos se presenta en un promedio de 1.0  $\mu\text{g/g}$ , en los tres casos, considerando peso seco.

De acuerdo con estos criterios, sólo una de las plantas analizadas (a 4.89 Km de la metalúrgica en dirección Norte) de la zona urbana posee una concentración aproximada a las consideradas como naturales (2.09  $\mu\text{g/g}$ ), las 38 plantas restantes de la zona urbana sobrepasan los niveles considerados como normales.

El Pb, tiene limitada disponibilidad para ser absorbido por las plantas debido a la formación de complejos con la materia orgánica y su precipitación como carbonatos, hidróxidos y fosfatos, pero existen algunas especies las cuales tienen una relación lineal entre la concentración de Pb en el suelo y la concentración de Pb en sus tejidos, de manera que pueden ser utilizados como indicadores de la salud de un ecosistema.

En otro orden de ideas, el Cd muestra una disminución uniforme (Figura 7.12). En las muestras en el primer radio (400 m) se observa una concentración media de 44.96  $\mu\text{g/g}$ , el siguiente radio de evaluación (800 m) muestra una disminución a la mitad de esta concentración (21.15  $\mu\text{g/g}$ ). Las siguientes distancias muestran disminuciones más suaves en los niveles promedio (17.42  $\mu\text{g/g}$  a 1.2 km, 11.8  $\mu\text{g/g}$  a 1.6 km, hasta llegar a 2.72  $\mu\text{g/g}$  a más de 5 km).

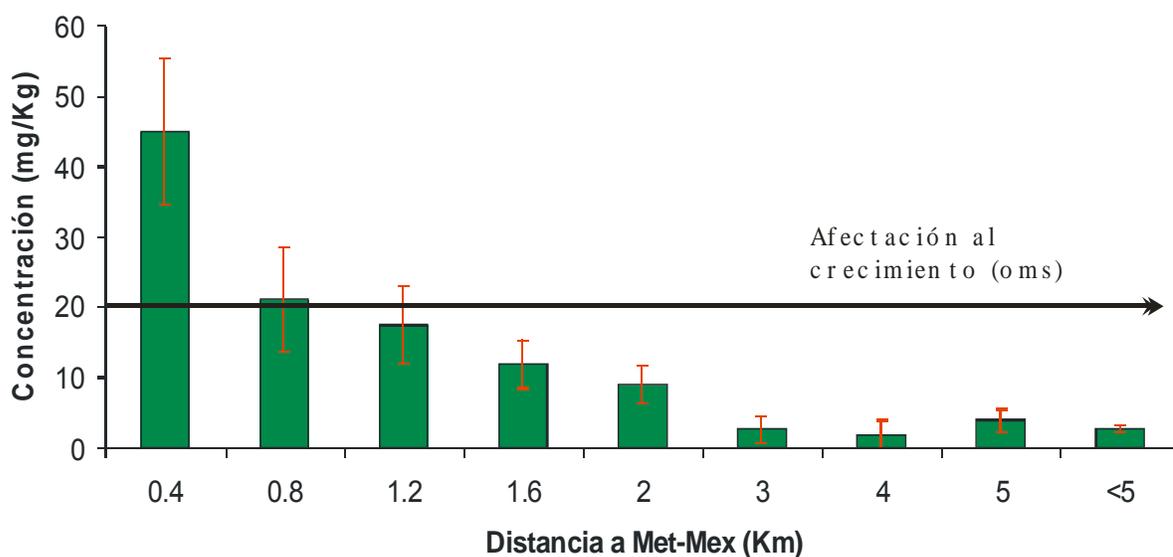


Fig. 7.11. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Cd en las hojas de *Solanum eleagnifolium* del área urbana de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.

La OMS (1992) establece que a concentraciones de 20  $\mu\text{g/g}$  de Cd en las hojas de lechuga, col, zanahoria y rábanos se encuentran señales de toxicidad, pero también problemas de crecimiento; al no existir en la literatura estudios

previos sobre *Solanum eleagnifolium*, consideraremos este valor como el máximo permisible para que la planta se desarrolle adecuadamente.

Si los mecanismos de absorción y excreción de Cd de *Solanum* son similares a los de los vegetales comentados, entonces las muestras localizadas todavía a una distancia de 0.8 km pudieran estar sufriendo problemas de crecimiento. Las concentraciones de las plantas localizadas a 1.2 km (17.42  $\mu\text{g/g}$ ) se encuentran muy cercanas a las concentraciones de hasta 0.8 km (21.15  $\mu\text{g/g}$ ).

Cabe mencionar que las concentraciones de Cd de sitios no contaminados son usualmente menores a 0.5  $\mu\text{g/g}$ , pero pueden alcanzar hasta 3  $\mu\text{g/g}$  dependiendo del material parental del suelo (Schachtschabel *et al.*, 1984). En lo que respecta al Cd, este es un contaminante particularmente peligroso, dada su alta toxicidad y solubilidad en el agua (Lockwood, 1976), a bajas concentraciones el Cd no es tóxico en plantas, pero a altas concentraciones inhibe el crecimiento de las raíces y los procesos de división celular. Los síntomas de toxicidad del Cd en las plantas son similares a la clorosis provocada por el Fe y también ocasiona necrosis y marchitamiento.

Para el Zn, ocurre algo similar al Pb y Cd, pues las concentraciones más altas encontradas en los primeros 400 m (396.6  $\mu\text{g/g}$ ) casi duplican a las de 800 m (229.6  $\mu\text{g/g}$ ). A 1.2 km, la concentración de las hojas promedia 183.13  $\mu\text{g/g}$ , mientras que a 1.6 km 112.5  $\mu\text{g/g}$ . A partir de los 2 km los niveles descienden en casi cuatro veces (34.94  $\mu\text{g/g}$ ) a la concentración registrada en el radio anterior.

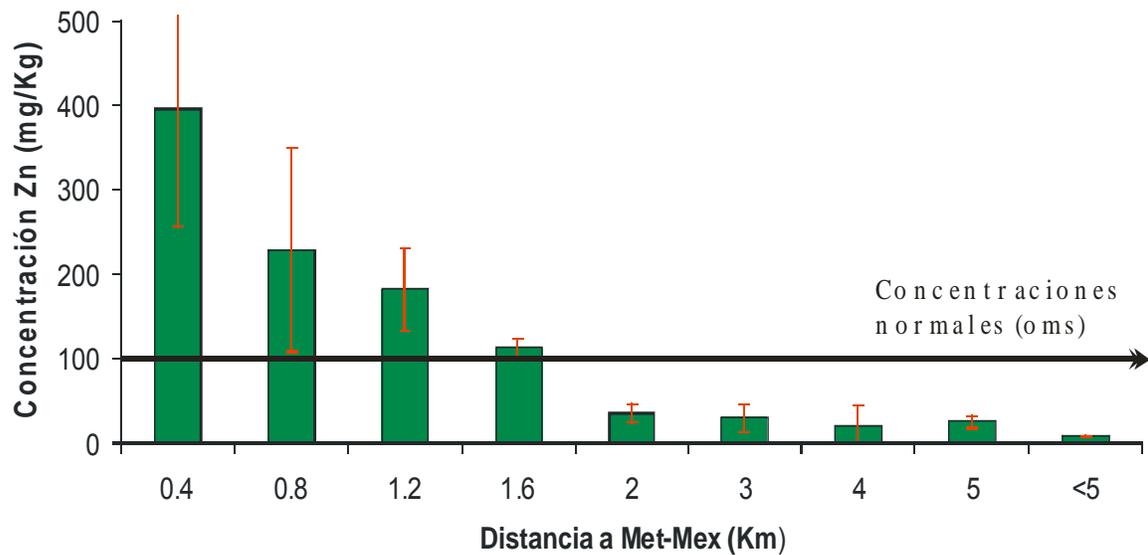


Fig. 7.12. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Zn en las hojas de *Solanum eleagnifolium* del área urbana de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.

En el caso del Zn, su absorción es dependiente de una mayor complejidad de variables: pH, carbón orgánico disuelto, dureza del agua, iones en competencia, ligandos solubles (Florence y Batley, 1980). Siguiendo con este metal, algunos estudios han demostrado que la absorción de Zn por plantas terrestres se ve significativamente incrementada a pH bajos, pero reducido donde hay alto contenido de material orgánico (Jones y Burgess, 1984; Chaney *et al.*, 1987). Los niveles normales de Zn en muchos cultivos y pastos va de 10 a 100  $\mu\text{g/g}$ .

Los mapas de la distribución de Pb, Cd y Zn en las hojas de *Solanum eleagnifolium* (Figuras 7.13, 7.14, 7.15) permiten observar que los tres metales se concentran principalmente con una predominancia hacia el SE y el O. Podemos

observar que las emisiones de la metalúrgica ejercen influencia hasta un radio considerable, pues se aprecian en las tres gráficas, dos fuentes puntuales de contaminación. Una, ya conocida, (Met-Mex), la otra situada en las coordenadas geográficas -103.41, 25.518 con niveles por encima de los 150  $\mu\text{g/g}$ .

Las concentraciones más altas de Pb, Cd y Zn se localizaron a una distancia no mayor de 400 m de Met-Mex. En el caso del Pb, una muestra localizada a 300 m en dirección Este presentó la concentración más alta. Para el caso del Cd y el Zn, el mismo organismo, localizado a 300 m en dirección Oeste presentó los valores más altos de dichos metales.

Las muestras con las concentraciones más bajas de los 3 metales se localizan de la siguiente manera: A 4.89 Km en dirección sureste se localiza la muestra con la concentración más baja de Pb, en tanto que para el Cd y el Zn una muestra ubicada a 3.85 km en dirección noreste.

La OMS establece que para el Zn, al igual que para Cd y Pb, las concentraciones en las plantas serán mayores cuando se encuentren cercanas a fuentes puntuales de contaminación por zinc.

Para el caso de este metal, señala que las variaciones entre especies en el contenido de zinc son considerables, y dentro de la misma especie, la variación tiene que ver con la época del año, la edad y la cercanía a una fuente de contaminación antropogénica. Sin embargo, establece como un rango normal de concentración de 10 a 100  $\mu\text{g/g}$  (Zn) en la mayoría de las hojas (peso seco) de plantas, hierbas y pastos.

En concordancia con lo anteriormente dicho, los organismos de *Solanum eleagnifolium* ubicados dentro de una zona de 1.58 km alrededor de la metalúrgica poseen concentraciones por encima de los niveles normales para plantas de ese tipo. En total, 14 plantas analizadas se encuentra por encima del límite de los 100 µg de Zn/g de hoja de planta.

Tabla 7.11. Análisis de correlación para los resultados de concentración de Pb, Cd y Zn (µg/g) en hojas de *Solanum eleagnifolium* del área urbana de Torreón, Coahuila.

Metal	Pb µg/g	Cd µg/g	Zn µg/g
Pb µg/g	1.00		
Cd µg/g	0.87*	1.00	
Zn µg/g	0.77*	0.92*	1.00

\* $r \geq 0.3044$ ,  $P < 0.05$

Al igual que sucedió con los aerosoles, los polvos y el suelo, se observa que los tres metales se correlacionan significativamente en las hojas de *Solanum eleagnifolium*, (Tabla 7.11,  $P < 0.05$ ), lo cual sugiere nuevamente que los tres metales provienen de una misma fuente.

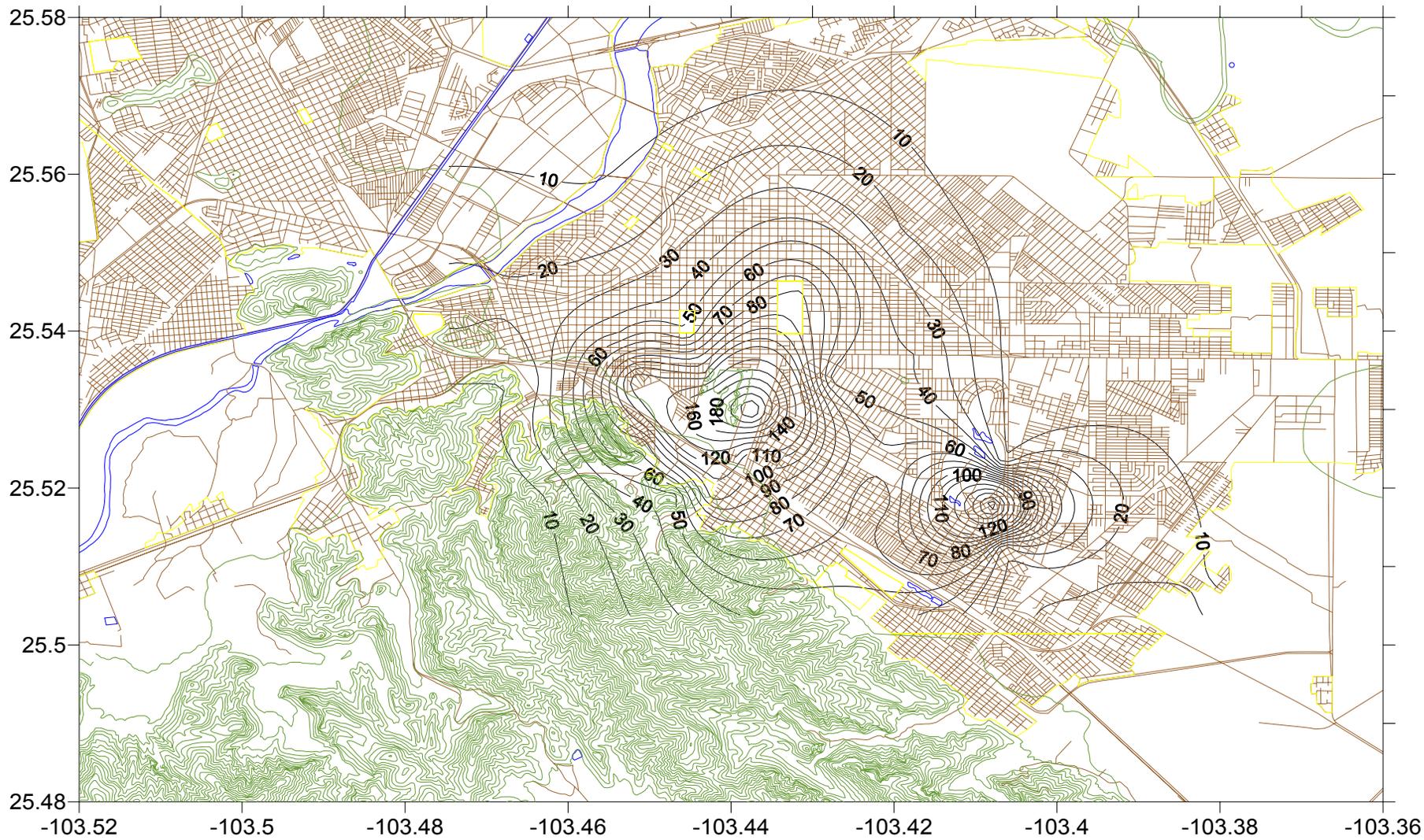


Fig. 7.13. Distribución de Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) en las hojas de *Solanum eleagnifolium* de Torreón, Coahuila.

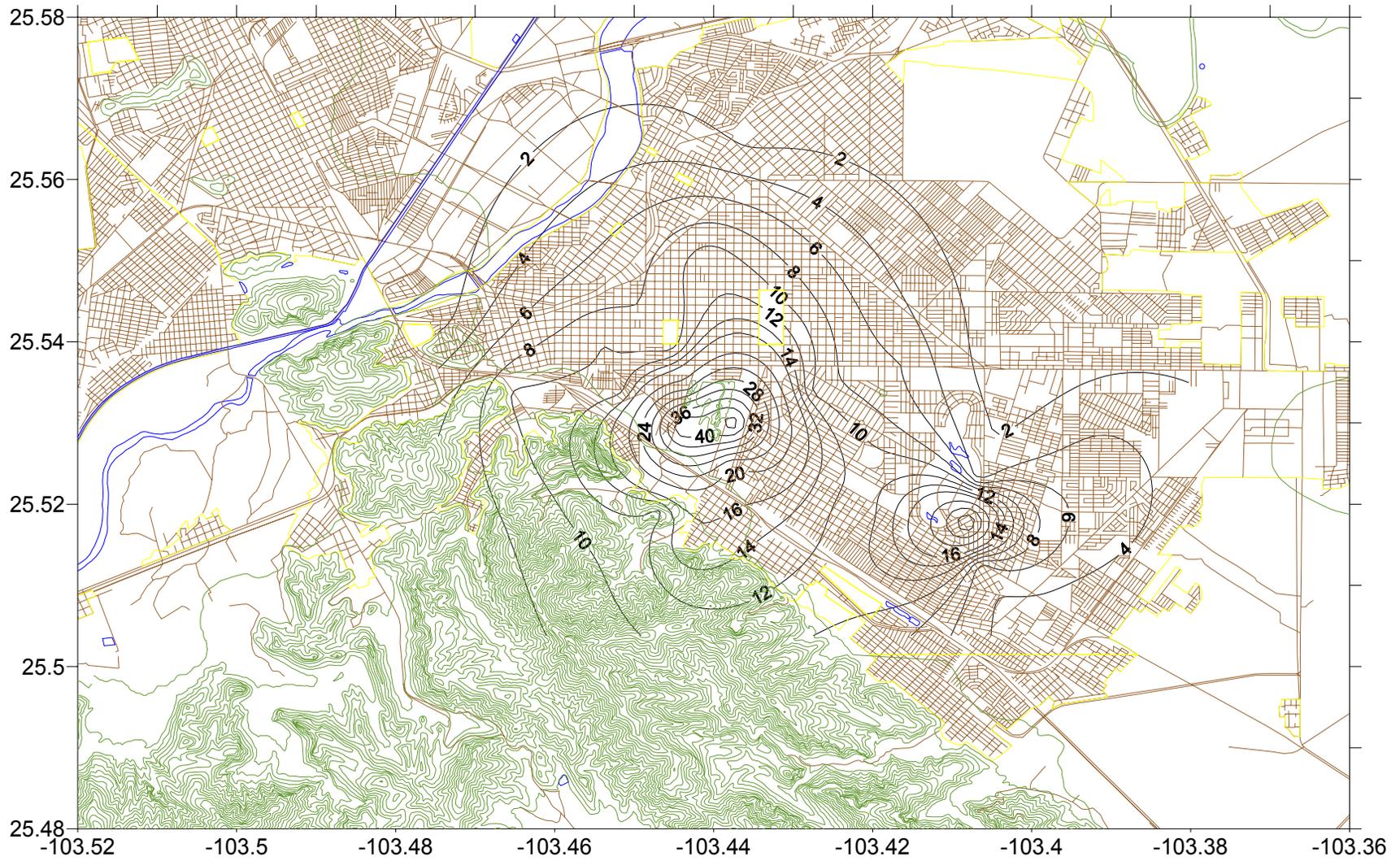
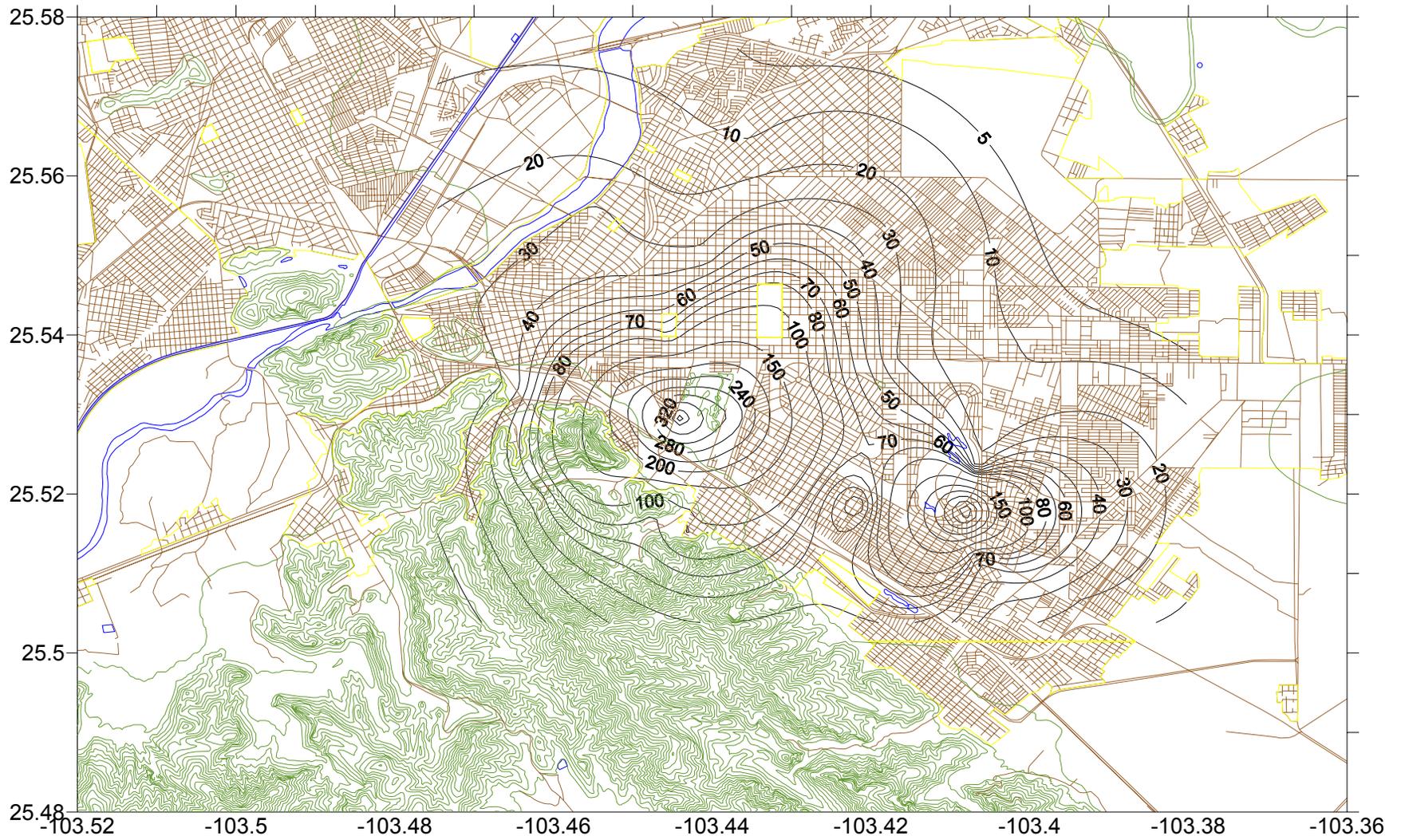


Fig. 7.14. Distribución de Cd ( $\mu\text{g/g}$ ) en las hojas de *Solanum eleagnifolium* de Torreón, Coahuila.



