



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTADES DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO
EN CIENCIAS AMBIENTALES

**CARACTERIZACIÓN DEL POLVO COMO MEDIO EN LA RUTA DE
EXPOSICIÓN EN LA ZONA MINERO-METALÚRGICA DE
MATEHUALA-VILLA DE LA PAZ, SLP**

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

PRESENTA:

I.A. CATALINA SANTILLANA MORATO

DIRECTOR DE TESIS:

DR. MARCOS GUSTAVO MONROY FERNÁNDEZ

COMITÉ TUTORAL:

DR. FERNANDO DÍAZ-BARRIGA MARTÍNEZ

DR. JAVIER CASTRO LARRAGOITIA

PROYECTO REALIZADO EN:

El Instituto de Metalurgia y el Laboratorio de Toxicología Ambiental de la UASLP

CON FINANCIAMIENTO DE:

“Programa Multidisciplinario para la evaluación y restauración ambiental de zonas mineras: 1. Villa de la Paz-Matehuala, S.L.P”. Anexo 2
Fondo Sectorial SEMARNAT-CONACYT 2002-C01-03062

**CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACYT)
BECA-TESIS (CONVENIO No. 200095)**

**LA MAESTRIA EN CIENCIAS AMBIENTALES FORMA PARTE DEL PADRON
NACIONAL DE POSGRADOS DEL CONACYT**

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, por demostrarme su cariño y apoyo incondicional en todo momento.

A mi comité tutelar por haberme impulsado a crecer y a aprovechar cada oportunidad de aprendizaje que se presentó en el camino.

A mis profesores y compañeros del PMPCA por contribuir a mi formación con su guía y ejemplo.

A los niños y a los padres de familia del sitio de estudio, por abrirme las puertas de su casa y por su entusiasta participación en las diferentes etapas de este trabajo.

A todos los que contribuyeron a la realización de este proyecto creyendo en mí sin reservas. Gracias, especialmente a ustedes por hacerme fuerte y por entregarme siempre de manera oportuna y desinteresada su apoyo y su amistad.

Gracias a mis hermanos de la C3C por todo lo que compartimos, por hacerme parte de su historia y por dejarme formar parte de la suya.

INDICE

1. MARCO CONCEPTUAL	1
2. DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO	14
3. JUSTIFICACIÓN	23
4. OBJETIVO GENERAL	25
4.1 OBJETIVOS PARTICULARES.....	25
5. METODOLOGÍA	25
5.1 COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA COLECTAR POLVOS.....	26
5.2 VISITA PARA OBTENER LA APROBACIÓN DE MUESTREO	30
5.3 METODOLOGÍA DE MUESTREO	32
5.4 CUANTIFICACIÓN DE METALES.....	38
5.5 BIODISPONIBILIDAD	39
6. RESULTADOS	40
6.1 PLOMO.....	41
6.2 ARSÉNICO.....	47
7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	53
REFERENCIAS	55
ANEXO A.....	60