7.15. Distribución de Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) en las hojas de *Solanum eleagnifolium* de Torreón, Coahuila.

La gráfica 7.16 muestra las concentraciones de Pb, Cd y Zn encontradas en 16 muestras de la zona rural; en dicho gráfico se puede apreciar que ninguna de las concentraciones sobrepasa los 25  $\mu\text{g/g}$  de metal. Sin embargo, eso no significa que no sobrepasen los límites y recomendaciones establecidos por la OMS. De las 16 plantas analizadas en la zona rural, las 16 sobrepasan la concentración “natural” del Pb en las hojas, sólo una excede la de Cd, y ninguna supera la concentración permitida de Zn.

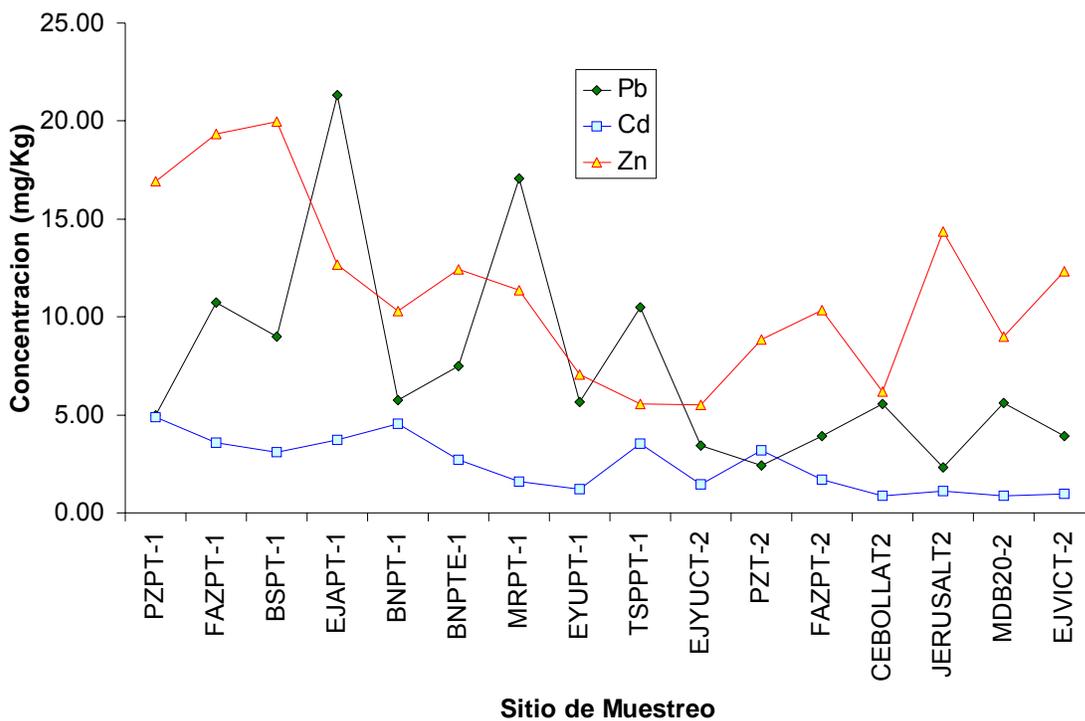


Fig. 7.17. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Pb, Cd y Zn en las hojas de *Solanum eleagnifolium* del área rural de la Comarca Lagunera

Por su parte, la Tabla 7.12 muestra un análisis estadístico más detallado de los resultados obtenidos en la zona rural de la Comarca Lagunera. De esta tabla

podríamos obtener las concentraciones que consideraríamos como “naturales” dentro de la zona. El Pb tuvo un valor mínimo de 2.33  $\mu\text{g/g}$  y un máximo de 21.32 $\mu\text{g/g}$ , donde  $\chi_g = 6.14\mu\text{g/g}$ . El Cd varió de 0.88 a 4.87  $\mu\text{g/g}$  donde  $\chi_g = 2.06 \mu\text{g/g}$ . Por su parte, el Zn osciló entre 5.50 y 19.89  $\mu\text{g/g}$  con un valor de  $\chi_g = 11.38\mu\text{g/g}$ .

Tabla 7.12. Estadística descriptiva de la concentración de Pb, Cd y Zn en las hojas de *Solanum eleagnifolium* en el área rural de la Comarca Lagunera

Metal	N	Mínimo	Máximo	$\chi$	$\chi_g$	Me	$s^2$	s.d.
Pb	16	2.33	21.33	7.48	6.15	5.65	27.95	5.29
Cd	16	0.89	4.88	2.44	2.07	2.19	1.86	1.36
Zn	16	5.50	19.98	11.39	10.55	10.85	20.57	4.54

$\chi$  = Media aritmética;  $\chi_g$  = Media geométrica; Me = Mediana;  $s^2$  = Varianza; s.d. = Desviación estándar

### 7.5.1 Transferencia del suelo a la planta

La absorción de metal de una planta se encuentra influenciada, además de la fisiología de la planta (Alloway *et al.*, 1990), por factores del suelo tales como el pH, la cantidad de materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico. La movilidad y disponibilidad de metales pesados es generalmente baja, especialmente cuando el suelo tiene un pH alto, y también es alto en contenido de arcillas y materia orgánica (Jung y Thornton, 1996; Roselli, *et al.*, 2003). También, debido a que la absorción de metales del suelo ocurre lentamente a través del transporte activo del agua hacia las raíces, atravesando la membrana plasmática de las células epidérmicas de este órgano. Esta capacidad varía en las plantas.

De acuerdo con esto, probablemente, la combinación del elevado pH del suelo y el alto contenido de materia orgánica en el sitio de estudio pudieran estar jugando un rol importante en la relativamente limitada disponibilidad de metales obtenidos del suelo.

Las figuras 7.17, 7.18 y 7.19 muestran la relación de la concentración de Pb, Cd y Zn de las muestras de hojas de *Solanum eleagnifolium* con respecto a la concentración de los mismos metales en el suelo donde se desarrollaron. Se añade también un análisis de regresión lineal.

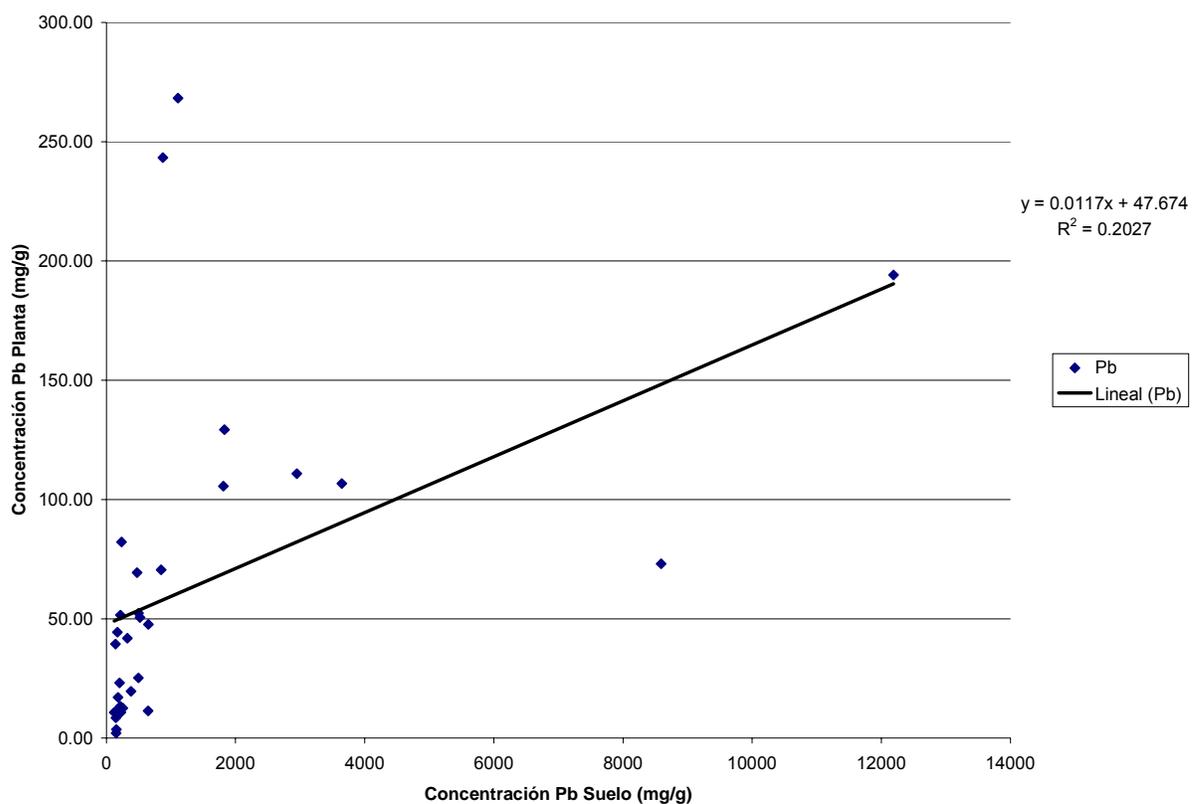


Figura 7.17. Concentración de Pb en hojas de *Solanum eleagnifolium* con respecto a la concentración de Pb en los suelos donde se desarrollaron.

Las figuras muestran que, comparativamente con el Cd y el Zn, el Pb muestra un nivel de correlación menor ( $R^2=0.20$ ) motivado por 4 *outliers*. Estos valores corresponden a las muestras de hojas de plantas con las concentraciones más altas localizadas en las proximidades de la metalúrgica (400 m). El resto de las muestras en este gráfico, ilustra un comportamiento relativamente correlacionado.

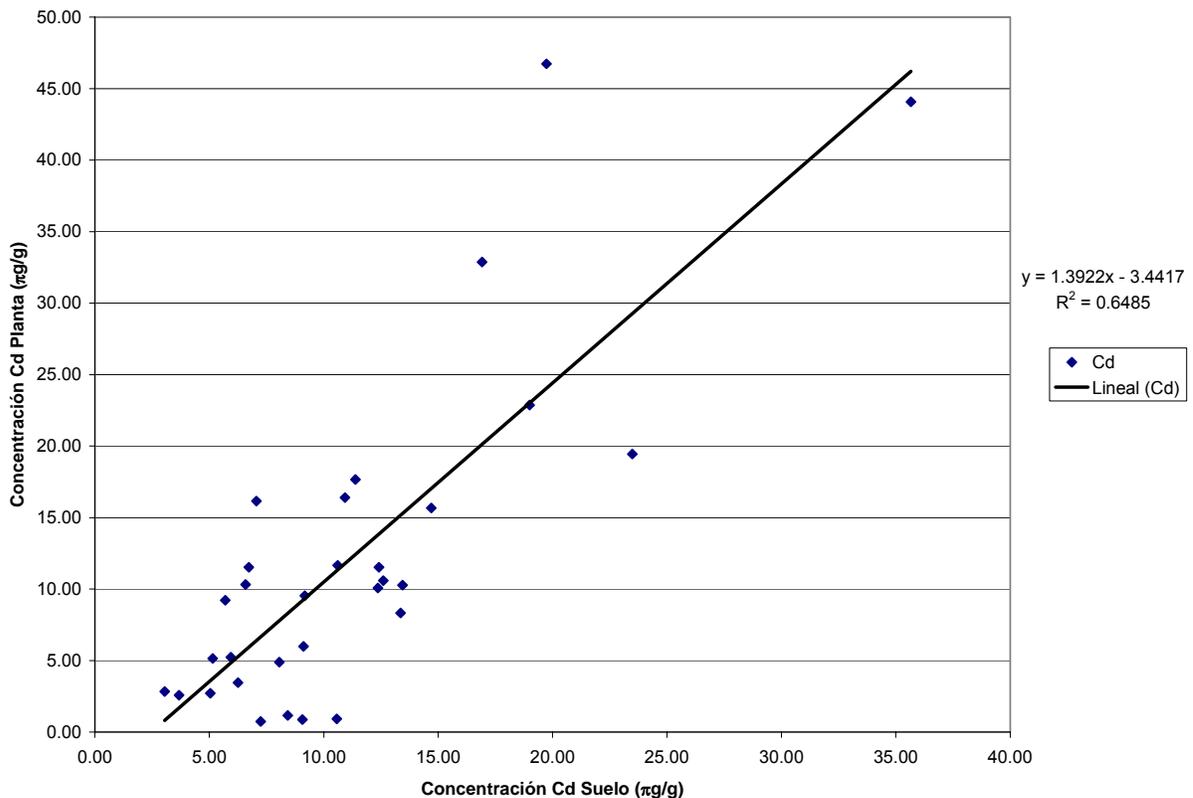


Figura 7.18. Concentración de Cd en hojas de *Solanum eleagnifolium* con respecto a la concentración de Cd en los suelos donde se desarrollaron.

Para el caso del Cd, existe un nivel considerable de correlación ( $R^2=0.65$ ) y un valor de la ordenada al origen negativo ( $b= -3.44$ ), esto se explica porque en varias muestras la concentración de Cd en las hojas excede a la del suelo. Esto

ocurre en el valor localizado en la parte superior de la gráfica, donde las concentraciones de metal en las hojas de la planta, duplican a las encontradas en el suelo.

Por último, el Zn también muestra una correlación considerable ( $R^2=0.63$ ) y una pendiente muy pequeña ( $m= 0.066$ ). Los valores que se encuentran significativamente por fuera de la línea de tendencia pertenecen a la misma estación de muestreo en la que el Cd y el Pb encontrados en las hojas, superan a la concentración del suelo.

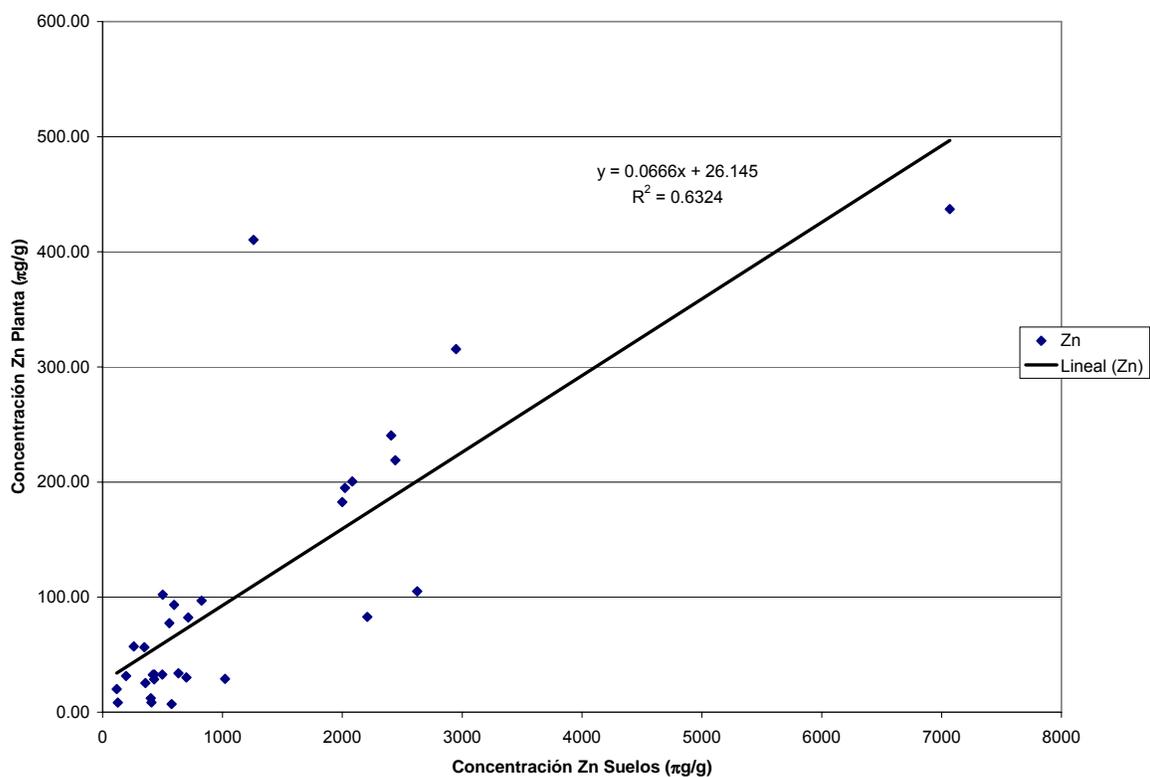


Figura 7.19. Concentración de Zn en hojas de *Solanum eleagnifolium* con respecto a la concentración de Zn en los suelos donde se desarrollaron.

El coeficiente de transferencia cuantifica las diferencias relativas en la presencia de metales en las plantas como una función del suelo y de las propias propiedades de la planta. El coeficiente se calcula dividiendo la concentración del metal en la planta entre la concentración total del metal en el suelo.

Los coeficientes de transferencia altos, reflejan retención relativamente pobre en los suelos, o gran eficiencia en las plantas para absorber metales. Por su parte, coeficientes bajos reflejan una fuerte sorción de metales en los coloides del suelo (Alloway y Ayres, 1997).

Los coeficientes de transferencia (CT) para el Pb, Cd y Zn se muestran en la Tabla 7.13. En ella se puede apreciar que en este estudio, el Pb tiene un CT promedio de  $0.105 \pm 0.095$ , el del Cd es de  $1.00 \pm 0.584$  y por último el del Zn es de  $0.100 \pm 0.067$ . Kloke *et al.*, (1984) sugirieron los siguientes rangos de CT promedio, empleado para todo tipo de plantas: para el Pb (0.01 – 0.1) y para el Cd y Zn (1-10).

Esto muestra que la transferencia del suelo a la planta del Pb y Cd en Torreón se encuentra dentro de los niveles normales (para el Pb en el rango mayor, el Cd en el rango inferior), y que el Zn se encuentra por debajo del valor sugerido por Kloke.