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema general de residuos y productos de la actividad minero-metalúrgica	2
Figura 2. Proceso ADME, rutas que sigue un tóxico en el organismo Fuente: Peña et al., 2004.	5
Figura 3. Modelo metabólico del Pb en el ser humano (Rodríguez, 2005).....	9
Figura 4. Efectos del plomo en niños y adultos a diferentes niveles de PbB ($\mu\text{g}/\text{dL}$) Fuentes: ATSDR, CDC, 2005.....	10
Figura 5. Ubicación de los municipios de Matehuala y Villa de la Paz, SLP, México	14
Figura 6. Diagrama ombrotérmico de Matehuala, SLP elaborado con datos climatológicos del Sistema Meteorológico Nacional. Estación: 024040 ubicada en Matehuala Latitud: 23°40'50"N Longitud: 100°38'40" W. Altura: 1,100.0 MSNM	15
Figura 7. Fotografía aérea tomada en el 2009 donde se aprecian la Colonia Real de Minas y las presas de jales ubicadas en el municipio de Villa de la Paz, SLP, México.....	16
Figura 8. Distrito minero de Santa María de la Paz. Identificación de presas de jales (TD) y terreros (★).Fuente: Razo, 2006	18
Figura 9. Fotografía aérea tomada en el 2009 donde se aprecian la Colonia Real de Minas y la nueva presa de jales ubicadas al este de la principal.....	19
Figura 10. Mapa de cociente de riesgo para As por el método geoestadístico kriging Fuente: Razo, 2006.....	22
Figura 11. Mapa de niveles de Pb en sangre estimados por el modelo IEUBK, por el método geoestadístico kriging (Razo, 2006).....	22
Figura 12. Dispersión de partículas de polvos desde la presa de jales hacia la Colonia Real de Minas (Razo, 2006).....	23
Figura 13. Breve esquema de trabajo	25
Figura 14. Método de muestreo en pisos y superficies planas (1)	34
Figura 15. Método de muestreo en pisos y superficies planas (2)	34
Figura 16. Método de muestreo en pisos y superficies planas (3)	34
Figura 17. Método de muestreo en alfeizares de ventanas (1)	35
Figura 18. Método de muestreo en alfeizares de ventanas (2)	35
Figura 19. Método de muestreo en alfeizares de ventanas (3)	35
Figura 20. Método de muestreo en palmas de manos (1)	36
Figura 21. Método de muestreo en palmas de manos (2)	36
Figura 22. Ejemplo del procedimiento realizado para el cálculo del área a partir de imágenes digitales.....	37
Figura 23 Niveles de Pb en sangre de los niños de la CRM, separados por la categoría definida por la Norma Oficial Mexicana de 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$. El muestreo se realizó durante el mes de julio de 2006.....	42
Figura 24 Niveles de Pb en sangre de los niños de la CRM, distribuidos en categorías a) Valores menores a 5 $\mu\text{g}/\text{dL}$ b) Valores entre 5 y 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ y c) Valores superiores 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (Valor de referencia de acuerdo a la NOM) El muestreo se realizó durante el mes de julio de 2006.....	42

Figura 25	Comparación de medianas para el grupo de datos de carga de Pb en palmas de manos derechas e izquierdas en a) Casas (1C) y b) Escuelas (1E)	43
Figura 26	Valores de carga de Pb en palmas de manos de a) Casas y b) Escuelas de acuerdo a los niveles de intervención	44
Figura 27.	Histograma de carga de Pb en muestras de polvos de ventanas en casas donde la línea roja marca el límite de referencia de 250 $\mu\text{g}/\text{ft}^2$	44
Figura 28.	Correlaciones entre los niveles de carga de Pb en sitios específicos de casas y los niveles de PbB a) Pisos en salas ($r=0.441$) b) Ventanas ($r=0.325$) c) Interiores compuesta ($r=0.496$) . Las curvas representan los intervalos de confianza de la correlación a un nivel de 95%	46
Figura 29.	Diferencia de medianas para la carga de Pb en polvos de palmas de manos colectados en casa respecto a los colectados en escuelas. (Prueba de Wilcoxon con valor de $p<0.05$).....	47
Figura 30.	Niveles de As en orina de los niños de la CRM, separados por la categoría recomendada por la OMS de 50 $\mu\text{g}/\text{g}$ creatinina. El muestreo se realizó durante el mes de julio de 2006.....	48
Figura 31.	Niveles de As en orina de los niños de la CRM, distribuidos en categorías a) Valores menores a 50 $\mu\text{g}/\text{g}$ creatinina b) Valores superiores 50 $\mu\text{g}/\text{g}$ creatinina. (Valor de referencia de acuerdo a la NOM) El muestreo se realizó durante el mes de julio de 2006.....	48
Figura 32.	Comparación de medianas para el grupo de datos de carga de As en palmas de manos derechas e izquierdas en a) casas y b) escuelas.....	49
Figura 33.	Histograma de carga de As en muestras de polvos de ventanas en casas	49
Figura 34.	Correlaciones entre los niveles de carga de As en sitios específicos de casas y los niveles de AsU a) Carga de As en patios ($r=0.346$) b) Banquetas ($r=0.120$) c) Exteriores compuesta ($r=0.175$) . Las curvas representan los intervalos de confianza de la correlación a un nivel de 95%	50
Figura 35.	Diferencia de medianas para la carga de As en palmas de manos en casa respecto a escuelas. (Prueba de Wilcoxon con valor de $p<0.05$)	51