Tabla 7.13. Coeficientes de transferencia (CT) de los suelos de Torreón Coahuila, a las plantas *Solanum eleagnifolium*

Estación	Pb suelo	Pb planta	CT Pb	Cd suelo	Cd planta	CT Cd	Zn suelo	Zn planta	CT Zn
1	2949	111	0.038	19.00	22.86	1.20	2407	240.35	0.100
2	12188	194	0.016	35.66	44.07	1.24	7069	437.09	0.062
3	1109	268	0.242	19.74	46.73	2.37	2949	315.52	0.107
4	219	51.5	0.235	13.36	8.33	0.62	715	82.30	0.115
5	1827	129	0.071	12.41	11.53	0.93	2084	200.54	0.096
6	8589	73.1	0.009	14.70	15.66	1.07	2022	194.83	0.096
7	846	70.5	0.083	11.38	17.67	1.55	1999	182.51	0.091
9	649	47.6	0.073	10.61	11.66	1.10	2207	82.82	0.038
10	3647	107	0.029	10.93	16.40	1.50	2624	105.06	0.040
11	1810	106	0.058	23.48	19.45	0.83	2443	218.93	0.090
12	170	44.4	0.260	9.18	9.54	1.04	826	96.96	0.117
13	873	243	0.279	16.92	32.87	1.94	1259	410.45	0.326
14	326	41.8	0.128	6.73	11.52	1.71	633	33.81	0.053
15	519	50.5	0.097	12.37	10.08	0.81	556	77.37	0.139
16	645	11.4	0.018	13.44	10.28	0.76	431	32.74	0.076
17	254	12.6	0.049	5.70	9.21	1.62	261	57.14	0.219
19	476	69.4	0.146	7.06	16.16	2.29	502	102.21	0.204

20	500	52.3	0.105	12.60	10.59	0.84	1021	28.87	0.028
21	140	39.4	0.282	9.12	5.99	0.66	430	28.55	0.066
22	233	82.1	0.353	6.58	10.32	1.57	597	93.35	0.156
23	197	12.6	0.064	5.95	5.24	0.88	419	32.51	0.078
25	150	2.09	0.014	7.25	0.74	0.10	576	7.02	0.012
26	497	25.2	0.051	10.57	0.92	0.09	699	30.15	0.043
27	224	10.9	0.049	3.67	2.58	0.70	357	25.29	0.071
28	155	3.62	0.023	9.07	0.87	0.10	402	12.05	0.030
29	382	19.6	0.051	6.25	3.45	0.55	498	32.81	0.066
30	181	17.1	0.095	8.43	1.17	0.14	407	8.43	0.021
32	205	23.1	0.113	8.06	4.89	0.61	348	56.40	0.162
33	215	13.3	0.062	5.15	5.15	1.00	196	31.51	0.160
35	147	8.5	0.058	3.06	2.84	0.93	118	20.08	0.171
36	120	10.8	0.090	5.04	2.72	0.54	127	8.30	0.066

### 7.5.2. Regulación de metales por las plantas

Bajo condiciones normales de crecimiento, las plantas pueden acumular ciertos iones metálicos en un orden de magnitud mayor que el del medio que las rodea (Kim *et al.*, 2003). De acuerdo con Baker y Brooks (1989), existen algunas plantas a las que se les denomina “hiperacumuladoras”, que son definidas como plantas que acumulan  $>1000 \mu\text{g/g}$  de Cu, Co, Cr, Ni o Pb, o bien  $>10,000 \mu\text{g/g}$  de Mn o Zn.

Estos mismos autores han registrado 5 especies hiperacumuladoras de Pb, 4 de Zn y ninguna de Cd. Al ser la base de muchas cadenas alimenticias, las plantas acumuladoras de metales son directa e indirectamente responsables de la absorción de metales por humanos y animales (Pendias, 1989). Hay un incremento en el conocimiento sobre los efectos a la salud derivados de la contaminación por Pb, Cd y Zn. De ahí la importancia de este análisis.

Por ende, las implicaciones asociadas a la contaminación por metales es de gran interés, particularmente en los sistemas de producción agrícolas. Los metales a menudo encontrados como contaminantes en vegetales incluyen el As, Cd y Pb. Estos metales pueden representar un importante riesgo a la salud humana, por la particularidad de los bajos requerimientos por el organismo humano (Gupta y Gupta, 1998). De hecho, el Cd y el Pb son considerados los metales pesados más importantes que afectan a los cultivos vegetales.

Además, existe un gran interés en tratar los problemas de la contaminación por metales con el desarrollo de la industria y la agricultura. La mayoría de las estrategias de remediación convencionales no proveen soluciones a la toxicidad

causada por la contaminación de metales. El desarrollo de tecnologías de fitoremediación ha despertado el interés por conocer los mecanismos por los cuales los metales se acumulan en las plantas (Pollard *et al.*, 2002).

La fitoremediación es una técnica emergente que posee el beneficio de trabajar *in situ*, con un bajo costo y un desarrollo sustentable (McGrath *et al.*, 2002; Salt *et al.*, 1998), y actualmente existen dos estrategias de fitoremediación que se encuentran en uso (Keller *et al.*, 2003).

Una estrategia de remediación consiste en el uso de plantas hiperacumuladoras que absorban uno o dos metales. Esta opción produce baja biomasa compensada con altas concentraciones de metales en las hojas (Baker y Brooks, 1989; McGrath, 1998; Reeves y Baker, 2000).

Por otro lado, la otra estrategia es el uso de elevada biomasa que no absorbe en específico algún metal y contiene un promedio bajo de metales, que se ven compensados por dicha cantidad de biomasa (Keller *et al.*, 2003).

La Tabla 7.14 muestra un comparativo entre la proporción de metales (Cd/Zn, Pb/Zn, Cd/Pb, Zn/Pb, Pb/Cd y Zn/Cd) en las muestras con concentraciones naturales y muestras contaminadas por la industria metalúrgica, cotejando los promedios por distancia y al final un promedio para el área urbana, mismo que se contrasta con el obtenido para el área rural. La proporción entre la concentración de los metales permanece relativamente constante, salvo cuando el elemento a comparar es el Cd. La zona urbana manifiesta el doble en la proporción de Pb y Zn con respecto a la proporción de la zona rural. Dicha proporción es relativamente similar a las proporciones entre metales que se presentan a más de 5 km de distancia de la metalúrgica.

Tabla 7.14. Proporciones entre metales en hojas de plantas *Solanum eleagnifolium* del área urbana y rural de Torreón, Coahuila.

Distancia (Km)	Cd / Zn	Pb / Zn	Cd / Pb	Zn / Pb	Pb / Cd	Zn / Cd
0.5	0.1176	0.5878	0.2081	1.8663	4.8811	8.7837
1	0.0965	0.6970	0.3305	4.4405	6.6888	11.9956
1.5	0.1155	0.5824	0.2115	1.9432	4.9267	9.0968
2	0.1330	0.7373	0.1860	1.3804	5.7563	7.6832
3	0.2662	1.0457	0.4429	1.9823	3.7318	4.1968
4	0.0902	0.7039	0.1813	1.7237	12.9155	15.9584
5	0.0915	0.8728	0.1829	2.0741	10.0917	12.0548
<5	0.2403	0.9190	0.4161	1.9114	3.5224	4.8250
<b><math>\chi</math> Urbana</b>	<b>0.1438</b>	<b>0.7682</b>	<b>0.2699</b>	<b>2.1653</b>	<b>6.5643</b>	<b>9.3243</b>
<b><math>\chi</math> Rural</b>	<b>0.2313</b>	<b>0.7259</b>	<b>0.4269</b>	<b>2.1153</b>	<b>3.7014</b>	<b>5.9608</b>

De acuerdo con esto, podemos observar que las actividades de la fundidora han incrementado varias veces las concentraciones de Pb, Cd y Zn en el área urbana; además, es posible observar que el metal con el mayor incremento entre la zona rural y la urbana es el Zn. Para evaluar la capacidad de regulación de los metales de *Solanum eleagnifolium*, comparamos los niveles de Pb y Cd con respecto al Zn (por ser un mineral esencial), de las zonas expuestas con los niveles de la zona rural. La tabla 7.15 analiza esta capacidad de regulación y muestra que, en la mayoría de las distancias analizadas, los niveles de Pb y Cd con respecto del Zn se encuentran por debajo de lo que sucede en la zona rural. El promedio de la relación Pb/Zn de la zona expuesta con respecto a la zona rural es muy cercano a 1 ( $0.95 \pm 0.23$ ), lo que muestra la capacidad de excreción de la planta de este metal en la zona expuesta. En el caso del Cd el valor promedio de

esta proporción es de  $0.60 \pm 0.24$ . Es importante el uso de plantas nativas para fitoremediación porque esas plantas son a menudo mejores en términos de sobrevivencia, crecimiento y reproducción bajo presión ambiental, con respecto a plantas introducidas de otros ambientes. Existe un interés permanente en la investigación del uso de plantas nativas que son tolerantes a los metales. Sin embargo, pocos estudios han evaluado el potencial de fitoremediación de plantas nativas bajo condiciones de campo (Shu *et al.*, 2002; Mcgrath y Zhao, 2003). Desafortunadamente, los resultados obtenidos en este estudio no permiten considerar a *Solanum* como una especie fitoremediadora para la problemática ambiental de Torreón.

Tabla 7.15. Comparativo de las proporciones de Pb y Cd con respecto al mineral esencial (Zn) en las hojas de *Solanum eleagnifolium*, entre la zona expuesta y la zona rural de Torreón, Coahuila.

Distancia	Pb/Zn	Cd/Zn	$(Pb/Zn)_u / (Pb/Zn)_r$	$(Cd/Zn)_u / (Cd/Zn)_r$
0.4	0.59	0.12	0.81	0.51
0.8	0.74	0.11	1.01	0.48
1.2	0.66	0.11	0.91	0.47
1.6	0.52	0.11	0.71	0.46
2	0.78	0.13	1.07	0.58
3	1.05	0.27	1.44	1.15
4	0.70	0.09	0.97	0.39
5	0.76	0.10	1.05	0.44
<5	0.42	0.21	0.57	0.90
$\chi$	0.69	0.14	0.95	0.60
s	0.17	0.06	0.23	0.24

Rural	0.73	0.23	-	-
-------	------	------	---	---

## 7.6. Concentración de metales en heces fecales de perro

Algunos autores consideran una dificultad el obtener muestras biológicas de seres humanos, pues esto implica la transgresión de la persona al recurrir a la vía intravenosa para obtener muestras de sangre. Por lo tanto, para evitar estas cuestiones éticas, es necesario acudir a otras formas indirectas para estudiar las fuentes de contaminación.

Para ello se ha acudido a la saliva en humanos (Pan 1981; Omokhodion y Crockford 1991; Silbergeld 1993; Wilhelm *et al.*, 2002; Koh *et al.* 2003; Wilhelm *et al.*, 2007), el cabello (Renshaw *et al.*, 1976; Schumacher *et al.*, 1991; Wolfsperger *et al.*, 1994; Seidel *et al.*, 2001;), la orina (Hirata *et al.*, 1995; Tsaih *et al.*, 1999; Manton *et al.*, 2000; Černá *et al.*, 2007; Wilhelm *et al.*, 2007;) y las heces fecales (Lok, 1983; Gregus y Klaasen, 1986; Tahiri *et al.*, 2000; Parker y Hamr, 2001; Gwiazda *et al.* 2005).

Aunado a esto, se ha encontrado que las mascotas pueden ser excelentes indicadores de niveles de contaminación por un método sencillo y económico, además de que consumen parte de sus alimentos en el suelo, además de tener metabolismos parecidos al humano y a que se encuentran expuestos al mismo nivel de contaminación. En síntesis, el análisis de heces fecales es una manera indirecta de conocer los niveles de exposición al que se encuentran los animales.

La Tabla 7.16 muestra un análisis estadístico de las concentraciones de Pb Cd y Zn en las 43 muestras de heces fecales de perro analizadas en la zona urbana de Torreón, Coahuila. Los resultados son presentados como  $\mu\text{g/g}$  en peso

seco para eliminar la influencia de la variabilidad del contenido de agua en las heces entre organismos.

Tabla 7.16. Estadística descriptiva de la concentración de Pb, Cd y Zn en heces de perros en el área urbana de Torreón, Coahuila.

Metal	N	Mínimo	Máximo	$\chi$	$\chi_g$	Me	$s^2$	s.d.
Pb	43	1.75	229.8	73.62	43.17	55.95	3757	61.30
Cd	43	0.62	57.15	11.86	6.38	5.73	192.0	13.85
Zn	43	7.87	430.1	96.59	57.55	77.43	9351	96.70

$\chi$  = Media aritmética;  $\chi_g$  = Media geométrica; Me = Mediana;  $s^2$  = Varianza

s.d. = Desviación estándar

El Pb tuvo un valor mínimo de 1.75  $\mu\text{g/g}$  y un máximo de 229.8  $\mu\text{g/g}$ . La media geométrica ( $\chi_g$ ) del Pb en las heces fue 55.95  $\mu\text{g/g}$ . El Cd osciló entre 0.62 y 57.15  $\mu\text{g/g}$  con un valor de  $\chi_g = 5.73 \mu\text{g/g}$ . Por su parte, el Zn varió de 7.87 a 430.1  $\mu\text{g/g}$  con un valor de  $\chi_g = 77.43 \mu\text{g/g}$ .

Aunado a esto, las gráficas 7.20, 7.21 y 7.22 presentan los resultados de la concentración promedio de Pb, Cd y Zn encontrados en las heces, con respecto a la distancia al centro de la metalúrgica.

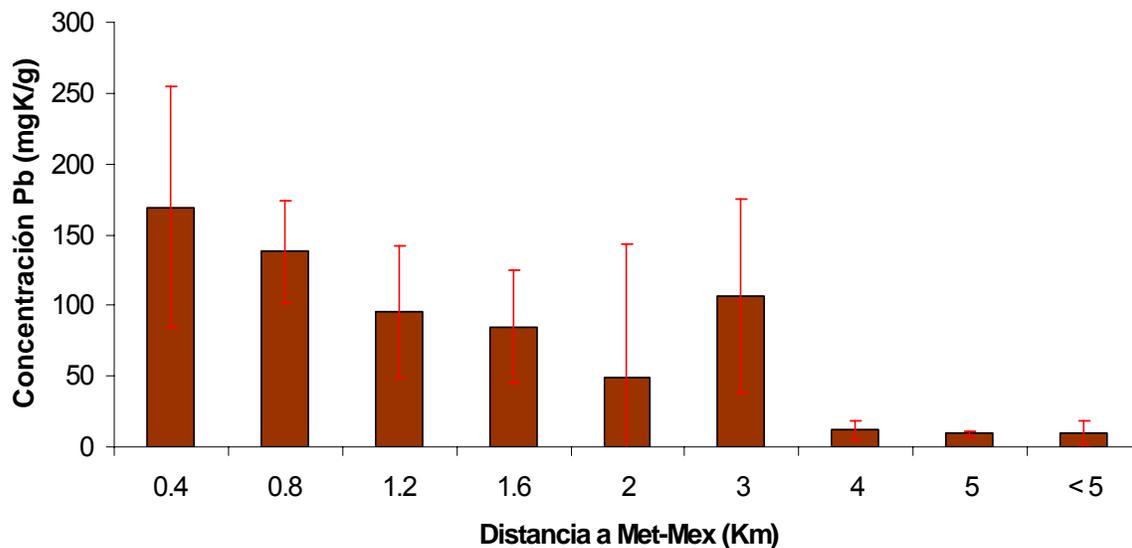


Fig. 7.20. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Pb en las heces fecales de perros del área urbana de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a Met-Mex.

En el caso del Pb, las heces de perro localizadas en un radio de 400 m presentaron una concentración promedio de  $169.5 \mu\text{g/g}$ , de 400 a 800 m la concentración promedio descendió a  $137.9 \mu\text{g/g}$ , al igual que en el caso de las plantas.

Las concentraciones de Pb continúan descendiendo hasta 2 km ( $49.12 \mu\text{g/g}$ ). Sin embargo, en el km 3 de distancia a la metalúrgica, se presenta una elevación en la concentración ( $106.1 \mu\text{g/g}$ ), fenómeno que no se presentó en ninguno del resto de los indicadores analizados.

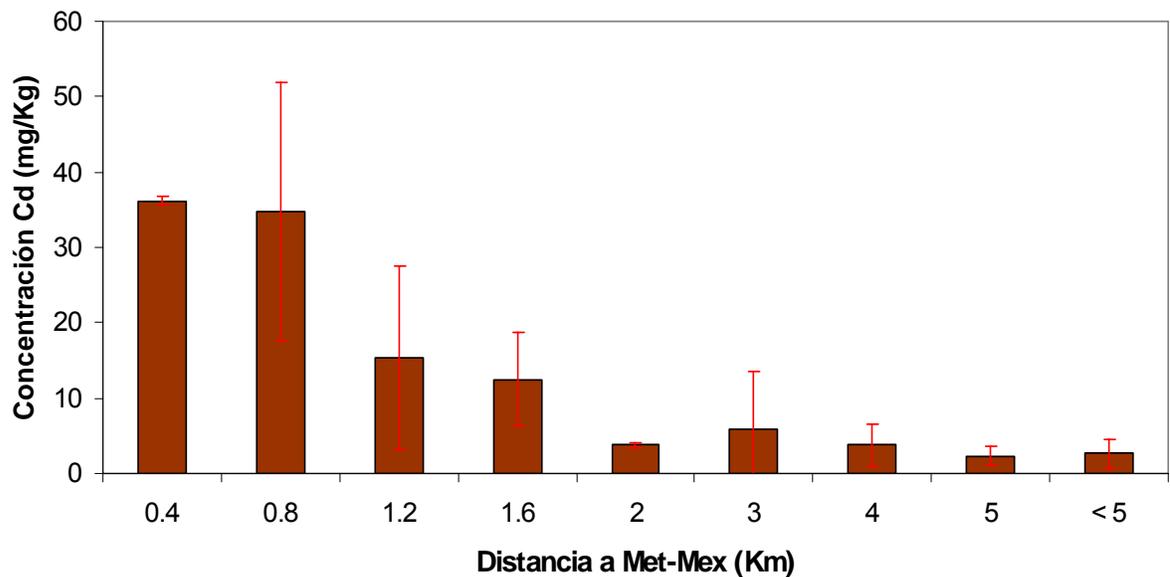


Fig. 7.22. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Cd en las heces fecales de perros del área urbana de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.

En el caso del Cd, las concentraciones más altas se encuentran hasta una distancia de 800 m. No existe mucha diferencia en los dos primeros radios de análisis ( $36.2 \mu\text{g/g}$  para 0.4 km y  $34.8 \mu\text{g/g}$  a los 0.8 km). A 1.2, 1.6 y 2 km se observa un descenso considerable en la concentración ( $15.3$ ,  $12.5$  y  $3.8 \mu\text{g/g}$  respectivamente). Al igual que sucedió con el Pb en este mismo indicador, el Cd muestra un ligero ascenso a 3 km de distancia ( $5.89 \mu\text{g/g}$ ).

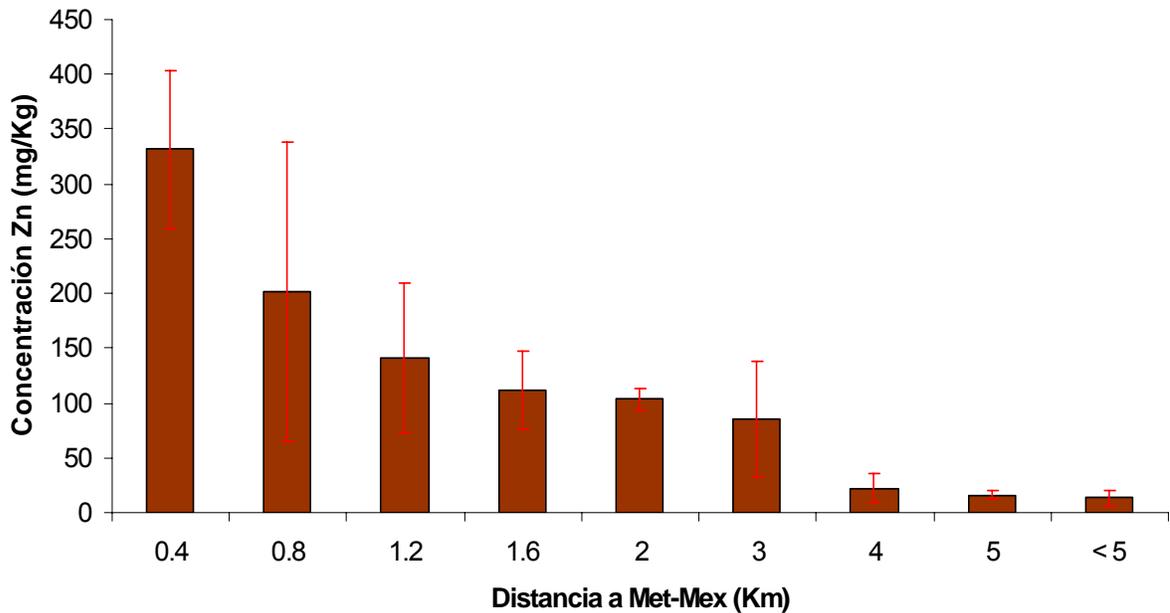


Fig. 7.23. Concentración promedio ( $\mu\text{g/g}$ ) de Zn en las heces fecales de perros del área urbana de Torreón, Coahuila con respecto a la distancia a la industria metalúrgica.

El Zn, a diferencia del Pb y el Cd, muestra un descenso constante en la concentración, conforme nos alejamos de la metalúrgica. De la misma manera que ha sucedido con todos los indicadores en todos los metales, en el primer radio de análisis (0.4 km), se encuentran las concentraciones más altas (331.4  $\mu\text{g/g}$ ). En el siguiente radio (0.8 km) la concentración disminuye significativamente hasta 202  $\mu\text{g/g}$ . Desde 1.2 km, hasta los 3 km, las concentraciones se presentan relativamente uniformes: 141  $\mu\text{g/g}$  (a una distancia de 1.2 km), 112  $\mu\text{g/g}$  (a 1.6 km), 103  $\mu\text{g/g}$  (2 km) y 85.6  $\mu\text{g/g}$  (3 km).

El análisis de metales en heces provee una evaluación comprensiva de la exposición ambiental, además de la acumulación y desintoxicación de metales. (Gwiazda, *et al.*, 2005). Para diversos elementos tóxicos como el Mercurio (Hg), Cd, Pb, Antimonio (Sb) y Uranio (U), la excreción biliar de metales en las heces es la principal ruta natural de eliminación del organismo. Aprovechando esto, Park *et al.*, (2005) han demostrado la valía del uso de los perros como indicadores de los niveles de contaminación.

La Tabla 7.17 confirma que existe una correlación entre la concentración de metales encontrados en el área de estudio. La correlación más baja, contrario a lo sucedido en otros indicadores, es Pb-Cd (0.69), seguramente porque los perros poseen un mecanismo de desintoxicación, de alguno de estos dos metales.

Tabla 7.17. Análisis de correlación con los datos de concentración ( $\mu\text{g/g}$ ) de Pb, Cd y Zn en heces fecales del área urbana de Torreón, Coahuila.

Metal	Pb $\mu\text{g/g}$	Cd $\mu\text{g/g}$	Zn $\mu\text{g/g}$
Pb $\mu\text{g/g}$	1.00		
Cd $\mu\text{g/g}$	0.69*	1.00	
Zn $\mu\text{g/g}$	0.80*	0.81*	1.00

$$r \geq 0.3044, P > 0.05$$

Este estudio demuestra que las concentraciones de Pb, Cd y Zn en heces y otras matrices ambientales se encuentran altamente correlacionadas, como se puede observar en la tabla. Esta evaluación de la concentración total de Pb, Cd y

Zn en las heces refleja los niveles de excreción biliar y exposición integrados (aunque los metales a los cuales los perros se exponen pueden no ser absorbidos). Por lo tanto, esta concentración pudiera no estar correlacionada con sus efectos clínicos. Sin embargo, pese a las diferencias fisiológicas existentes entre niños y perros, estas concentraciones reflejan la susceptibilidad de niños pequeños a la exposición de los metales analizados.

En este sentido, Gwiazda *et al*, (2005) señalan que la medición del contenido de metales en las heces a lo largo del tiempo es una posible aproximación para estimar la magnitud global de la absorción de metales en los niños. De acuerdo con este autor, el análisis en la composición isotópica de estos metales en las heces puede entregar información valiosa para disociar entre rutas de exposición. Es decir, si la absorción del metal se obtiene principalmente en el interior o el exterior del hogar.

La importancia de buscar alternativas éticas y de bajo costo para evaluar el nivel de exposición al que se encuentran los niños, a través de determinaciones indirectas, radica en que los fetos y niños en edad preescolar son usualmente los segmentos más vulnerables de la población para la exposición a los metales. Entre los niños, aquellos que se encuentran entre los 2 y 3 años pueden ser los que manifiesten el mayor riesgo de exposición en un suelo contaminado con metales. A nivel mundial, el número de niños potencialmente expuestos a Pb, Cd, o Zn se estima de 5.9 a 11.7 millones de niños, en tanto que sólo en la ciudad de Torreón, existen en la ciudad alrededor de 167,000 de los cuales una buena parte se encuentra expuesta.

Como los niños son especialmente susceptibles a la intoxicación con metales, los efectos suelen ser devastadores, tales como baja estatura, disminución en la inteligencia, anormalidades en el comportamiento, entre otros problemas de daño irreversible (Madhavan *et al.*, 1989).

### **7.7. Concentración de metales en agua**

De acuerdo al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA, 1990), cerca del 50% del agua usada en la región es suministrada de alrededor de 5,000 pozos localizados sobre acuífero granulares extendido en un área de 6000 km<sup>2</sup>.

Las principales fuentes de recarga son el río Nazas y la infiltración por irrigación, conteniendo altos niveles de sales, y contaminantes orgánicos e inorgánicos. Esta contaminación que se extiende más allá de la zona adyacente, hasta tierras localizadas a muchos kilómetros de Torreón, está contaminando los acuíferos de los ríos Nazas y Aguanaval.

Además de los problemas de escasez de agua que se han reconocido en la Comarca Lagunera y la contaminación por irrigación de los acuíferos, otro problema relativo de infiltración en la zona son los contaminantes depositados en el suelo, entre ellos el Pb, Cd y Zn provenientes en su mayoría de la planta Met-Mex (Soto-Jimenez y Flegal, comunicación personal). Estos contaminantes son infiltrados gracias a la lixiviación provocada por las lluvias ácidas las cuales resultan de la reacción entre el agua de lluvia y del SO<sub>2</sub> particulado emitido por las instalaciones de Met-Mex durante el procesamiento de minerales sulfurosos (EPA, 1986). Para evaluar el impacto que han tenido las lixivitaciones de metales sobre los acuíferos de la zona, se ha evaluado la concentración de Pb, Cd y Zn en 8

pozos de extracción en la ciudad de Torreón, Coahuila. La Tabla 7.18 muestra la estadística básica de los análisis realizados.

Tabla 7.18. Estadística básica de la concentración de Pb, Cd y Zn en el agua de pozos de extracción del área urbana de Torreón, Coahuila.

Metal	N	Mínimo	Máximo	$\chi$	$\chi_g$	Me	$s^2$	s.d.
Pb	8	2.03	7.49	5.08	4.71	5.62	1.83	3.38
Cd	8	0.01	0.90	0.40	0.09	0.37	0.41	0.17
Zn	8	12.18	56.8	35.4	32.5	36.36	13.84	191.8

$\chi$  = Media aritmética;  $\chi_g$  = Media geométrica; Me = Mediana;  $s^2$  = Varianza

s.d. = Desviación estándar

En ella se observa que para el caso del Pb la concentración mínima fue de 2.03  $\mu\text{g/L}$  y un máximo de 7.49  $\mu\text{g/L}$ . La media geométrica ( $\chi_g$ ) del Pb fue 4.71  $\mu\text{g/L}$ . En el caso del Cd se presentaron concentraciones realmente bajas, aunque aún variables pues el valor mínimo fue de 0.01 y el máximo de 0.9  $\mu\text{g/L}$  con un valor de  $\chi_g = 0.09 \mu\text{g/L}$ . Por último, el Zn osciló entre 12.18 y 56.8  $\mu\text{g/L}$  con un valor de  $\chi_g = 36.36 \mu\text{g/L}$ .

Por otra parte, la figura 7.23 ilustra la concentración de Pb en estos pozos de extracción.

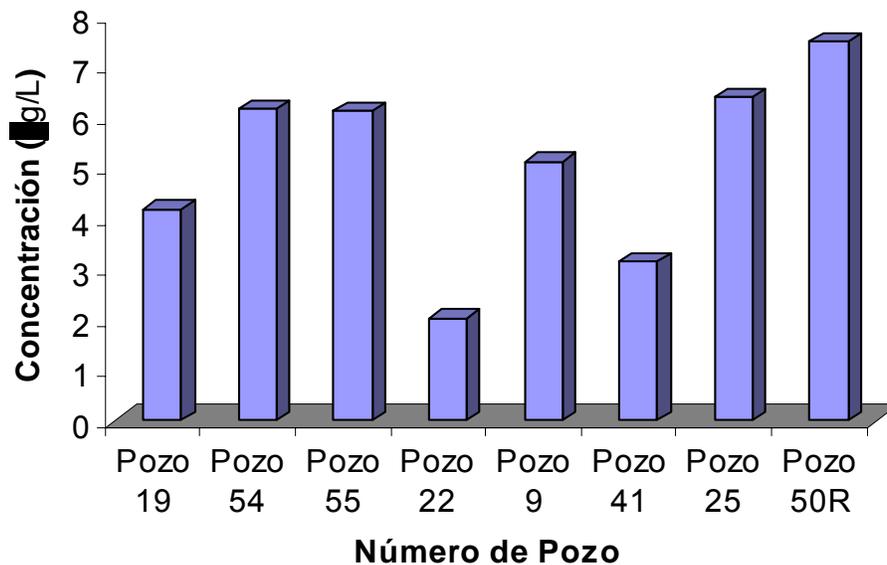


Fig. 7.23. Concentración de Pb ( $\mu\text{g/L}$ ) en el agua de pozos de extracción en el área urbana de Torreón, Coahuila.

Se puede observar que el Pozo 22 mostró la concentración más baja de Pb ( $2.03 \mu\text{g/L}$ ) y que la bomba de extracción cuya agua posee la concentración más alta es la del Pozo 50R ( $7.49 \mu\text{g/L}$ ). La muestra menos contaminada se encuentra en la estación 4, localizada a 1.27 km de la metalúrgica, en tanto que la muestra de agua obtenida del Pozo 50R, se encuentra en la estación 20, dentro del complejo metalúrgico. Por su parte la figura 7.24 muestra la concentración de Cd en las mismas muestras analizadas. Con respecto a este metal, los pozos 44 y 51 mostraron valores casi indetectables ( $0.005$  y  $0.008 \mu\text{g/L}$ ).

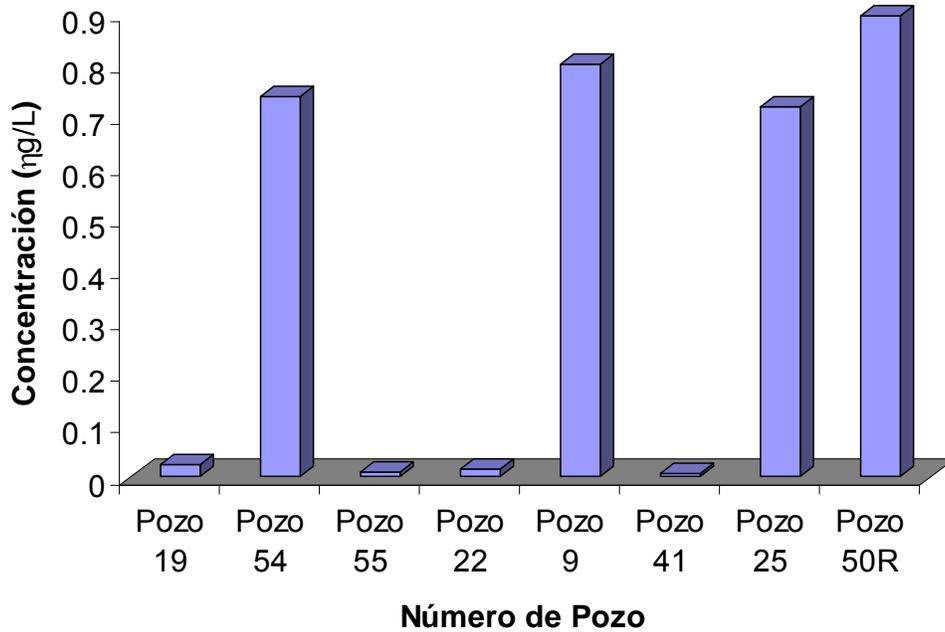


Fig. 7.25. Concentración de Cd ( $\mu\text{g/L}$ ) en el agua de pozos de extracción en el área urbana de Torreón, Coahuila.

La concentración más alta correspondió nuevamente al Pozo 50R, ubicado dentro de las instalaciones de Met-Mex, donde se obtuvo una concentración de  $0.896 \mu\text{g/L}$ . Sin embargo, el agua para consumo humano comúnmente contiene muy bajas concentraciones de Cd, usualmente en el rango  $0.01\text{--}1 \mu\text{g/L}$ , de acuerdo a la OMS. La Agencia de Protección al Ambiente en Estados Unidos (2001) ha establecido un valor máximo de  $0.005 \mu\text{g/L}$ . De acuerdo con esto, solo la muestra del pozo 41 se encuentra por debajo de ese límite máximo permitido.

En la literatura no se han mostrado con frecuencia niveles por encima de los  $5 \mu\text{g/L}$  y en ocasiones raras por encima de los  $10 \mu\text{g/L}$ . En áreas muy

contaminadas, las aguas subterráneas pueden contener valores elevados de Cd, que exceden los 25  $\mu\text{g/L}$  (RIVM, 1988).

La figura 7.25 muestra las concentraciones de Zn en el agua de los pozos de extracción. A diferencia de los otros metales, el Zn tuvo un comportamiento más homogéneo, aunque el agua del pozo 41 (A 1 km de la metalúrgica) tuvo la concentración más baja de este metal (12.89  $\mu\text{g/L}$ ), la muestra con el valor más elevado fue nuevamente la del pozo 50R, (56.78  $\mu\text{g/L}$ ), seguida de los pozos 19 y 54 (con concentraciones similares de 44.38 y 44.97  $\mu\text{g/L}$  respectivamente).

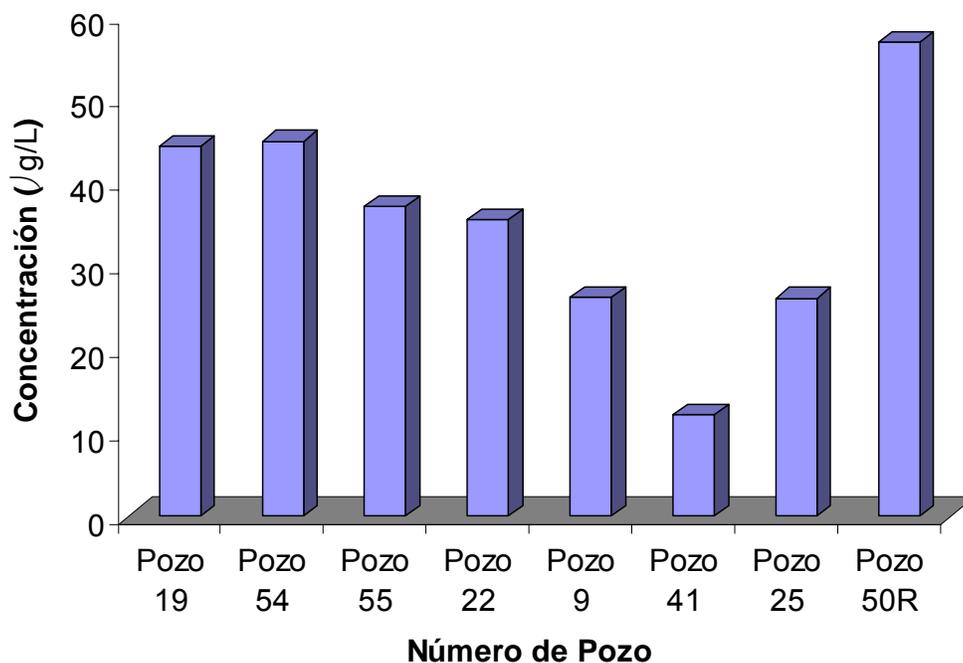


Fig. 7.26. Concentración de Zn ( $\mu\text{g/L}$ ) en el agua de pozos de extracción en el área urbana de Torreón, Coahuila.

La Tabla 7.19 presenta un análisis de correlación entre las concentraciones de los 3 metales analizados. Como se puede observar, sólo existe una correlación significativa entre los valores de Pb y Cd, lo que indicaría que las reducidas concentraciones de metales provienen de la misma fuente. Sin embargo, no existe relación significativa entre el Pb y Zn ni Cd y Zn. Como los niveles son bajos comparados a los naturales, entonces el grado de contaminación no es significativo, lo que demuestra que en las aguas subterráneas están ocurriendo procesos geoquímicos que modifican los vertimientos de la fuente principal.

Tabla 7.19. Análisis de correlación con las concentraciones de Pb, Cd y Zn de las muestras de agua analizadas en el área urbana de Torreó, Coahuila.

	Pb (µg/L)	Cd (µg/L)	Zn (µg/L)
Pb (µg/L)	1.00		
Cd (µg/L)	0.72*	1.00	
Zn (µg/L)	0.49	0.30	1.00

### 7.8. Isótopos de Pb

En este estudio, todas las relaciones isotópicas del Pb fueron determinadas (por ejemplo,  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ,  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ,  $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ ,  $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ ,  $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ ,  $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ , etc.). Sin embargo, dado que las normalizaciones con  $^{204}\text{Pb}$  son relativamente menos precisas que con  $^{206}\text{Pb}$  o  $^{207}\text{Pb}$  debido a su menor abundancia en la naturaleza (Faure, 1986), las relaciones usadas más comúnmente en estudios ambientales son  $\text{Pb}^{206}/^{207}\text{Pb}$  y  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ . Estas mismas relaciones, son las presentadas en este estudio.

La figura 7.26, muestra las relaciones isotópicas  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ,  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ,  $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ ,  $^{204}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ , para los minerales extraídos de las 6 minas más importantes de Met-Mex (Proano/Fresnillo, NAICA, El Monte/Zimapán, Francisco I. Madero, Sabinas, La Encantada). A simple vista, es posible observar que las 4 relaciones isotópicas señaladas son prácticamente constantes en todas las minas.

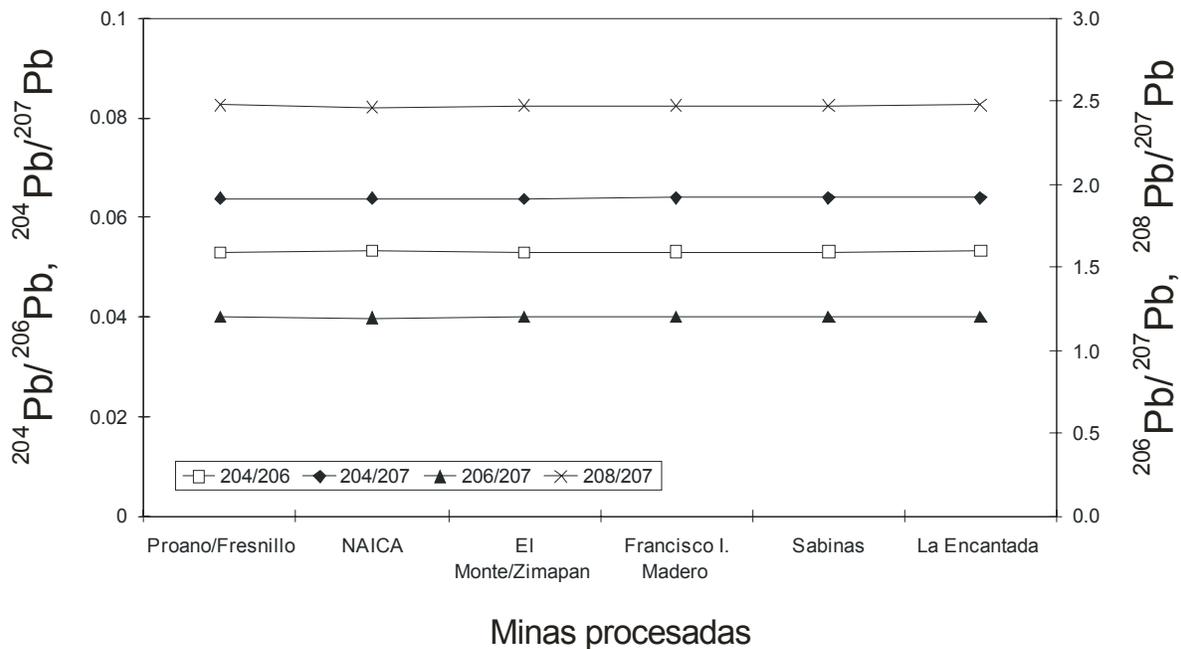


Figura 7.26 Relaciones isotópicas de Pb ( $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ,  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ,  $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ ,  $^{204}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ) en los minerales extraídos de las minas procesadas por Met-Mex.

Por su parte, la Figura 7.27 muestra las relaciones isotópicas de  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  con respecto a la relación  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  que poseen las minas en México. Las minas procesadas por Met-Mex se encuentran dentro de este rango y por lo tanto se espera que las relaciones isotópicas señaladas aparezcan relativamente constantes, en todos los indicadores analizados.