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Contenido de metales en muestras de polvo casero (Mejía et al., 1999)	20
Cuadro 2. Estimación del riesgo para la salud por exposición a Pb (Razo, 2006)	21
Cuadro 3. Estimación del riesgo para la salud por exposición a As (Razo, 2006).....	21
Cuadro 4. Comparación de métodos para la colecta de polvo (EPA, 1995).....	28
Cuadro 5. Recomendación del número mínimo de unidades a muestrear en un conjunto de viviendas similares respecto a su construcción y mantenimiento.. (EPA 1998)	31
Cuadro 6. Carga de Pb en polvos de palmas de manos en casas y escuelas ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$)	43
Cuadro 7. Valores de carga de Pb ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos de ventanas de la CRM.....	44
Cuadro 8. Valores de carga de Pb ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos domésticos colectados de la CRM en Julio, 2006.	45
Cuadro 9. Valores de carga de Pb ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos domésticos colectados de la CRM en Diciembre, 2006.	45
Cuadro 10. Valores de carga de Pb ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos de interiores y exteriores de la CRM	45
Cuadro 11. Valores de carga de Pb ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos de pisos, ventanas, interiores y exteriores en escuelas	46
Cuadro 12. Carga de As en polvos de palmas de manos en casas y escuelas ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$)	48
Cuadro 13. Valores de carga de As ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en ventanas de la CRM.....	49
Cuadro 14. Valores de carga de As ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos domésticos de la CRM	50
Cuadro 15. Valores de carga de As ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos de interiores y exteriores de la CRM	50
Cuadro 16. Valores de carga de As ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos en escuelas.....	51
Cuadro 17. Ejemplo de casos críticos que presentan elevadas cargas totales correspondientes con niveles elevados de PbB.....	52



1. MARCO CONCEPTUAL

México es un país dotado de gran riqueza en recursos minerales y el aprovechamiento de dichos recursos ha tenido una importante contribución en el desarrollo económico nacional, estatal y local a lo largo de la historia.

La minería se ha llevado a cabo en México desde hace siglos, existen abundantes indicios acerca de los conocimientos minero-metalúrgicos de los pueblos prehispánicos (Muñoz, 1986). Recursos naturales como jade, turquesa, malaquita, azurita, oro y plata, entre otros, fueron considerados por sí mismos como poseedores de atributos simbólicos, y fueron ampliamente utilizados en la elaboración de ornamentos (Carbajal, 2005).

Durante el siglo XVI la minería cobró especial importancia ya que la colonización española del territorio estuvo estrechamente relacionada con la búsqueda de minas y el consecuente establecimiento de pueblos alrededor de los desarrollos mineros. De este modo, siguiendo la distribución natural de mineralizaciones, se fundaron muchas ciudades principalmente en la zona norte y centro del país.

Aún en la actualidad, la operación minera representa una actividad económica importante; aunque el impacto económico de esta actividad no represente el mismo de siglos atrás, para varios municipios si lo es, donde la minería puede representar el 100% del ingreso directo e indirecto.

México ocupa uno de los primeros lugares mundiales en la producción de plata, donde los principales productores son los estados de Zacatecas, Durango, Chihuahua, México, Sonora y San Luis Potosí (Secretaría de Economía, 2005). Sin embargo, a nivel nacional también sobresale la producción de otros 5 metales primarios (oro, plomo, cobre, zinc, hierro) y de 4 minerales energéticos o industriales (coque, azufre, barita y fluorita), seleccionados por su importancia económica y su contribución al producto interno bruto, nacional y estatal. Otros metales y minerales que también destacan por su volumen de producción son: molibdeno, carbón mineral, manganeso, grafito, dolomita, caolín, arena sílica, yeso, wollastonita, celestita, feldespato, sal, diatomita, sulfato de sodio y sulfato de magnesio, así

como la producción de algunos elementos secundarios como arsénico, cadmio, bismuto, antimonio y selenio (INEGI, 2005).

Aún cuando el desarrollo económico del país ha tenido históricamente un fuerte sustento en la actividad minero-metalúrgica, es necesario reconocer que existen impactos y riesgo a la Salud Humana asociados a los residuos que han derivado de esta industria. De acuerdo a la UNEP (2000), la minería es una actividad productiva de alto impacto, debido a que en todas sus etapas (exploración, extracción y procesamiento) genera numerosos efectos adversos, implica casi inevitablemente la alteración del paisaje y el disturbio de la flora y de la fauna, y origina una gran cantidad de residuos, los cuales pueden causar contaminación en agua, suelo, aire y sedimento. (Seymoar, 2000; Figura 1).