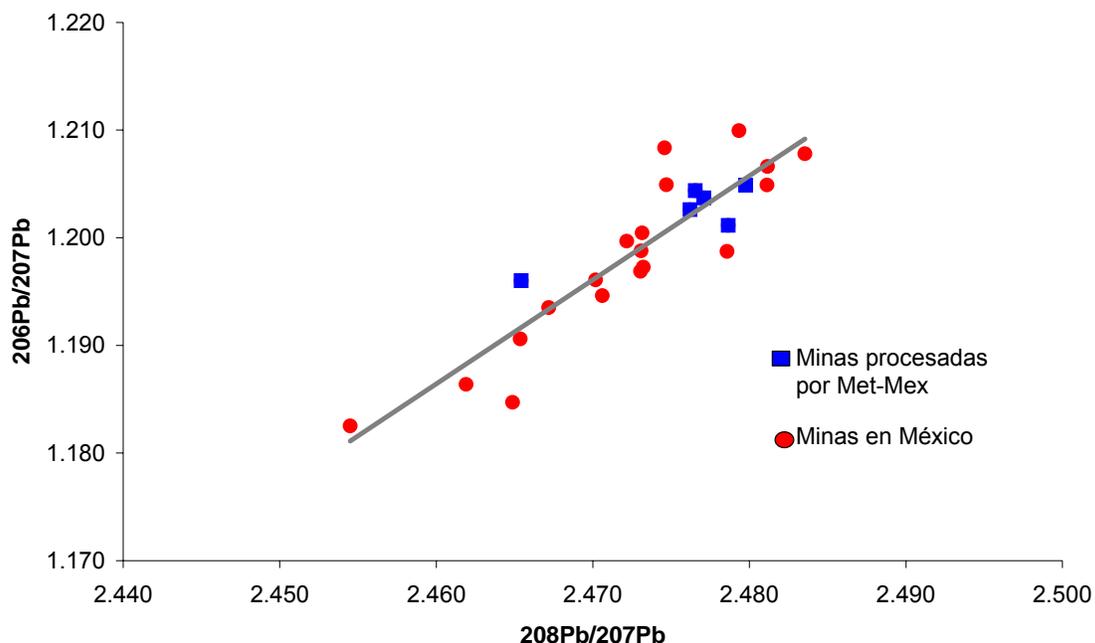


Figura 7.27. Relaciones isotópicas de  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  con respecto al  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  que poseen los minerales extraídos de las minas en México

Las relaciones isotópicas para todas las muestras estudiadas se presentan en el Anexo II.

En el caso de los aerosoles, se analizaron isotópicamente 6 filtros, como se muestra en la figura 7.28, donde se presentan gráficamente las relaciones  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  con respecto al  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ . Con respecto a la relación  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ , el valor mínimo (1.1982) corresponde al aerosol recopilado en febrero de 2006, en tanto que el valor máximo corresponde al aerosol colectado en noviembre del 2005 (1.2037). Para la relación  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ , los valores tuvieron un rango más estrecho, del cual el aerosol correspondiente a diciembre del 2004 tuvo el nivel más alto (2.4678), en tanto que el nivel más bajo correspondió a noviembre de 2005

(2.4643). Gráficamente, se puede apreciar que las señales isotópicas obtenidas en los aerosoles se ubican cercanas a las de las minas en México, y en particular a una mina explotada por la industria, de lo que se deduce que el Pb encontrado en el compartimiento aéreo, tiene su origen en las chimeneas de Met-Mex.

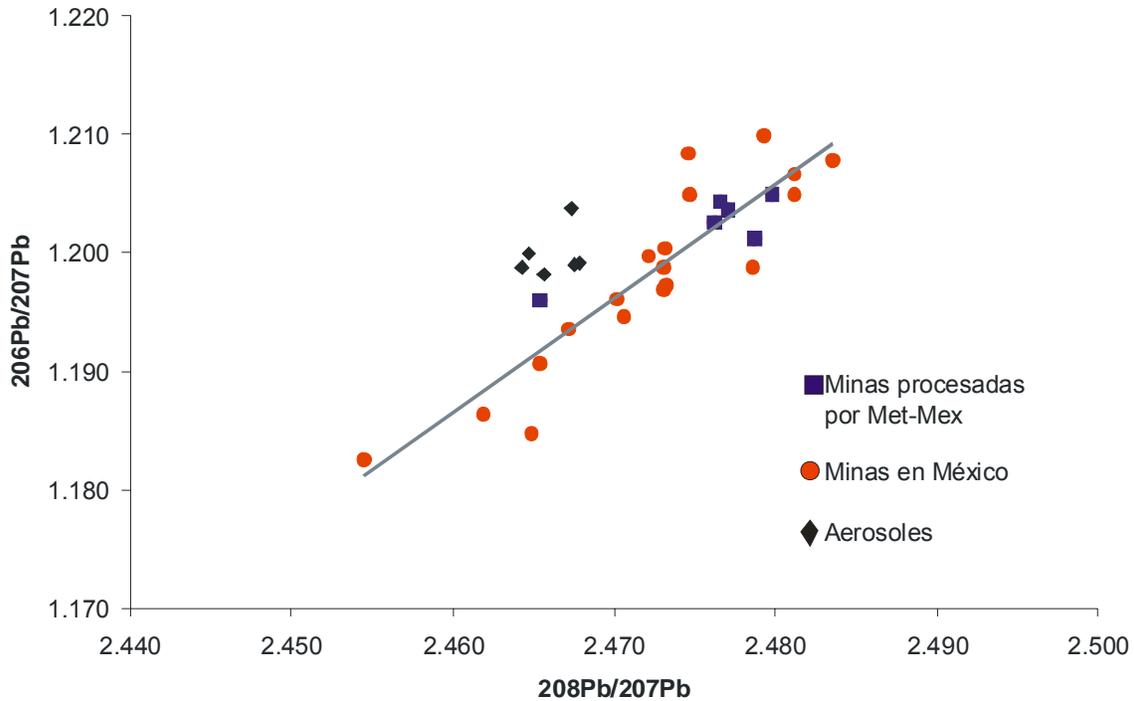


Figura 7.28. Relaciones isotópicas de  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  con respecto al  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  que poseen los minerales en las minas de México, los minerales extraídos en las minas procesadas por la industria metalúrgica Met-Mex y los aerosoles analizados.

Para confirmar la posible infiltración del Pb emitido por Met-Mex a la cuenca de captación de Torreón, se hizo un análisis de la composición isotópica a 5 muestras de agua provenientes de los pozos de extracción. Las muestras presentan un rango de 1.1891 (Pozo 19) a 1.1993 (Pozo 41) para la relación  $^{206}\text{Pb}/$

$^{207}\text{Pb}$ . Con respecto a la relación  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ , el valor mayor pertenece también al Pozo 41 (2.4694), mientras que el valor más bajo pertenece al Pozo 22 (2.4535), observándose variaciones significativas. Estas variaciones se muestran en la figura 7.29 donde se contrastan las señales isotópicas obtenidas en las muestras de agua, con las de las minas de México y las procesadas por Met-Mex.

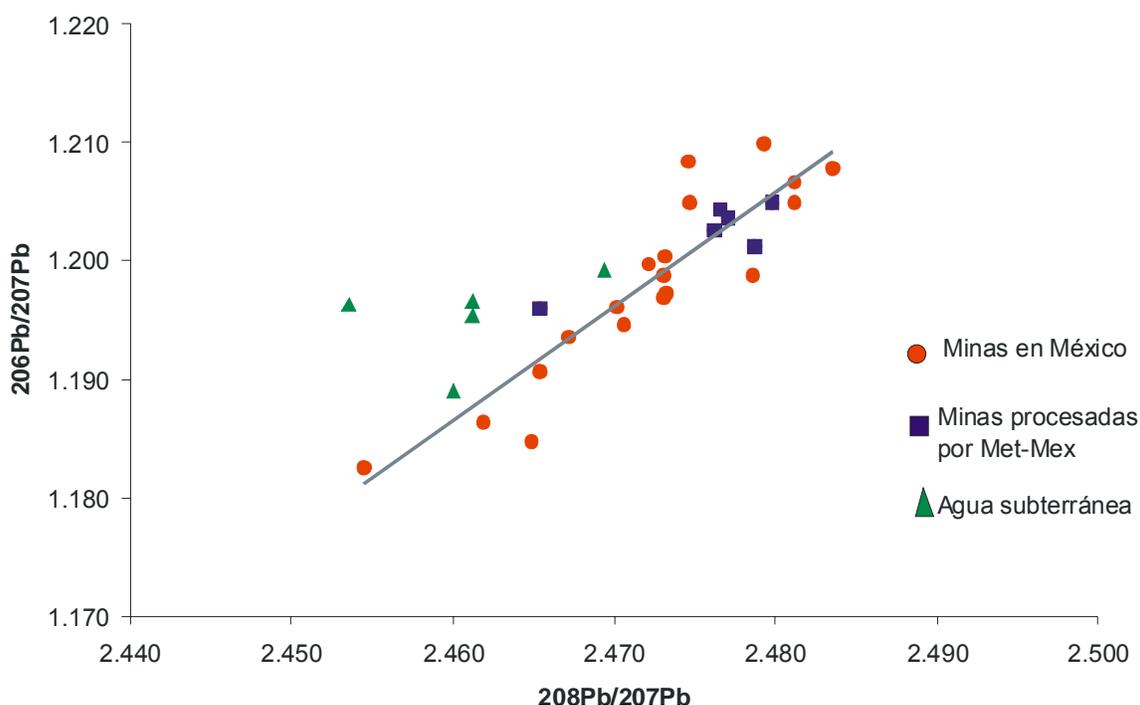


Figura 7.29. Relaciones isotópicas de  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  con respecto al  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  que poseen los minerales en las minas en México, los minerales extraídos en las minas procesadas por Met-Mex y las muestras de agua analizadas

Aunado a este análisis, realizamos 4 análisis adicionales de muestras biológicas para evaluar la señal isotópica encontrada en tres muestras de hojas de *Solanum eleagnifolium*, y una de heces fecales de perro, obteniendo los siguientes

resultados: Para la relación  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ , las muestras presentan un rango de 1.1983, perteneciente a una planta de la estación 6, a 1.2009, perteneciente a una planta en la estación 3. Con respecto a la relación  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ , el valor mayor pertenece a la planta en la estación 1 (2.4704), en tanto que el valor más bajo pertenece a las heces de perro (2.4692), La figura 7.30 lo ilustra.

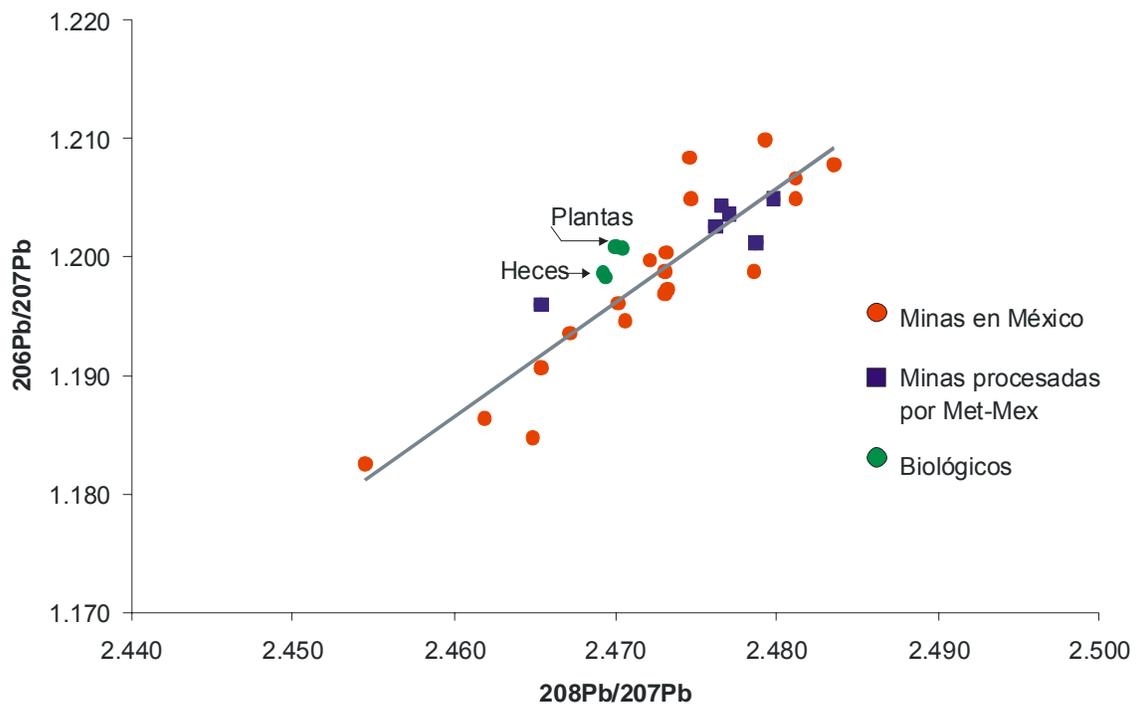


Figura 7.30. Relaciones isotópicas de  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  con respecto al  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  que poseen las minas en México, las minas procesadas por la industria metalúrgica Met-Mex y las muestras biológicas analizadas (3 de *Solanum eleagnifolium* y una de heces de perro).

En un estudio complementario en la zona de Torreón, Sánchez (2007) analizó un total de 81 muestras de entre las fracciones geoquímicas de muestras de suelos, polvos de azotea de casas y sedimentos de la presa Francisco Zarco

fuera de la influencia del complejo metalúrgico, así como de la roca representativa de la geología de la región.

Las composiciones isotópicas de estas matrices ambientales variaron dentro de un estrecho margen. Las relaciones isotópicas encontradas en las muestras de suelo y polvos de techo, se grafican en la figura 7.31.

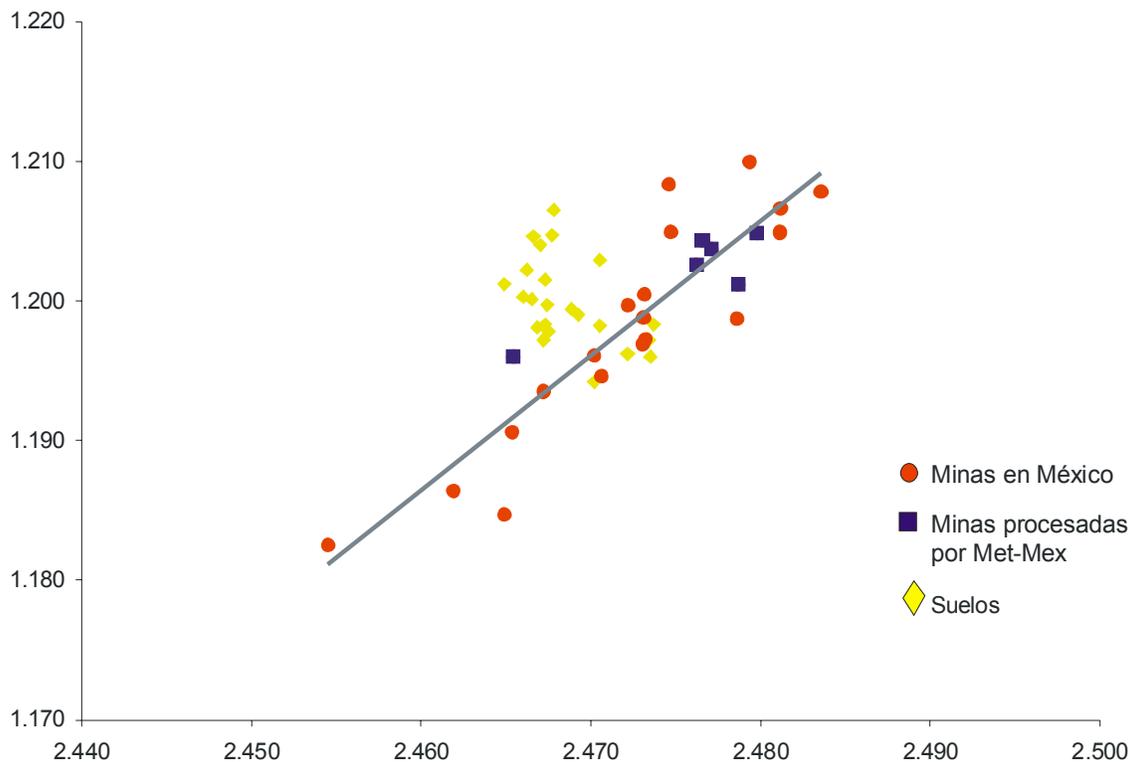


Figura 7.31. Relaciones isotópicas de  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  con respecto al  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  que poseen las minas en México, las minas procesadas por Met-Mex y las muestras de suelos analizadas por Sánchez-Rodríguez (2007).

En la gráfica anterior (Figura 7.31) se observa claramente como las muestras de suelos urbanos se ubican dentro del rango de las minas procesadas

por Met-Mex. En ese sentido, se puede concluir que el Pb encontrado en esos indicadores, tiene su fuente de origen en Met-Mex.

En la relación  $^{204}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ , Sánchez-Rodríguez (2007) encontró un rango de 0.0530 a 0.0723 con una  $X_g = 0.0639$  y una desviación de 0.0023. Los valores máximos de esta relación se presentaron en las muestras de polvos de techos de la estación 1 y 10 (misma localización de muestras del presente estudio) en la fracción total, en tanto que los valores mínimos se presentaron en la Fase 1 (fracción de metal soluble) en la estación 3 (ubicada en el Tecnológico la Laguna, a 400 m al Este del complejo metalúrgico).

En lo que respecta a la relación isotópica  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  los valores oscilaron entre 1.1916 como valor mínimo y 1.2352 como valor máximo, con una media de 1.2016 y desviación de 0.0026. El valor máximo se registró en la roca de la estación 38, y posteriormente los polvos de calles de la estación 20 y en sus Fases 3 (asociada a óxidos de Fe y Mn), 4 (asociada a materia orgánica y sulfuros) y 5 (fracción residual). Por su parte, los valores mínimos fueron para las muestras de polvos de calles de la estación 11 y en sus Fases 2 (asociada a carbonatos), 3, 4 y 5.

Finalmente para la relación isotópica de  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  se obtuvieron valores que van desde 2.4549 hasta 2.4795 con una media geométrica de 2.4683 y una desviación de 0.0041. Los valores mayores fueron encontrados en la estación 3 en su Fase 1 y en la muestra de polvo de techos de la estación 10, en tanto que los valores mínimos se encontraron en la muestra de la estación 3 y en las Fases 4 y 5.

## 8. CONCLUSIONES

1. Las concentraciones de Pb (16.4 a 395 ng/m<sup>3</sup>), Cd (0.73 a 12.6 ng/m<sup>3</sup>) y Zn (30.18 ng/m<sup>3</sup> a 242.3 ng/m<sup>3</sup>) obtenidas en los análisis de aerosoles, se obtuvieron en cruce tangencial a la dirección predominante de los vientos y a 1.2 km al N del complejo metalúrgico. Sin embargo, son valores cercanos (a la mitad) a lo registrado por Met-Mex en su periferia. Esto sugiere que existe contaminación por Pb (por encima de lo permitido en las normas internacionales) en el ambiente circundante a la Industria.
2. Los suelos de la ciudad de Torreón, Coahuila presentan aún, pese a las acciones de remediación, niveles de contaminación con metales que constituyen un riesgo para la salud de sus pobladores. Esto, debido a que los volúmenes de producción no han disminuido, aunado a que el depósito a cielo abierto de jales mineros y la contaminación crónica de los suelos adyacentes a los sitios de explotación y fundición, han constituido históricamente una fuente importante de aportación de Pb, Cd y Zn al ambiente. Aunque cabe mencionar, que haciendo un comparativo con estudios previos, las concentraciones son menores. Por lo tanto, se concluye que las acciones de remediación han tenido resultados parcialmente positivos, en tanto las concentraciones no disminuyan a los Niveles Máximos de Contaminantes, o los Niveles de Restauración de Sitios Contaminados sugeridos por Organismos Internacionales como la USEPA y la OMS.

3. Los valores máximos de Pb (21.33  $\mu\text{g/g}$ ), Cd (4.88  $\mu\text{g/g}$ ) y Zn (19.98  $\mu\text{g/g}$ ) encontrados en las hojas de *Solanum eleagnifolium*, sugieren que estas plantas han sido expuestas a un proceso de contaminación considerable. Para los 3 metales, las hojas de planta revelan valores superiores a los considerados por la OMS en los que se presentan problemas de crecimiento, o de afectación a la fotosíntesis. Este problema se manifiesta hasta una distancia de 1.2 km para los 3 metales. Únicamente especies con Coeficientes de Transferencia cercanos a uno, tienen el potencial de fitoremediación. En *Solanum eleagnifolium*, esto sucedió solamente en el caso del Cd, que posee un coeficiente de transferencia promedio cercano a 1. En el caso de Pb y Zn, su bajo coeficiente de transferencia de metal del suelo a la planta, la descarta a ésta última como un organismo potencialmente útil para fitoremediación. Sin embargo, con una estrategia de grandes biomásas puede ser una alternativa para la absorción de algún metal.
  