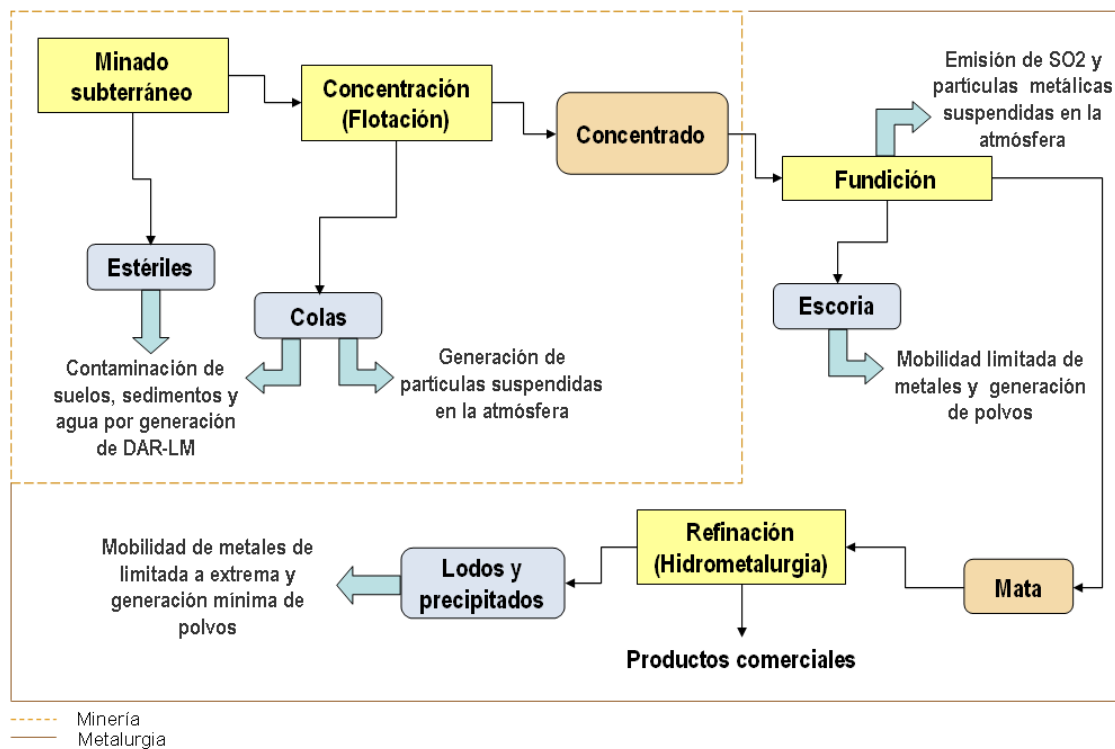


Figura 1. Esquema general de residuos y productos de la actividad minero-metalúrgica

Durante los procesos mineros se generan productos residuales de origen y composición muy variables. Estos van desde el polvo que se produce durante las labores de explotación y procesos de beneficio, pasando por los efluentes líquidos que se generan durante el proceso minero (el agua de mina, el agua de proceso, los lixiviados, los escurrimientos



desde los depósitos residuales, etc.), hasta los residuos sólidos que se acumulan sin medidas de prevención o control, así como los gases liberados por los procesos mineros y metalúrgicos (Figura 1).

Los sitios mineros se consideran potencialmente peligrosos debido a que cada uno de sus productos residuales puede representar algún problema ambiental o un riesgo para la salud, tanto ambiental como ocupacional. Para el estudio de este tipo de sitios es necesario aplicar una metodología específica que incluya la evaluación de tres factores: a) la biodisponibilidad de los metales; b) la toxicidad de los residuos, bajo la perspectiva de que su toxicidad dependerá del tipo, concentración e interacción de los metales presentes en ellos; y c) la contaminación de los medios del ambiente, a fin de determinar las rutas de mayor riesgo para la población expuesta (Mejía et al., 1999).

Para evaluar el riesgo que significa la presencia de un tóxico en un sitio determinado es necesario conocer su toxicidad, la cantidad de tóxico que entra en contacto con el organismo y/o población en estudio y las condiciones en las que se da este contacto. La evaluación de riesgos consiste en determinar si es tolerable el riesgo que enfrenta una población por estar expuesto a tóxicos en el ambiente de un sitio contaminado (Peña *et al.*, 2001).

Es necesario considerar que para que un tóxico ambiental cause un daño, en primer lugar se debe estar expuesto a él y en segundo lugar el tóxico tiene que vencer las defensas del organismo que tratan de impedirle que llegue al tejido blanco en forma activa. Estas defensas consisten fundamentalmente en mecanismos que restringen la movilidad y disminuyen el período de exposición del tejido blanco. Esto lo puede hacer el organismo poniendo barreras a su desplazamiento hacia determinados tejidos, disminuyendo su capacidad de difusión a través de las membranas celulares y/o facilitando su excreción (Peña *et al.*, 2001).