4. La disminución progresiva en la concentración de Pb (de 268.3 a 2.09  $\mu\text{g/g}$ ), Cd (de 54.2 a 0.33  $\mu\text{g/g}$ ) y Zn (de 559.5 a 6.02  $\mu\text{g/g}$ ) en las heces fecales de perro en función al incremento de la distancia de la metalúrgica, fue muy similar a la mostrada por las otras matrices ambientales. El uso de heces como indicador tiene algunas limitantes: el tiempo de exposición de los animales es variable con la edad, son por lo general organismos que se encuentran en movimiento constante, el encontrar heces frescas implica un trabajo exhaustivo. Sin embargo, por el patrón en los niveles de metales,

aunado a su hábitat similar al de los niños, a que se exponen a la acción de los mismos contaminantes, tienen las mismas rutas de exposición a metales y mecanismos similares de excreción, se concluye que los análisis de heces fecales de perro son un buen indicador de los niveles de contaminación con metales y del grado de exposición al que se encuentran los niños.

5. Los resultados de concentración de metales de las muestras de agua subterráneas colectadas en pozos de extracción localizados en la zona urbana de Torreón, oscilaron entre 2.0 y 7.5  $\mu\text{g/L}$  (Pb), 0.01 y 0.90  $\mu\text{g/L}$  (Cd) y 12.2 y 56.8  $\mu\text{g/L}$  (Zn). Todos los resultados estuvieron por debajo de los límites máximos permisibles en la norma de la Secretaria de Salud NOM-127-SSA1-1994. Asimismo, estuvieron por debajo del nivel de acción establecido por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. Incluso, todas las muestras estuvieron significativamente por debajo de los límites recomendados por la Organización Mundial de la Salud de 10  $\mu\text{g/L}$ . Por tanto, se concluye que las aguas subterráneas estudiadas en Torreón, Coahuila, se encuentran en niveles aceptados de Pb y Cd por organismos nacionales e internacionales, y por lo tanto no presentan un riesgo para la población.
6. Gracias al análisis isotópico realizado a los cinco indicadores del presente estudio, es posible establecer que la fuente principal de metales de la región (la industria Met-Mex) es responsable de la contaminación por metales en el aire, el suelo, las plantas y las heces fecales de perro. Sólo

en el caso de las muestras de agua, puede rechazarse la hipótesis de que Met-Mex es responsable de los niveles de metales encontrados, dado el amplio rango de las señales isotópicas en este indicador.

## 9. REFERENCIAS

- Abreu Cunha I., Marly A. M., Sankara B.S., Iyer S. (2007). Lead isotope constraints on the genesis of Pb–Zn deposits in the Neoproterozoic Vazante Group, Minas Gerais, Brazil. *Gondwana Research*, **11**:382-395
- Aikawa M., Hiraki T., Suzuki M., Tamaki M., Kasahara M. (2007). Separate chemical characterizations of fog water, aerosol, and gas before, during, and after fog events near an industrialized area in Japan. *Atmospheric Environment*, **41**:1950-1959.
- Albert L.A., Martínez-Dewane M.G., García M.R. (1986). Metales pesados I. Plomo en el cabello de niños mexicanos. *Revista de la Sociedad Química de México*,. 30 **(2)**. pp. 55-62.
- Allaban M.A., Gertler, A.W., Lowenthal, D.H. (2002). A preliminary apportionment of the sources of ambient PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, and VOCs in Cairo. *Atmospheric Environment*, **36**:5549–5557.
- Alloway B.J., Ayres C.D. (1997). Chemical Principles of Environmental Pollution, 2a ed., Blackie Academic and Professional, London.
- Aunela-Tapola L.A., Frandsen F.J., Häsänen E.K. (1998). Trace metal emissions from the Estonian oil shale fired power plant. *Fuel Processing Technology*, **57**:1-24.
- Bacon J.R., Dinev N.S. (2005). Isotopic characterisation of lead in contaminated soils from the vicinity of a non-ferrous metal smelter near Plovdiv, Bulgaria *Environmental Pollution*, **134**: 247-255.

- Alloway B.J., Jackson A.P. Morgan H. (1990). The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources *The Science of the Total Environment*, **91**:223-236.
- Assink J.W., Van den Brink W.J. (1986). Contaminated soil. Ed. Dordrech. Netherlands.
- Baek S.O., Choi J.S., Hwang S.M. (1997). A quantitative estimation of source contributions to the concentrations of atmospheric suspended particulate matter in urban, suburban, and industrial areas of Korea. *Environment International*, **23**, 205-213.
- Báez P.A., García M.R., Torres B.M., Padilla H.G., Belmont R.D., Amador O.M. Villalobos-Pietrini R. (2007). Origin of trace elements and inorganic ions in PM<sub>10</sub> aerosols to the South of Mexico City. *Atmospheric Research*, **85**:52-63.
- Baker A.J.M., Brooks R.R., (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements—a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, **1**:81–126.
- Barcan V., (2002). Nature and origin of multicomponent aerial emissions of the copper–nickel smelter complex. *Environment Internacional*, **28**:451-456.
- Barcan V., Kovnatsky E. (1998). Soil surface geochemical anomaly around the copper-nickel metallurgical smelter. *Water, Air and Soil Pollution*. **103**:197–218.
- Basta N. T., McGowen S. L. (2004). Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil. *Environmental Pollution*, **127**:73-82.

- Beavington F. (1975). Heavy metal contamination of vegetables and soil in domestic gardens around a smelting complex. *Environmental Pollution*, **9**:211-217
- Beavington I., Cawse P. A. and Wakenshaw A. (2004). Comparative studies of atmospheric trace elements: improvements in air quality near a copper smelter. *Science of the Total Environment*, **332**:39-49.
- Benin A., Sargent J., Dalton M., Roda, S., (1999). High Concentrations of Heavy Metals in Neighborhoods Near Ore Smelters in Northern Mexico. *Environmental Health Perspectives*. **107**:279-284.
- Berlizov A.N., Blum O.B., Filby R.H., Malyuk I.A. and Tryshyn V.V. (2007). Testing applicability of black poplar (*Populus nigra L.*) bark to heavy metal air pollution monitoring in urban and industrial regions. *Science of The Total Environment*, **372**:693-706.
- Bilos C., Colombo J.C., Skorupka C.N., Rodriguez M.J. (2001). Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City area, Argentina. *Environmental Pollution*, **111**:149-158.
- Bollhöfer A., Rosman K. J. (2001). Isotopic source signatures for atmospheric lead: the Southern Hemisphere. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **64**:3251-3262.
- Borbely-Kiss E., Koltay G.Y., Szabo L., Bozo K. (1999). Composition and sources of urban and rural atmospheric aerosol in eastern Hungary, *Journal of Aerosol Science* **30**:369–391.

- Bourotte C., Curi-Amarante A.P., Forti M.C., L.A.A. Pereira, Braga A.L., P.A. Lotufo (2006). Association between ionic composition of fine and coarse aerosol soluble fraction and peak expiratory flow of asthmatic patients in São Paulo city (Brazil). *Atmospheric Environment*, **41**: 2036-2048
- Bryan G. W., Langston W. J.(1992) Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental Pollution*, **76**: 89-13.
- Calderón-Salinas J.V., Valdés-Anaya B., Zúñiga-Charles M.A., Albores-Medina A., (1996). Lead exposure in a population of Mexican children. *Human Experimental Toxicology*, **15**. pp. 306-311.
- Carrizales L., Razo I., Téllez-Hernández J. I., Torres-Nerio R., Torres A., Batres L.E., Cubillas A.C., Díaz-Barriga F. (2006). Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosi, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children. *Environmental Research*, **101**:1-10.
- Çelik A., Kartal A.A., Akdoğan A., Kaska Y. (2005). Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using Robinio pseudo-acacia L. *Environment International*, **31**:105-112.
- Černá M., Speřváčková V., Batáriová A., Šmíd J., Čejchanová M., Očadlíková D., Bavorová H., Beneš B., Kubínová R. (2007). Human biomonitoring system in the Czech Republic. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **210**:495-499.

- Chang L.W., Cockerham L.G., (1994). Toxic Metals in the Environment. In Cockerham L.G., y Shane B.S., (Eds). *Basic Environmental Toxicology*, 1a. ed. pp. 109 – 127.
- Chaney R.L., Bruins R.J.F., Baker D.E., Korcak R.F., Smith J.E., Cole D. (1987). Transfer of sludge-applied trace elements to the food chain. In: Page A.L., Logan T.J., Ryan J.A. eds. Land application of sludge – food chain implications. Chelsea, Lewis, pp 67–99.
- Chao, C. Y., Wong, K. K. (2002). Residential indoor PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in Hong Kong and the elemental composition. *Atmospheric Environment*, **36**:265–277.
- Choël M., Deboudt K., Flament P., Lecornet G., Perdrix E., Sobanska S. (2006). Fast evolution of tropospheric Pb- and Zn- rich particles in the vicinity of a lead smelter. *Atmospheric Environment*, **40**:4439-4449.
- Chow T.J., Snyder C.B., Earl J.L. (1975). United Nations FAO and International Atomic Energy Association Symposium, Vienna, Austria, IAEA-SM-191/4, Proceedings, pp. 95–108.
- Chow J.C., Watson J.G., Edgerton S.A., Vega E. (2002). Chemical composition of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> in Mexico City during winter 1997. *The Science of the Total Environment*, **287**:177-201.
- Collett R.S., Oduyemi K., Lill D.E. (1998). An investigation of environmental levels of cadmium and lead in airborne matter and surface soils within the locality of a municipal waste incinerator. *Science Total Environment*, **209**:157-167
- Concas A., Ardaù C., Cristini A., Zuddas P., Cao G. (2006). Mobility of heavy metals from tailings to stream waters in a mining activity contaminated site. *Chemosphere*. **63**:244-253.

- Cui Y.J., Zhu Y.G., Zhai R.H., Chen D.Y., Huang Y.Z., Qiu Y., Liang J.Z. (2004). Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environment International*, **30**:785-791.
- Dai J., Xu M., Chen J., Yang X., and Ke Z. (2007). PCDD/F, PAH and heavy metals in the sewage sludge from six wastewater treatment plants in Beijing, China. *Chemosphere*, **66**: 353-361.
- Denaix L., Semlali R.M., Douay F. (2002). Dissolved and colloidal transport of Cd, Pb, and Zn in a silt loam soil affected by atmospheric industrial deposition. *Environmental Pollution*, **114**:29-38.
- Díaz-Barriga F., Batres L., Calderón J., Lugo A., Galvao L., Lara I., Rizo P., Arroyave M.E., McConnell R. (1997). The El Paso Smelter 20 Years Later: Residual Impact on Mexican Children. *Environmental Research*, **74**: 11-16.
- Dickin A.P., Artan M.A., Crocket J.H. (1999). Isotopic evidence for distinct crustal sources of North and South Range ores, Sudbury Igneous Complex. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **60**:1605-1613.
- Dock, L., y Vahter M., (1999). Metal toxicity. En Ballantyne B. Marrs, T., y Syversen T., (Eds). *General and Applied Toxicology*. 2<sup>a</sup> ed. pp. 2049 – 2057.
- Doe B.R. (1973). Strontium Isotope Geology. *Earth Science Reviews*, **9**:150-151.
- Ducofree, G. (1990). Lowering time trend of blood lead levels in Belgium since 1978. *Environmental research*, **51**:25–34.
- Dudka S., Piotrowska M., Chlopecka A., Witek T. (1995). Trace metal contamination of soils and crop plants by the mining and smelting industry in

Upper Silesia, South Poland. *Journal of Geochemical Exploration*, **52**:237-250.

Dumontet S., Diné H., Lévesque P.E. (1992). The distribution of pollutant heavy metals and their effect on soil respiration and acid phosphatase activity in mineral soils of the Rouyn-Noranda region, Québec. *The Science of the Total Environment*, **121**:231-245.

Dudka S., Adriano D.C. (1997). Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review. *Journal of Environmental Quality*, **26**:590-602.

Environmental Protection Agency. (2005). Lead in Paint, Dust and Soil. Documento electrónico disponible en: <http://www.epa.gov/lead/leadinfo.htm#health>

Esterman A.J., Maynard E.J., (1998). Changes in Airborne Lead Particulate in Port Pirie, South Australia, 1986–1996. *Environmental Research*. **79**:122-132.

Everhart J.L., McNear D., Peltier E., Van der Lelie D., Chaney R.L., Sparks D.L. (2006). Assessing nickel bioavailability in smelter-contaminated soils. *Science of the Total Environment*. **367**:732-744.

Ewers, U. (1990). Contribution of lead and cadmium in dustfall to blood lead and blood, cadmium in children and adults living in two nonferrous smelter areas of West Germany. In: Lekkas, T.D., ed. *International Conference on Heavy Metals in the Environment, Athens, September 1985*. Edinburgh, CEP Consultants, 1985.

Facchetti S. (2003). Isotopic lead experiment. *The Science of the Total Environment*, **93**:537-538

Fang G.C., Chang C.N., Wu Y.S., Fu P.P.C., Yang, D.G., Chu, C.C. (1999). Characterization of chemical species in PM 2.5 and PM 10 aerosols in

- suburban and rural sites of central Taiwan. *The Science of Total Environment*, **234**:203–212.
- Faure G., (1979). Lectures in isotope geology. *Chemical Geology*, **28**:360-361.
- Faure G. (1986). Principles of isotope geology. Nueva York, USA. Pp. 227-247.
- Faure G., Mensing T. (2005). Isotopes: Principles and Applications. Ed. John Wiley & Sons. 3era ed. New Jersey, Estados Unidos.
- Feng X., Melander A.P., Klaue B. (2000). Contribution of municipal waste incineration to trace metal deposition on the vicinity. *Water, Air and Soil Pollution*, **119**:295-316.
- Feng S., Wang X., Wei G., Peng P., Yang Y., Cao Z. (2007). Leachates of municipal solid waste incineration bottom ash from Macao: Heavy metal concentrations and genotoxicity. *Chemosphere*, **67**:1133-1137.
- Fernández J.A., Ederra A., Núñez E., Martínez-Abaigar J., Infante M., Heras P., Elías M.J., Mazimpaka V. Carballeira A. (2002). Biomonitoring of metal deposition in northern Spain by moss analysis *The Science of the Total Environment*, **300**:115-127
- Fidalgo M.R., Mateos J., Garmendia J., (1988). The origin of some of the elements contained in the aerosols of Salamanca (Spain). *Atmospheric Environment*, **22**:1495–1498.
- Flegal A.R., Maring H., Niemeyer S., (1993). Anthropogenic lead in Antarctic Sea Water. *Nature* 365; 242-244.
- Florence T.M., Batley G.E. (1980). Chemical speciation in natural waters. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, **9**: 219–296

- Flores J., Albert L.A., (2004). Environmental lead in México, 1990-2002. *Reviews of Environmental Contamination & Toxicology*, **181**. pp. 37-109.
- Folk R.L. (1974). *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphills Pub. Co., Austin Texas.
- Förstner U., Wittman G.T., (1981). *Metal pollution in the aquatic environment*. New York. Springer-Verlag, 486 pp.
- Freedman B., Hutchinson T.C. (1980). Pollutants input from the atmosphere and accumulations in soils and vegetation near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario, Canada. *Canadian Journal of Botany*, **58**:108-132.
- Gallorini M., Borroni P.A., Bonardi M., Rolla A. (1998). Trace elements in the atmospheric particulate of Milan and suburban areas: a study carried out by INAA. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **235**:241–247.
- Gao Y., Arimoto R., Duce R.A., Lee D.S., Zhou M.Y. (1998). Input of atmospheric trace elements and mineral matter to the Yellow Sea during the spring of a low dust year. *Journal of Geophysical Research*, **97**:3767–3777.
- Gatari M.J., Boman J., Wagner A., Janhäll S., Isakson J. (2006). Assessment of inorganic content of PM<sub>2.5</sub> particles sampled in a rural area north-east of Hanoi, Vietnam. *Science of The Total Environment*, **368**:675-685.
- García Vargas G.G., Rubio Andrade M., Del Razo L.M., Borja Aburto V., Vera Aguilar E., Cebrián M., (2001). Lead exposure in children living in a smelter community in Region Lagunera, Mexico. *Journal of Toxicology and Environmental Health*. **62**:417-429.

- Gay D., Maher W. (2003). Natural variation of copper, zinc, cadmium and selenium concentrations in *Bembicium nanum* and their potential use as a biomonitor of trace metals. *Water Research* **37**:2173-2185.
- González X.I., Aboal J.R., Fernández J.A., Carballeira A. (2006). Considerations on the sample size of wood mice used to biomonitor metals *Science of the Total Environment*, **366**:910-914.
- Gregus Z., Klaassen C.D. (1988) Disposition of metals in rats: A comparative study of fecal, urinary, and biliary excretion and tissue distribution of eighteen metals. *Toxicology and Applied Pharmacology*, **85**:24-38.
- Gupta U.C., Gupta S.C. (1998). Trace element toxicity relationships to crop production and livestock and human health: Implication for management, *Communications on Soils Science and Plant Analysis*, **29**:1491–1522.
- Gutiérrez-Castillo M.E., Olivos-Ortiz M., De Vizcaya-Ruiz A., Cebrián M.E. (2005). Chemical characterization of extractable water soluble matter associated with PM<sub>10</sub> from Mexico City during 2000. *Chemosphere*, **61**:701-710.
- Gwiazda R., Campbell C., Smith D. (2005). A noninvasive isotopic approach to estimate the bone lead contribution to blood in children: Implication for assessing the efficacy of lead abatement. *Environmental Health Perspectives*; **113**:104-10.
- Haugland T., Steinnes E., Frontasyeva M., (2002). Trace Metal in soils and plants subjected to strong chemical pollution. *Water, Air and Soil pollution*, **137**: 343-353.

- Hall R. (2003). Exposures to lead, metals, and wood dust during stripping and refinishing furniture. *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, **18**:639-645.
- Harrison R.M., Laxen D.P.H., Wilson S.J. (1981). Chemical association of lead, cadmium, copper, and zinc in street dusts and roadside soils. *Environmental Science and Technology*, **15**:1378-1383.
- Harrison R.M., Smith D.J.T., Luhana L. (1996). Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from urban locations in Birmingham, UK. *Environmental and Science. Technology*, **30**:825–832.
- Hernández A.J., Alexis S., Pastor J., (2007). Soil degradation in the tropical forests of the Dominican Republic's Pedernales province in relation to heavy metal contents. *Science of the Total Environment*, **378**: 36-41.
- Hernández-García V., (2005). Peñoles: los dos rostros de un gigante. El siglo de Torreón. 14 de Octubre de 2005. Torreón, Coahuila.
- Hilts S. R. (2003). Effect of smelter emission reductions on children's blood lead levels. *The Science of the Total Environment*, **303**:51-58.
- Hirao Y., Mabuchi H., Fukuda E. (1986). Lead isotope ratios in Tokyo Bay sediments and the implications in the lead consumption of Japanese industries. *Geochemical Journal* **20**:1-15.
- Hirata M., Yoshida T., Miyajima K., Kosada H., Tabuchi T. (1995). Correlation between lead in plasma and other indicators of lead exposure among lead exposed workers. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, **68**:58-63.

- Hopke P., Lamb R., Natush D. (1980). *Environment Science Technology* **14**:164–172
- Hosono T., Nakano T., Murakami H. (2003). Sr–Nd–Pb isotopic compositions of volcanic rocks around the Hishikari gold deposit, west Japan: implications for the contribution of a felsic lower crust. *Chemical Geology*, **201**:19-36.
- Hosiokangas J., Ruuskanen J., Pekkanen J. (1999). Effect of soil dust episodes and mixed fuel sources on source apportionment of PM10 particles in Kuopio, Finland. *Atmospheric Environment*, **33**:3821–3829.
- Hunt, A., Johnson D.L., Thornton I., Watt J.M. (1993). Apportioning the sources of lead in house dusts in the London borough of Richmond, England. *Science Total Environment*. **138**:183–206.
- IAEA, 1994. Report on the world-wide and regional intercomparison from determination of trace elements in polluted marine sediments IAEA-356. Mónaco, **56**:48-50.
- Impellitteri C.A. (2005). Effects of pH and phosphate on metal distribution with emphasis on As speciation and mobilization in soils from a lead smelting site. *Science of the Total Environment*. **345**:175-190.
- IMTA. (1990). Estudio Hidrogeoquímico e isotópico del acuífero granular de la Comarca Lagunera. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Comisión Nacional del Agua. Mexico.
- Inanc B., Inoue Y., Yamada M., Ono Y. Nagamori M. (2007). Heavy metal leaching from aerobic and anaerobic landfill bioreactors of co-disposed municipal solid waste incineration bottom ash and shredded low-organic residues. *Journal of Hazardous Materials*, **141**:793-802.

Industrias Peñoles, S.A. de C.V. (2000). Annual Report. Cuauhtémoc, Mexico, DF:

Industrias Peñoles, S.A. de C.V.

Industrias Peñoles, S.A. de C.V. (2003). Annual Report. Cuauhtémoc, Mexico, DF:

Industrias Peñoles, S.A. de C.V.