Para establecer una relación causa - efecto entre contaminación y efectos en salud, es necesario definir la ruta de exposición; esto es, el camino que siguen los contaminantes desde su fuente de emisión hasta el individuo expuesto (Carrizales *et al.*, 1999). Se consideran como rutas significativas las que dan lugar a exposición humana y generalmente constan de cinco elementos:



- Fuentes y mecanismos de emisión de tóxicos
- Medio de retención y transporte (o medios en el caso de que haya transferencias de un medio a otro)
- Punto de contacto potencial entre el medio contaminado y los individuos
- Vía de ingreso al organismo
- Población receptora

Para el propósito de la toxicología ambiental las vías de exposición que se consideran de importancia son la ingestión, la inhalación y el contacto cutáneo. Asimismo, la exposición se clasifican de acuerdo a su magnitud en tiempo de exposición en:

- Exposiciones crónicas.- Son las exposiciones que duran entre 10 y 100% del período de vida. Para el caso del hombre entre 7 y 70 años.
- Exposiciones subcrónicas.- Son exposiciones de corta duración, menores que el 10% del período vital.
- Exposiciones agudas.- Son exposiciones de un día o menos y que suceden en un solo evento.

El período transcurrido entre el evento de exposición y las observaciones en el organismo expuesto es una variable muy importante a considerar, especialmente en el caso de exposiciones intermitentes.

El muestreo y análisis biológico o dosimetría interna, consiste en la determinación cuantitativa de la concentración del tóxico o sus metabolitos en uno o más medios corporales del organismo expuesto.

Esta información se usa para estimar la exposición que experimentan cada uno de los tejidos del cuerpo, con el fin de estimar la magnitud de la exposición ambiental y para demostrar que existió una exposición efectiva. El simple hecho de que el tóxico se encuentre dentro del organismo es la prueba de que existió la exposición (Peña *et. al*, 2001).

El diseño del muestreo biológico consiste en seleccionar el medio biológico que se va a muestrear, la especie química que se deberá analizar y el tiempo al que se deberá tomar la muestra. Es necesario asegurarse que las condiciones de muestreo sean las que proporcionen observaciones de valores representativos del nivel del tóxico en el organismo.

El proceso de transporte y transformaciones que experimenta el tóxico desde la superficie epitelial de contacto hasta llegar a los órganos en los que se almacenan y en los que causa lesiones es muy complejo. Por conveniencia, para facilitar su estudio se considera que consta de cuatro pasos: absorción, distribución, metabolismo y excreción. El proceso se conoce por tanto por las siglas ADME (Figura 2.)

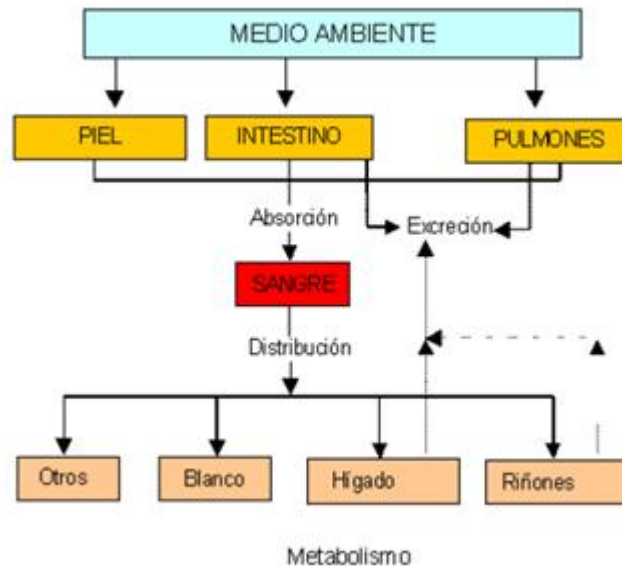


Figura 2. Proceso ADME, rutas que sigue un tóxico en el organismo
Fuente: Peña et al., 2004.

Se ha demostrado que factores como la edad influyen en la susceptibilidad a los diferentes compuestos tóxicos, por ejemplo, el potencial de exposición para niños es mayor que para los adultos, debido a factores fisiológicos, metabólicos y de comportamiento, entre ellos:

- Aunque la tasa de inhalación en niños es menor que en adultos, el volumen inhalado en relación al peso es mayor en los niños. (OMS, 2007).



- Los niños pasan una significativa cantidad de tiempo gateando, jugando o recostados en el piso, consecuentemente su piel está más expuesta al contacto con superficies contaminadas.
- Los niños por su conducta y su menor precaución respecto a la higiene pueden comer alimentos que han estado en el suelo, no lavan sus manos después de jugar en el suelo y como resultado se ha estimado que el riesgo de exposición a contaminantes en interiores y exteriores en suelo y polvo puede ser 12 veces mayor para niños que para adultos (Hawley, 1985).
- La zona de respiración de los niños es normalmente más cercana al piso que la de los adultos.
- Los niños (principalmente preescolares) pasan mayor tiempo en casa que los adultos.

Estos factores junto con parámetros metabólicos y de crecimiento y desarrollo pueden hacer a los niños más susceptibles a la exposición pasiva en interiores y exposición residencial (Hawley, 1985).

La presencia de algunos contaminantes asociados con sitios peligrosos ha sido determinada como prioritaria para América Latina y el Caribe. Dentro de este grupo de contaminantes encontramos elementos como: plomo, arsénico, mercurio, cadmio, cromo, níquel y flúor (Carrizales *et. al.*, 1999).

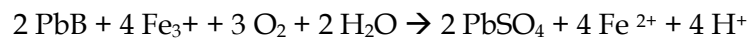
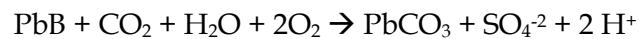
En el caso de los sitios minero-metalúrgicos que explotan y benefician mineralizaciones polimetálicas, se ha demostrado la presencia de altas cantidades de plomo (Pb) y arsénico (As) en diversas matrices de los medios del ambiente (suelo, agua y aire), por lo que es de interés para el presente estudio conocer las características del As y Pb así como sus efectos en salud.



PLOMO (Pb)

El plomo es un metal que se encuentra de forma natural en pequeñas cantidades en la corteza terrestre, se encuentra ampliamente distribuido en el ambiente. La mayor parte proviene de actividades como la minería, manufactura industrial y de quemar combustibles fósiles. Los usos del Pb son muy variados, en la industria se encuentra en forma de metal en revestimientos, serpentines, bombas. Asimismo, se utiliza en la fabricación de distintos compuestos químicos, tuberías, recubrimiento de conductores eléctricos y acumuladores. En aleaciones con antimonio (Sb) en imprenta, con estaño (Sn) en soldaduras, con arsénico (As) en perdigones de metralla y en pinturas antioxidantes. También es usado en colorantes para base de pintura y barnices, como acetato de Pb en la industria cosmética, como arseniato en insecticidas agrícolas, como carbonato en el estudio de huellas dactilares.

De manera natural, el Pb se encuentra presente en un gran número de minerales de las cuales la forma más común es el sulfuro de plomo (galena PbB), siendo un metal de baja movilidad, por su fácil alteración (oxidante) y formación de fases minerales secundarias de menor solubilidad, la cerusita (PbCO₃) y la anglesita (PbSO₄):



De este modo, dado que el Pb precipita rápidamente como carbonato o sulfato, el principal riesgo relacionado con la minería no radica en la posible puesta en solución de este metal sino en lo que concierne a los procesos metalúrgicos (fundición) de las menas de Pb y a la contaminación de suelos con este metal.

Las partículas finas de Pb relacionadas a los procesos de fundición han constituido un problema grave en algunos sitios, tal como los casos de Antofagasta (Chile) en el que se reportaron casos con elevados niveles de Pb en sangre de niños (10 µg/dL es el máximo nivel de plomo en la sangre establecido por la OMS), relacionado con la acumulación de minerales y concentrados de Pb en las instalaciones portuarias de Bolivia, lo cual demandó atención a los depósitos de residuos que puedan contener este metal, a fin de evitar serios daños a la salud (Sepúlveda, 2000). Un caso similar se presentó en Torreón (México), donde



se demostró daños en la población infantil que habitaba en la periferia de una planta de fundición y refinación de Pb, lo cual obligó a la empresa a imponer de control de emisión de gases y partículas con Pb, así como a la intervención del sitio contaminado (Díaz-Barriga *et al.*, 1997).