Industrias Peñoles, S.A., de C.V., (2004). Informe Anual. Documento electrónico

consultado el 16 de agosto de 2005 disponible en:

[http://www.penoles.com.mx/penoles/images/press\\_room/reportes\\_anuales/](http://www.penoles.com.mx/penoles/images/press_room/reportes_anuales/)

[reportes\\_financieros/Peñoles\\_IAAnual2004.pdf](http://www.penoles.com.mx/penoles/images/press_room/reportes_anuales/reportes_financieros/Peñoles_IAAnual2004.pdf).

Industrias Peñoles, S.A. de C.V. (2005). Environmental Annual Report.

Cuauhtémoc, Mexico, DF: Industrias Peñoles, S.A. de C.V.

INEGI (1976).

INEGI (2001). Tabulados Básicos Nacionales y por Entidad Federativa. Base de

Datos y Tabulados de la Muestra Censal. XII Censo General de Población y

Vivienda, 2000. México, D.F.

Janssens E., Dauwe T., Pinxten R., Bervoets L., Blust R., Eens M.(2003). Effects

of heavy metal exposure on the condition and health of nestlings of the

great tit (*Parus major*), a small songbird species. *Environmental Pollution*,

**126**:267-274.

Jensen A., Bro-Rasmussen F. (1991). Environmental cadmium in Europe.

*Reviews of environmental contamination and toxicology*, **124**: 101–181.

Jones R., Burgess M.S.E. (1984). Zinc and cadmium in soils and plants near

electrical transmission (hydro) towers. *Environment Science Technology*,

**18**:731–734.

- Juárez-Villar, M.E. (2004). Cálculo de Incertidumbre para laboratorios de prueba. México, DF.
- Jung M.C, Thornton I. (1996) Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead–zinc mine, Korea. *Applied Geochemistry*, **11**:53–59.
- Kachenko A.G., Singh B., (2006). Heavy metals contamination in vegetables grown in urban and metal smelter contaminated sites in Australia. *Water, Air, and Soil Pollution*, **169**:101–123
- Kachur A. N., Arzhanova V. S., Yelptayevsky P. V., Von Braun M., Von Lindern I.H. (2003). Environmental conditions in the Rudnaya River watershed—a compilation of Soviet and post-Soviet era sampling around a lead smelter in the Russian Far East. *The Science of the Total Environment*, **303**:171-185.
- Kai Z., Yuesi W., Tianxue W., Yousef M., Frank M. (2007). Properties of nitrate, sulfate and ammonium in typical polluted atmospheric aerosols (PM<sub>10</sub>) in Beijing. *Atmospheric Research*, **8**:67-77.
- Karanasiou A.A., Sitaras I.E., Siskos P.A., Eleftheriadis K. (2007). Size distribution and sources of trace metals and n-alkanes in the Athens urban aerosol during summer. *Atmospheric Environment*, **41**: 2368-2381.
- Karar K., Gupta A.K. (2005). Seasonal variations and chemical characterization of ambient PM<sub>10</sub> at residential and industrial sites of an urban region of Kolkata (Calcutta), India. *Atmospheric Research*, **81**:36-53.
- Keller C., Hammer D., Kayser A., Richner W., Brodbeck M., Sennhauser M. (2003). Root development and heavy metal phytoextraction: comparison of different plant species in the field. *Plant Soil*. **249**:67–81.

- Kempton H., Frenzel B., (2000). The impact of early mining and smelting on the local tropospheric aerosol detected in ombrotrophic peat bogs in the Harz, Germany. *Water, Air and Soil Pollution*. **121**. pp. 93-108.
- Khillare P.S., Balachandran S., Meena B.R. (2002). Spatial and temporal variation of heavy metals in atmospheric aerosol of Delhi. *Environmental Monitoring and Assessment*, **90**:1–21.
- Kim K.H., Lee J.H., Jang M.S. (2002). Metals in airborne particulate matter from the first and second industrial complex area of the Taejon city. *Korean Environmental Pollution*, **118**:41–51.
- Kim K.H., Choi G.H., Kang C.H., Lee J.H., Kim J.Y., Youn Y.H., Lee, S.R. (2003). The chemical composition of fine and coarse particles in relation with the Asian dust events, *Atmospheric Environment*, **37**:753–765.
- Kim K.H, Mishra V.K., Kang C.H., Choi K.C., Kim Y.J., Kim D.S., Youn Y.H., Lee J.H. (2005). The metallic composition of aerosols at three monitoring sites in Korea during winter 2002. *Environmental Monitoring and Assessment*.
- Klaasen, C.D., Schoeman, D.W., (1974). Biliary excretion of lead in rats, rabbits, and dogs. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 29: (3). pp. 434-446
- Klaassen C.D., Kotsonis F.N. (1977). Biliary excretion of cadmium in the rat, rabbit, and dog. *Toxicology and Applied Pharmacology*, **41**:101-112.
- Kloke A., Sauerbeck D.R. and Vetter H. (1984). The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains, en J.O. Nriagu (ed.), *Changing Metal Cycles and Human Health: Report of the Dahlem Workshop on Changing Metal Cycles and Human Health*, Berlin, Germany, March 20–25 1983, pp. 113–141.

- Koh D., Ong V., Chua L.H., Yang Y., Ong H.Y, Chia S.E. (2003). Can salivary lead be used for biological monitoring of lead exposed individuals? *Occupational and Environmental Medicine*, **60**:696-8.
- Konarski P., Hałuszka J., Ćwil M. (2006). Comparison of urban and rural particulate air pollution characteristics obtained by SIMS and SSMS. *Applied Surface Science*, **252**: 7010-7013
- Köppel, V., Grünenfelder, M. (1979). *Memoria di Scienze Geologiche. Universidad de Padova*, **33**:257.
- Kurkjian R., Dunlap C., y Flegal A.R. (2002). Lead isotope tracking of atmospheric response to post-industrial conditions in Yerevan, Armenia. *Atmospheric Environment* **36**. pp. 1421-1429.
- Lartigue J., Padilla R., Martínez T., Orta M. (2001). EDXRF determination of Pb in aerosol samples from Mexico Valley. *Radiation Physics and Chemistry*, **61**:681-682.
- Lankey R.L., Davidson C.I., and McMichael F.C. (1998). Mass balance for lead in the California south coast basin: An update. *Environmental Research* **78**:86–93.
- Ledoux F., Courcot L., Courcot D., Aboukaïs A., Puskaric E. (2006). A summer and winter apportionment of particulate matter at urban and rural areas in northern France. *Atmospheric Research*, **82**:633-642.
- Lee S.L, Li X.D., Zhang G., Li J., Ding A.J., Wang T. (2007). Heavy metals and Pb isotopic composition of aerosols in urban and suburban areas of Hong Kong and Guangzhou, South China—Evidence of the long-range transport of air contaminants. *Atmospheric Environment*, **41**:432-447.

- Lee-Hinwood A., Horwitz P., Appleyard S., Barton C., Wajrak M. (2006). Acid sulphate soil disturbance and metals in groundwater: Implications for human exposure through home grown produce. *Environmental Pollution*, **143**:100-105.
- Liang L. N., He B., Jiang G. B., Chen D.Y., Yao Z.W. (2004). Evaluation of mollusks as biomonitors to investigate heavy metal contaminations along the Chinese Bohai Sea. *Science of the Total Environment*, **324**:105-113.
- Lejano R., J. Ericson. (2004). Tragedy of the temporal commons: Soil-bound lead and the anachronicity of risk. *Journal of Environmental Planning and Management*. **48**:299-318.
- Leroyer A., Hemon D., Nisse C., Auque G., Mazzuca M. Haguenoer J.M. (2001). Determinants of Cadmium Burden Levels in a Population of Children Living in the Vicinity of Nonferrous Smelters. *Environmental Research*, **87**: 147-159.
- Leroyer A, Hemon D, Nisse C. (2002). Environmental exposure to lead in a population of adults living in northern France: Lead burden levels and their determinants. *Science of Total Environment*, **267**:87-99.
- Liu Z.P. (2003). Lead poisoning combined with cadmium in sheep and horses in the vicinity of non-ferrous metal smelters. *The Science of the Total Environment*, **309**:117-126.
- Lockwood, M.P. (1976). *Effects of Pollutants on Aquatic Organisms*. Cambridge University Press, New York.

- Lok E., (1983). The effect of weaning on blood, hair, fecal and urinary mercury after chronic ingestion of methylmercuric chloride by infant monkeys. *Toxicology Letters*, **15**:147-152.
- López Alonso M., Benedito J.L., Miranda M., Fernández J.A., Castillo C., Hernández J., Shore R.F. (2003). Large-scale spatial variation in mercury concentrations in cattle in NW Spain. *Environmental Pollution*, **125**:173-181.
- Loring, O.H., Rantala R.T. (1977). Geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter. Technical report, **700**: 58.
- López-Ramos E., (1985). Geología de México, Tomo III. CONACYT. México, D.F.
- Madejón P., Marañón T., Murillo J.M., Robinson B. (2006). In defence of plants as biomonitors of soil quality. *Environmental Pollution*, **143**:1-3.
- Maddaloni M., Ballew M., Diamond G. (2005). Assessing non-residential lead risks at hazardous waste sites. *Human and Ecological Risk Assessment*. (En prensa).
- Madhavan S., Rosenman K.D., Shehataz T. (1989). Lead in soil: recommended maximum permissible levels. *Environmental Research*. **49**:136-142.
- Malm W.C., Sisler J.F. (2000). Spatial patterns of major aerosol species and selected heavy metals in the United States. *Fuel Processing Technology*, **65-66**:473-50.
- Maenhaut W., Cafmeyer J. (1987). Particle induced X-ray emission analysis and multivariate techniques: an application to the study of the sources of respirable atmospheric particles in Gent, Belgium, *Journal of Trace and Microprobe Techniques*, **5**:135–158.

- Manoli E., Voutsas D., Samara C. (2002). Chemical characterization and source identification/ apportionment of fine and coarse air particles in Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Environment*, **36**:949–961.
- Manton W.I., Angle C.R., Stanek K.L. (2000). Acquisition and retention of lead by young children. *Environmental Research*, **82**:60-80.
- Manzoor S., Shah M. H., Shaheen N., Khalique A., Jaffar M. (2005). Multivariate analysis of trace metals in textile effluents in relation to soil and groundwater *Journal of Hazardous Materials*. **137**:31-37
- Martley E., Gulson B. L., Pfeifer H.R. (2004). Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla, NSW, Australia. *Science of the Total Environment*, **325**:113-127.
- Masson M., Blanc G., Schäfer J. (2006). Geochemical signals and source contributions to heavy metal (Cd, Zn, Pb, Cu) fluxes into the Gironde Estuary via its major tributaries. *Science of the Total Environment*, **370**: 133-146.
- Maynard R.L., Waller R.E. (2002). Air pollution. En Ballantyne B., Marrs T., Syversen T., (Eds.). *General and applied toxicology*, Volume 2. Ed. McMillan. New York, Estados Unidos.
- McBean E.A., Syed-Ritchie S., Rovers F.A. (2007). Performance results from the Tucumán solid waste bioreactor. *Waste Management*. (En prensa).
- McGrath, S.P. (1998). Phytoextraction for soil remediation. En: Brooks, R.R. (Ed.), *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*. CAB International, Oxon, UK, pp. 261–287.

- McGrath S.P., Zhao F.J. (2003). Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*, **14**:1–6.
- McLennan S. M., Simonetti A., Goldstein S. L. (2000). Nd and Pb isotopic evidence for provenance and post-depositional alteration of the Paleoproterozoic Huronian Supergroup, Canada. *Precambrian Research*, **102**:263-278.
- Renshaw G.D. (1976). Distribution of trace elements in human hair and its possible effect on reported elemental concentration levels. *Medical Science Law*, **16**:37-9.
- Meyer I., Heinrich J., Lippold U. (2002). Factors affecting lead, cadmium, and arsenic levels in house dust in a smelter town in eastern Germany. *Environmental Research*. **81**:32-44.
- Mielke H.W., Anderson J.C., Berry K.J., Mielke P.W., Chaney R.L., Leech M. (1983). Lead concentrations in inner-city soils as a factor in the child lead problem. *American Journal of Public Health*, **73**:1366–1369.
- Mielke, H.W. (1991). Lead in residential soils: Background and preliminary results of New Orleans. *Water, Air, and Soil Pollution*,. **57–58**:111–119.
- Millward G. E., Turner A., (1994). Partitioning of Trace Metals in a Macrotidal Estuary. Implications for Contaminant Transport Models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **39**:45-58.
- Ministerio del Ambiente de Alemania. (1989). (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des landes NW. *Luftreinhaltung in Nordrhein-Westfalen*). *Eine Erfolgsbilanz der Luftreinhaltplanung 1975–1988*. Bonn, Alemania.

- Mitchell, R.L. (1963). Soil aspects of trace element problems in plants and animals. *Journal of the Royal Agricultural Society of England*, **124**:75-86.
- Moliner, L.M. (2002). Cálculo del tamaño de muestra. Métodos secuenciales. Documento electrónico disponible en: [www.seh-lilha.org/stat1.htm](http://www.seh-lilha.org/stat1.htm).
- Monkiewicz J., Geringer H., Bas K. (1998). Pb Concentration in Dog Blood as an Indicator of Environmental Pollution. *Polish Journal of Environmental Studies*, **7**:285-288.
- Monroy M., Díaz-Barriga F., Razo I., Carrizales L. (2002). Evaluación de la contaminación por Arsénico y metales pesados (Pb, Cu, Zn) y análisis de riesgo en salud en Villa de la Paz, Matehuala, S.L.P. Nota informativa publicada por el Instituto de Metalurgia de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Moody J.R., y Lindstrom R.N. (1977). Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace elements samples. *Analytical Chemistry*, **49**:2264 – 2267.
- Morrison A.L. (2003). An assessment of the effectiveness of lead pollution reduction strategies in North Lake Macquarie, NSW, Australia *The Science of the Total Environment*. **303**:125-138.
- Mugica V., Maubert M., Torres M., Muñoz J., Rico E. (2002). Temporal and spatial variations of metal content in TSP and PM10 in Mexico City during 1996–1998. *Journal of Aerosol Science*, **33**:91-102.
- Navarro A., Carbonell M. (2007). Evaluation of groundwater contamination beneath an urban environment: The Besòs river basin (Barcelona, Spain) *Journal of Environmental Management*.

- Ngayila N., Basly J.P., Anne-Hélène Lejeune A.H., Botineau M., and Baudu M. (2007). *Myriophyllum alterniflorum* DC., biomonitor of metal pollution and water quality. Sorption/accumulation capacities and photosynthetic pigments composition changes after copper and cadmium exposure. *Science of the total Environment*, **373**:564-571.
- Norra S., Lanka-Panditha M., Kramar U., Stüben D., (2006). Mineralogical and geochemical patterns of urban surface soils, the example of Pforzheim, Germany. *Applied Geochemistry*, **21**:2064-2081.
- Nriagu J.O. (1985). Historical perspective on contamination of food and water with lead. In: *Dietary and Environmental Lead—Human Health Effects* (Mahaffrey KR, ed). Amsterdam. Elsevier.
- Nriagu, J.O., (1991). Lead exposure and child development. *The Science of the Total Environment*, **102**, pp. 267-268.
- Nriagu, J.O., Pacyna J.M., (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water, and soils by trace metals. *Nature*, 333 pp. 134-139.
- Olmsted, J., Williams, G.M., (1997). *Chemistry: The Molecular Science*. 2a ed. Wm. C. Brown. Estados Unidos. pp. 1056.
- Omokhodion F.O., Crockford G.W. (1991). Lead in sweat and its relationship to salivary and urinary levels in normal healthy-subjects. *Science Total Environment*, **103**:113-22.
- OMS (1992). *Cadmium - environmental aspects*. Environmental Health Criteria 135. World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Geneva, Switzerland.

- OMS (1995). *Inorganic lead*. Environmental Health Criteria 165. World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Geneva, Switzerland.
- OMS (2001). *Guidelines for Drinking-water Quality*. Vol. 1. 3rd ed. Geneva, Switzerland.
- OSWER (1989) Final guidance for soil ingestion rates. Memorandum from J.W. Porter, Assistant Administrator, OSWER to Regional Administrators. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Directive 9850.4.
- Pan A.Y.S. (1981). Lead levels in saliva and in blood. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, **7**:273-80.
- Park S.H., Lee M.H., Kim S.K. (2005) Studies on the concentrations of Cd, Pb, Hg and Cr in dog serum in Korea. *Asian-australasian Journal of Animal Sciences*, **18**:1623-1627.
- Parker G.H., Hamr J. (2001) Metal levels in body tissue, forage and fecal pellets of elk (*Cervus elaphus*) living near the ore smelters at Sudbury, Ontario. *Environmental Pollution*, **113**: 347-355.
- Pendias H., (1989). *Trace elements in soils and plants*; CRC Press; Boca Raton, FL.
- Petrosyan V., Orlova A., Dunlap C. E., Babayan E., Farfel M., Von Braun M. (2004). Lead in residential soil and dust in a mining and smelting district in northern Armenia: a pilot study. *Environmental Research*, **94**:297-308.
- Pignata M. L., Gudiño G. L., Wannaz E. D., Plá R. R., González C. M., Carreras H. A., Orellana L. (2002). Atmospheric quality and distribution of heavy metals

- in Argentina employing *Tillandsia capillaris* as a biomonitor. *Environmental Pollution*, **120**:59-68.
- Pokorny B., Sayegh-Petkovšek S.A., Ribarič-Lasnik C., Vrtačnik J., Doganoc D.Z., Adamič. (2003). Fungi ingestion as an important factor influencing heavy metal intake in roe deer: evidence from faeces. *Science of The Total Environment*, **324**:223-234.
- Pollard A.J., Powell K.D., Harper F.A., Smith J.A. (2002). The genetic basis of metal hyperaccumulation in plants. *Critical Review in Plant Sciences*. **21**:539–566.
- Querol X., Alastuey A., Rodriguez S., Plana F., Ruiz C. R., Coto N., Massague G., Puig O. (2001). PM 10 and PM 2.5 source apportionment in the Barcelona metropolitan area, Catalonia, Spain. *Atmospheric Environment*, **35**:6407–6419.
- Radwan M.A., Salama A.K., (2006). Market basket survey for some heavy metals in Egyptian fruits and vegetables. *Food and Chemical Toxicology*, **44**:1273-1278.
- Ragaini R.C., Ralston H.R., Roberts N. (1977). Environmental trace metal contamination in Kellogg, Idaho, near a lead smelting complex. *Environmental and Science Technology*, **11**:773–781.
- Rainbow, P.S. (1993). The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. *Ecotoxicology of Metals in Invertebrates*. En Dallinger K y Rainbow P.S. (Ed.). Lewis Publishers. USA. pp. 461.

- Rauret G., Rubio R., López-Sánchez J.F., Casassas E. (1987). Determination and speciation of Copper of a river Mediterranean (River Tenes, Catalonia, Spain). *Water Research*, **22**:449-455.
- Reeves R.D., Baker A.J. (2000). Metal-accumulating plants. En: Raskin I., Ensley B.D. (Eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals using Plants to Clean up the Environment*. John Wiley and Sons Inc., NY, USA. pp. 193–230.
- Rehkämper M., Halliday A.N. (1998). The precise measurement of TI isotopic compositions by MC-ICPMS: Application to the analysis of geological materials and meteorites. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **63**: 935-944.
- Reimann, C., Soller F., Kashulina G., Niskavaara H., Englmaier P. (2001). Influence of extreme pollution on the inorganic chemical composition of some plants. *Environmental pollution*, **115**:239-252.
- Reis M.F., Sampaio C., Brantes A., Aniceto P., Melim M., Cardoso L., Gabriel C., Simão F., Segurado S., Miguel J.P. (2007). Human exposure to heavy metals in the vicinity of Portuguese solid waste incinerators—Part 2: Biomonitoring of lead in maternal and umbilical cord blood. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. **210**:447-454.
- Reynolds P.H. (2002). A U-Th-Pb lead isotope study of rocks and ores from Broken Hill, Australia. *Earth and Planetary Science Letters*, **12**:215-223
- Ritson P.I., Bouse R.M., Flegal A.R., Luoma S.N. (1999). Stable lead isotopic analyses of historic and contemporary lead contamination of San Francisco Bay estuary. *Marine Chemistry*, **64** 71-83.
- Rizzio E., Giaveri G., Arginelli D., Gini L., Profumo A., Gallorini M. (1999). Trace elements total content and particle sizes distribution in the air particulate

matter of a rural-residential area in north Italy investigated by instrumental neutron activation analysis. *The Science of the Total Environment* **226**:47-56.

Rosselli W., Keller C., Boschi K. (2003). Phytoextraction capacity of trees growing on metal contaminated soil. *Plant Soil*, **256**:265–72.

Ruelas-Inzunza J., Páez-Osuna F., (2000). Comparative bioavailability of trace metals using three filter-feeder organisms in a subtropical coastal environment (Southeast Gulf of California). *Environmental Pollution*, **107**:437-444.