Las partículas finas de Pb pueden ser peligrosas por las siguientes razones:

- Se adhieren fuertemente a la piel
- Son más solubles que las partículas gruesas en el tracto gastrointestinal
- Son fácilmente absorbibles a través del sistema respiratorio

Existen dos tipos de indicadores que informan de la absorción de Pb en el organismo: de exposición y de efecto. Los primeros revelan el grado de exposición, mientras que los segundos muestran las alteraciones que se verifican en el órgano crítico a continuación de la absorción.

En el caso de los indicadores de exposición se reconocen la determinación de Pb en sangre, (PbB) y la determinación de Pb en orina, (PbU), siendo la PbB el medio más útil para evaluar el grado de exposición del individuo al Pb (Arrate *et al.*, 1999).

El organismo absorbe el plomo inorgánico por las vías respiratoria y gastrointestinal. La vía más importante desde el punto de vista ocupacional es la respiratoria. El plomo tiene gran afinidad por los eritrocitos: el 95% de la fracción circulante se une a ellos (Figura 4) (Rodríguez, 2005).

La cantidad de PbB es función del Pb absorbido por el organismo menos el depositado en huesos y tejidos blandos y el Pb excretado en orina y heces. A veces la medición en orina es preferida por la ventaja de no necesitar extracción sanguínea, pero la correlación entre el nivel PbU y el PbB para valoraciones individuales no es muy buena en razón de la fluctuación de la PbU en el tiempo (Arrate *et al.*, 1999).

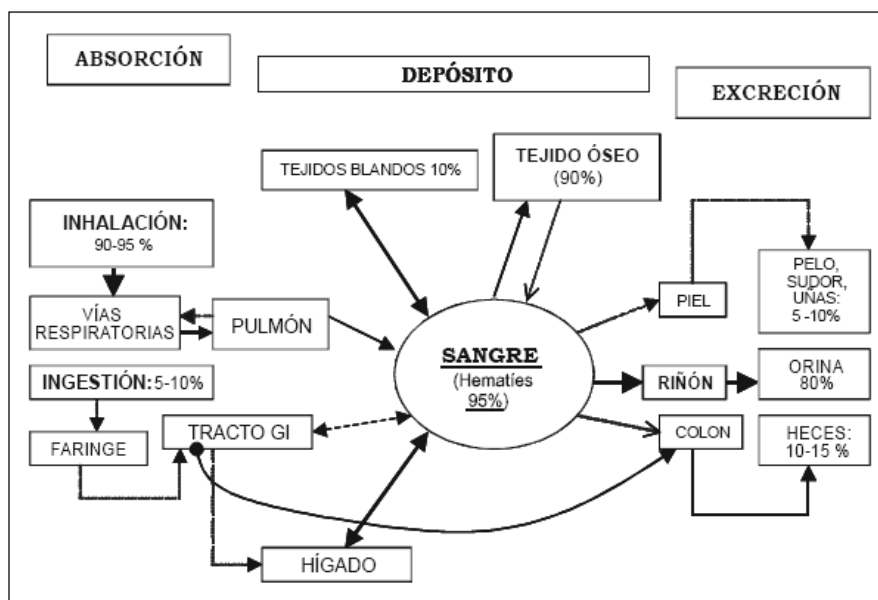


Figura 3. Modelo metabólico del Pb en el ser humano (Rodríguez, 2005).

Los efectos dañinos del plomo han sido ampliamente estudiados y van desde un ligero deterioro en el aprendizaje y el comportamiento, hasta convulsiones, estado de coma y la muerte (Figura 4). Los niños son vulnerables a los efectos dañinos del plomo en la salud. Las concentraciones muy altas de plomo en la sangre ($\geq 80 \mu\text{g/dL}$ en niños), pueden causar encefalopatía (daño cerebral), estado de coma o la muerte. En niveles $< 60 \mu\text{g/dL}$ los síntomas característicos pueden no ser evidentes; sin embargo, los niños todavía pueden sufrir efectos dañinos a largo plazo para la salud. Algunos estudios han mostrado que valores bajos a moderados de los niveles de plomo en sangre en niños están relacionados con problemas en el aprendizaje y el comportamiento. Incluso niveles de plomo en sangre $< 10 \mu\text{g/dL}$ tienen efectos adversos a la salud de los niños. Aún cuando el valor máximo recomendado de PbB sea de $10 \mu\text{g/dL}$, no se conoce un nivel seguro de plomo en la sangre. A la intoxicación por plomo se le ha llamado la "epidemia silenciosa", debido a que las familias de muchos niños con niveles elevados de plomo en sangre no buscan ayuda médica debido a que no presentan síntomas. (CDC, 2005).