Ruelas-Inzunza J., Páez-Osuna F., (2002). Distribution of Cd, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in selected tissues of juvenile whales stranded in the SE Gulf of California (Mexico). *Environment International*, **28**:325-329.

Salvador P., Artíñano B., Querol X., Alastuey A., Costoya M. (2007). Characterisation of local and external contributions of atmospheric particulate matter at a background coastal site. *Atmospheric Environment*, **41**:1-17.

Salt D.E., Smith R.D., Raskin I. (1998). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*. **49**:643–648.

Samara C., Kouimtzis Th., Tsitouridou R., Kaniyas G., Simeonov V. (2002). Chemical mass balance source apportionment of PM<sub>10</sub> in an industrialized urban area of Northern Greece. *Atmospheric Environment*, **37**:41-54.

Santos A., Alonso E., Callejón M., Jiménez J. C. (2002). Heavy metal content and speciation in groundwater of the Guadiamar river basin *Chemosphere*, **48**:279-285.

- Sañudo-Wilhelmy S.A., Olsen K.A., Scelfo J.M., Foster T.D., Flegal A.R. (2002). Trace metal distributions off the Antarctic Peninsula in the Weddell Sea. *Marine Chemistry*, **77**:157-170.
- Secretaría de Economía. (2004) Informe de la Minería Mexicana. Documento electrónico consultado el 7 de septiembre de 2005 disponible en: <http://www.economia.gob.mx/index.jsp?P=2384>
- Semlali R.M., Dessogne J.B., Monna F., Bolte J., Azimi S., Navarro N., Denaix L., Loubet M., Chateau C., Van Oort F. (2004). Modeling lead input and output in soils using lead isotopic geochemistry. *Environmental Science and Technology*, **38**:1513-1521.
- Scelfo,G.(1997). A practical Handbook for trace metal and ancillary analyses.Special Publication N° 1. University of California. Environmental Toxicology. Santa Cruz, Estados Unidos. pp. 97.
- Schachtschabel P., Blume H.P., Hartge K.H., Schwertmann U. (1984). Lehrbuch der Bodenkunde. Enke, Stuttgart.
- Shepard, Francis. (1963). Submarine Geology. 2<sup>nd</sup> Edition. Publisher: New York, Harper & Row. New York, USA.
- Shu W.S., Ye Z.H., Lan C.Y., Zhang Z.Q., Wong M.H. (2002). Lead, zinc and copper accumulation and tolerance in populations of *Paspalum distichum* and *Cynodon dactylon*. *Environmental Pollution*, **120**:445–53.
- Schuhmacher M., Domingo J.L., Llobet J.M. (1991). Lead in children's hair, as related to exposure in Tarragona province, Spain. *Science of the Total Environment*, **104**:167-73.

- Schinitman, N.I. (2005). Normas ISO 14000, Ambiente y Sociedad. Documento electrónico consultado el 14 de Noviembre de 2005, disponible en: <http://www.ecoportat.net/articulos/iso.htm>
- Schouw N. L., Danteravanich S., Mosbaek H., Tjell J. C. (2002). Composition of human excreta: a case study from Southern Thailand, *The Science of the Total Environment*, **286**:155-166.
- Seidel S., Kreuzer R., Smith D., McNeel S., Gilliss D. (2001). Assessment of commercial laboratories performing hair mineral. *Journal of the American Medical Association*; **285**:67-72.
- Silbergeld E.K. (1993). New approaches to monitoring environmental neurotoxins. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **694**:62-71.
- Simkiss, K., Mason, A.Z. (1983). Metal ions: metabolic and toxic effects. The mollusca, *Environmental Biochemistry and Physiology*. En: Wilbur K.M. Ed. Academic Press. USA. p. 101-164.
- Simonetti A. Gariépy C., Banic K.M., Tanabe R., Wong H. (2004). Pb isotopic investigation of aircraft-sampled emissions from the Horne smelter (Rouyn, Québec): Implications for atmospheric pollution in northeastern North America. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **68**:3285-3294.
- Singh M., Jaques P.A., Sioutas C. (2002). Size distribution and diurnal characteristics of particlebound metals in source and receptor sites of the Los Angeles basin, *Atmospheric Environment*, **36**:1675–1689.
- Singh R.P., Agrawal M., (2007). Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of *Beta vulgaris* plants. *Chemosphere*, **67**: 2229-2240.

- Smith D.J., Harrison R.M., Luhana L., Pio C.A., Castro L.M., Traiq M.N., Hayat S., Quarishi T. (1996). Concentration of particulate airborne Polycyclic aromatic hydrocarbons and metals collected in Lahore Pakistan. *Atmospheric Environment*, **25**:4031–4040.
- Soto-Jiménez M., Hibdon S.A., Rankin C.W., Aggarwal J., Ruiz-Fernández A. C. Páez-Osuna F., Flegal A.R. (2006). Chronicling a century of lead pollution in Mexico : Stable lead isotopic composition analyses of dated sediment cores. *Environmental and Science Technology*, **40**:764-770.
- Soto-Jiménez M., Páez-Osuna F. Morales-Hernández F. (2001). Selected trace metals in oysters (*Crassostrea iridescens*) and sediments from the discharge zone of the submarine sewage outfall in Mazatlán Bay (southeast Gulf of California): chemical fractions and bioaccumulation factors *Environmental Pollution*, **114**:357-370.
- Spear T.M., Svee W., Vincent J.H., Stanisich N. (1998). Chemical speciation of lead dust associated with primary lead smelting. *Environmental Health Perspectives*, **106**:565-571.
- Strojan S. T., Phillips C. J. (2002), The Detection and Avoidance of Lead-Contaminated Herbage by Dairy Cows. *Journal of Dairy Science*, **85**:3045-3053.
- Swarup D., Patra R.C., Naresh R., Kumar P., Shekhar P., Balagangatharathi M. (2006). Lowered blood copper and cobalt contents in goats reared around lead–zinc smelter. *Small Ruminant Research*, **63**:309-313.
- Sweet C.W., Vermette S.J., Landsberg S. (1993). Source of toxic trace elements in urban air of Illinois. *Environmental and Science Technology*, **27**:2502–2510.

- Tahiri M., Pellerin P., Tressol J.C., Doco T., Pépin D., Rayssiguier Y., Coudray C. (2000). The Rhamnogalacturonan-II Dimer Decreases Intestinal Absorption and Tissue Accumulation of Lead in Rats. *The Journal of Nutrition*, **130**:249-253.
- Thorton I. (1992). Sources and pathways of cadmium in the environment. In: Cadmium in the Human Environment: Toxicity and Carcinogenicity (Nordberg GF, Herber RFM, Alessio L, eds). IARC Scientific Publications No. 118. Lyon:International Agency for Research on Cancer, 149-162.
- Tiller, K.G. (1992). Urban soil contamination in Australia. *Australian Journal of Soil Research*, **30**:937–957.
- Tingle T.N., Borch R.S., Hochella M.F., Becker C.H., Walker W.J. (1993). Characterization of lead on mineral surfaces in soils contaminated by mining and smelting. *Applied Surface Science*, **72**:301-306.
- Tsaih S.W., Schwartz J., Lee M.L.T., Amarasiriwardena C., Aro A., Sparrow D., Hu H. (1999). The independent contribution of bone and erythrocyte lead to urinary lead among middle-aged and elderly men: The normative aging study. *Environmental Health Perspectives*, **107**:391-6.
- United States Environmental Protection Agency. (1986). Air quality criteria for lead (EPA/600/8-83/028aF). Research Triangle Park, NC, Environmental Criteria and Assessment Office.
- United States Environmental Protection Agency. (1997). Code of Federal Regulations. 40 CFR 80.22.
- Valdés-Pérezgasga.F., Cabrera, M.V., (1999). La Contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, México. Texas Center for Policy Studies –

Ciudadanía Lagunera por los Derechos Humanos. Austin, Texas, Estados Unidos. Documento electrónico disponible en: <http://www.texascenter.org/publications/torreon.pdf#search='La%20contaminacion%20por%20metales%20pesados%20en%20Torreon%2C%20Coahuila%2C%20Mexico'>.

- Van Alphen M. (1999). Atmospheric heavy metal deposition plumes adjacent to a primary lead–zinc smelter. *The Science of the Total Environment*, **236**:119-134.
- Van Borm W.A., Adams F.C., Maenhaut W. (1989). Characterization of individual particles in the Antwerp aerosol, *Atmospheric Environment*, **23**:1139–1151.
- Van Gerven T., Cooreman H., Imbrechts K., Hindrix K., Vandecasteele C. (2007). Extraction of heavy metals from municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash with organic solutions. *Journal of Hazardous Materials*, **140**:376-381.
- Vasconcelos, M.T., Tavares H.M. (1998). Atmospheric metal pollution (Cr, Cu Fe, Mn, Ni, Pb and Zn) in Oporto city derived from results for low volume aerosol samplers and for the moss *Sphagnum auriculatum* bioindicator. *The Science of the Total Environment*. **212**:11–20.
- Véron A. J., Church T. M., Patterson C.C., Flegal A. R. (1994). Use of stable lead isotopes to characterize the sources of anthropogenic lead in North Atlantic surface waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **58**:3199-3206.
- Viniegra G., Escobar R., Borja E., Caballero P.J., (1964) La polución atmosférica e hídrica de Torreón, Coah., *Salud Pública de México*, Epoca V, Vol VI (**3**). pp. 405-414.

- Voltech E., Mijalhevic M. Komárek M. (2004). ICP-MS Measurements of lead isotopic ratios in soils heavily contaminated by lead smelting: tracing the sources of pollution. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 378. pp. 311-317.
- Von Braun M.C., Von Lindern I.H., Khristoforova N.K., Kachur A.H., Yelpatyevsky P.V., Elpatyevskaya V.P., Spalinger S.M. (2002). Environmental Lead Contamination in the Rudnaya Pristan – Dalnegorsk Mining and Smelter District, Russian Far East. *Environmental Research*, **88**:164-173.
- Wang X., Sato T., Xing B., (2006). Size distribution and anthropogenic sources apportionment of airborne trace metals in Kanazawa, Japan. *Chemosphere*, **65**:2440-2448.
- Wannaz E.D., Carreras H.A., Pérez C.A., Pignata M.L. (2006). Assessment of heavy metal accumulation in two species of Tillandsia in relation to atmospheric emission sources in Argentina. *Science of the Total Environment*, 361: 267-278.
- Wilhelm M., Pesch A., Rostek U., Begerow J., Schmitz N., Idel H., Ranft U. (2002). Concentrations of lead in blood, hair and saliva of German children living in three different areas of traffic density. *Science Total Environment*, **297**:109-118.
- Wilson B., Pyatt F.B. (2007). Heavy metal dispersion, persistence, and bioaccumulation around an ancient copper mine situated in Anglesey, UK. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **66**: 224-231.

- Wolfsperger M, Hauser G, Gossler W, Schlagenhaufen, C. (1994). Heavy metals in human hair samples from Austria and Italy-Influence of sex and smoking-habits. *Sci Total Environ*, **156**:235-42.
- Yassoglou N., Kosmas C., Asimakopoulos J. and Kallianou C. (1987). Heavy metal contamination of roadside soils in the Greater Athens area *Environmental Pollution*, **47**:293-304.
- Yoon J., Cao X., Zhou Q., Ma L.Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site *Science of the Total Environment*, **368**: 456-464.
- Young T.M., Heeraman D.A., Sirin G., Ashbaugh L.L. (2002). Resuspension of soil as a source of airborne lead near industrial facilities and highways. *Environmental and Science Technology* **36**:2484–2490.

### ANEXO I

No de Estación	Punto Cardinal	Distancia desde Met-Mex (Km)	Latitud		Longitud		Elevación		Dirección
			°	min.	°	min.	ft		
1	NO	0.57							Av. Joaquin Martinez Calle: Felipe Carrillo Puerto
2	O	0.3	25	31.780	103	26.650	3755		Calz. Gral. Raúl Madero, entre Comonfort
3	E	0.4	25	31.834	103	26.156	3710		Tecnologico de la Laguna
4	NO	1.27	25	32.028	103	27.100	3718		Parque Alameda, Col. Morelos
5	NO	0.89	25	32.028	103	27.100	3712		Calz. Gral. R. Madero G. Calle: Prolongación, entre Jímenez
6	O	1.07	25	31.488	103	27.169	3799		Col. 1ero de Mayo, en el cerro
7	O	1.23	25	31.538	103	27.064	3727		Calz. Gustavo A. Madero, entre 16 de Sep. Col. 1ero de Mayo
8	O	0.56	25	31.665	103	26.840	3746		Dentro de Peñoles
9	SO	1.17	25	31.191	103	26.871	3733		Calz. Rio Bravo # 518, entre prolong. Matamoros
10	SO	1.09	25	31.150	103	26.526	3717		Calle: Primera del Barreal, Col. Vicente Gro.

11	SE	0.65	25	31.404	103	26.276	3710	Av. Cuautemoc (en la ETI)
12	E	1.44	25	32.036	103	25.651	3716	Calle: Beganias, Zona Residencial, entre calle: Mayran
13	NE	0.93	25	31.066	103	24.479	3710	Av. Cuautemoc y Calle: Av. Manuel Oviedo
14	N	2.33	25	32.991	103	26.451		Av. 6 de Octubre, Calle: Francisco I. Madero
15	NO	1.58	25	32.378	103	27.231		Calle: Ramon Corona, Av. Morelos
16	O	2.41						Av. Central Frente a la Unidad Deportiva Compresora
17	SO	2.12						Col. Nueva creación, atrás de las torres microondas
18	SO	1.62	25	30.840	103	27.102		Calle: Francisco I. Madero, Col. Cerrada Insurgentes
19	S	1.84	25	30.926	103	26.597	3947	Parte del Cerro de las Noas, cercade la Col. Vicente Gro.
20	SE	2.28						Calzada los Angeles Calle: Q Av. Segunda

21	E	2.68	25	32.239	103	24.987		Av. Hidalgo, calle: H. Colegio Militar
22	NE	1.69	25	32.688	103	25.898		Av. Bravo, calle: Juan Pablos
23	NO	3.18	25	33.297	103	27.280	3694	Blvd. Rio Nazas, entre J. Gonzalez Calderon y Urraza.
24	SE	2.86	25	30.478	103	25.552	3690	Av. Cuautemoc
25	N	4.89	25	34.562	103	26.512	3686	Calle: El Arce, Col. Roble II
26	NO	3.85	25	32.599	103	28.477	3725	Av. Rio Nazas, Col. Lecho del Rio Nazas, entre Col. Consuelo
27	E	3.59	25	31.400	103	24.397		Av. Saltillo 400, calle Paseo Tecnológico, entre Olvido
28	E	4.24	25	32.270	103	24.230	3680	Av. Juarez, Blvar. México. Frente a la Central Camionera
29	NE	3.59	25	33.175	103	25.136	3690	Calle: Astlan, Col. Abastos, entre Cuatrociénegas
30	N	4.11						Av. Amburgo y Av. San Isidro. Frente al Club San Isidro

31	SE	4.58	25	29.977	103	24.634	3667	Blvd. Pedro V. Rodríguez, Calle: La Joya
32	SE	4.05						Diagonal Las Fuentes y Av. Saltillo 400
33	E	5.34	25	31.529	103	23.472	3648	Lago, term. Col.Carmen Romano, entreAv. La laguna de Yuri
34	NE	4.79	25	33.062	103	24.179		Calle: Honduras, Col. Allende, entre Calz. Emilio Carranza
35	SE	5.41	25	30.412	103	23.602	3707	Calle:Del Teflon, Col.Villa de la Merced,entre Av.Del bosque
36	E	6.38	25	30.229	103	22.814	3710	Av. Universidad, Col. Rincon de la Merced
37	E	8.04	25	31.636	103	21.791	3698	Enertec (Parque industrial Las Americas), Col. Valle Oriente

## ANEXO II

---

MUESTRA	Pb <sup>206</sup> /Pb <sup>207</sup> (LR)	Pb <sup>208</sup> /Pb <sup>207</sup> (LR)
<b>POLVOS</b>		
TP1-1 F1	1.1997	2.4754
TP1-1 F2	1.1976	2.4689
TP1-1 F2	1.1993	2.4722
TP1-1 F3	1.1980	2.4694
TP1-1 F4	1.1985	2.4698
TP1-1 F4	1.2021	2.4678
TP1-1 F5	1.1992	2.4705
TP1-1 T	1.1982	2.4696
TP1-1 T	1.2004	2.4723
TP2-2 F2	1.1989	2.4693
TP2-2 F3	1.1989	2.4695
TP2-2 F4	1.1993	2.4697
TP2-2 F5	1.1990	2.4696
TP2-2 T	1.1991	2.4696
TP9-1 F2	1.2010	2.4714
TP10-1 F2	1.1964	2.4717
TP10-1 F5	1.2001	2.4697
TP10-1 T	1.1982	2.4773
TP11-3	1.1981	2.4686
TP26-1 F3	1.2023	2.4673

---

---

TP26-1 T	1.2021	2.4704
TP37-3 F2	1.2021	2.4679
TP37-3 F3	1.2039	2.4663
TP37-3 F4	1.2040	2.4667
TP37-3 T	1.2032	2.4672
<b>SUELOS</b>		
TSU3-1/1 F1	1.1946	2.4795
TSU3-1/1 F2	1.1983	2.4673
TSU3-1/1 F3	1.2040	2.4670
TSU3-1/1 F3	1.1983	2.4737
TSU3-1/1 F4	1.1994	2.4608
TSU3-1/1 F5	1.2047	2.4592
TSU3-1/1 T	1.2046	2.4666
TSU3-1/2 F2	1.1936	2.4734
TSU3-1/2 F3	1.1997	2.4674
TSU3-1/2 F4	1.2003	2.4660
TSU3-1/2 T	1.2001	2.4626
TSU3-1/3 F1	1.1960	2.4735
TSU3-1/3 F2	1.1982	2.4705
TSU3-1/3 F4	1.2029	2.4631
TSU3-1/3 T	1.1972	2.4733
TSU3-1/5 F1	1.1938	2.4741
TSU3-1/5 F2	1.1978	2.4675

---

---

TSU3-1/5 F3	1.2022	2.4662
TSU3-1/5 F4	1.1990	2.4611
TSU3-1/5 T	1.2065	2.4678
TSU3-1/7 F1	1.1981	2.4626
TSU3-1/7 F2	1.1942	2.4702
TSU3-1/7 F3	1.2015	2.4673
TSU3-1/7 F4	1.2012	2.4649
TSU3-1/7 F5	1.1972	2.4672
TSU3-2	1.1993	2.4694
TSU11-3/2 F2	1.1921	2.4626
TSU11-3/2 F3	1.1926	2.4630
TSU11-3/2 F4	1.1916	2.4620
TSU11-3/2 F5	1.1921	2.4626
TSU11-3/2 T	1.1926	2.4633
TSU30-1 F3	1.1994	2.4645
TSU30-1 F4	1.2034	2.4684
TSU30-1 F5	1.2062	2.4674
TSU30-1 T	1.2055	2.4630
TSU37-1 F2	1.2034	2.4714
TSU37-1 F3	1.2028	2.4643
TSU37-1 F4	1.2033	2.4641
TSU37-1 T	1.2067	2.4549
TR038-F5	1.2352	2.4682

---

---

TSU20-1 F2	1.1992	2.4658
TSU20-1 F3	1.2224	2.4691
TSU20-1 F4	1.2146	2.4694
TSU20-1 F5	1.2145	2.4664
TSU20-1 T	1.2139	2.4700
PZSD-1/1 F2	1.2027	2.4748
PZSD-1/1 F3	1.2075	2.4695
PZSD-1/1 F4	1.2068	2.4695
PZSD-1/5 F2	1.2052	2.4723
PZSD-1/5 F2	1.2057	2.4695
PZSD-1/5 F3	1.2053	2.4724
PZSD-1/5 F3	1.2054	2.4704
PZSD-1/5 F4	1.2042	2.4713
PZSD-1/5 T	1.2066	2.4734
PZSU-1 F2	1.2007	2.4716
PZSU-1 T	1.2025	2.4674

**AEROSOLS**

Dic-Ene 04	1.1991	2.4678
Nov-Ene 05	1.2037	2.4673
Oct-05	1.1999	2.4647
Feb-06	1.1982	2.4657
Mar-06	1.1990	2.4675
Nov-06	1.1988	2.4643

---

---

<b>AGUA</b>		
T41-2	1.1993	2.4694
T22R	1.1963	2.4535
T55-2	1.1954	2.4612
T19	1.1891	2.4600
T9-2	1.1965	2.4612
<b>PLANTAS Y HECES</b>		
TPT1-1	1.200753	2.470423
TPT6-3	1.198347	2.469441
TPT3-1	1.200896	2.469962
TH11-2	1.198669	2.469245

---