 Respuesta en niños	Nivel de PbB (µg/dL)	Respuesta en adultos 
Muerte	150	Encefalopatía
Encefalopatía	100	Nefropatía
Nefropatía		Anemia
Anemia		Longevidad disminuida
Cólico		Disminución en la síntesis de hemoglobina
	50	
Disminución en la síntesis de hemoglobina	40	Efectos en la reproducción
		Baja velocidad conducción nerviosa
Disminución del metabolismo, disminución de vitamina D	30	Hipertensión arterial, capacidad auditiva
Baja velocidad conducción nerviosa	20	
Bajar protoporfirina entrocitaria		
Bajo coeficiente intelectual (IQ)	10	Hipertensión arterial (?)
Baja capacidad auditiva		Abortos espontáneos (?)
Baja estatura		

Figura 4. Efectos del plomo en niños y adultos a diferentes niveles de PbB (µg/dL)
 Fuentes: ATSDR, CDC, 2005.

ARSÉNICO (As)

En la naturaleza y el ambiente, el arsénico generalmente se encuentra combinado con otros elementos, principalmente oxígeno y azufre. El arsénico combinado con estos elementos se conoce como arsénico inorgánico. El arsénico combinado con carbono e hidrógeno se conoce como arsénico orgánico. (ATSDR, 2005)

El arsénico es un metaloide distribuido extensamente en la corteza y se encuentra presente en una concentración media de 2 mg/kg. El arsénico puede existir en cuatro estados de oxidación: -3, 0, +3 y +5. Bajo condiciones reducidas, el arsenito (As^{III}) es la forma dominante; el arseniato (As^V) es generalmente la forma estable en ambientes oxigenados. El



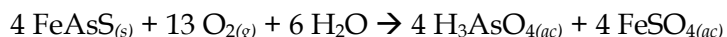
arsénico elemental no es soluble en agua. Las sales arsenicales exhiben una amplia gama de solubilidades dependiendo del pH y del ambiente iónico. El arsénico y sus compuestos se encuentran en formas cristalinas, del polvo, amorfas o vítreas. Se encuentra generalmente en cantidades traza en roca, suelo, agua y aire. Sin embargo, las concentraciones pueden ser más altas en ciertas áreas como resultado de desgaste por la acción atmosférica y las actividades antropogénicas incluyendo la explotación minera y fundición del metal, combustión de combustibles fósiles y uso de pesticidas. (IPCS, 2001)

La mayoría de los compuestos inorgánicos y orgánicos de arsénico son polvos de color blanco que no se evaporan. No tienen olor y la mayoría no tiene ningún sabor especial. Por esta razón, generalmente no se puede saber si están presentes en los alimentos, el agua o el aire.

El As ocupa el lugar número 20 entre los elementos más abundantes en la corteza terrestre y los compuestos de As se utilizan frecuentemente en la fabricación de cerámica y vidrio, así como compuesto de insecticidas y rodenticidas.

El As se encuentra presente en más de 200 especies minerales, siendo la arsenopirita (FeAsS), la enargita (Cu₃AsS₄) y la tennantita (Cu₁₂As₄S₁₃) las más comunes.

La disolución de las formas sulfurosas de As no es fácil. La reacción fundamental de disolución de la arsenopirita en medio ácido es:



Si además hay pirita en la mena, entonces el sulfato férrico producido actuará de la siguiente manera, coadyuvando a la oxidación-disolución del As:



El As puede precipitar finalmente como FeAsO₄. Sin restarle importancia al problema de la disolución de especies minerales arsenicales, la principal fuente de contaminación está relacionada, al igual que en el caso del Pb, con el tratamiento metalúrgico de los minerales de As.



Los procesos de fundición concentrados de cobre, que incluyan la presencia de minerales arsenicales (p.e. enargita y arsenopirita), pueden también dar lugar a intensos problemas de contaminación por vía aérea (emisión en chimeneas), en la forma de As_2O_3 . El As que se libera, se deposita luego en los suelos del entorno de la fundición. Dependiendo del volumen de las emisiones y el régimen de vientos, el problema puede extenderse por decenas de kilómetros (Ybarra, 2004).

El As en los suelos puede ser disuelto y adsorbido/absorbido por las arcillas o la materia orgánica; muchos de estos procesos son mediados por la materia orgánica que puede producir transformaciones de tipo:

- Cambios de *redox* que inducen la transformación arsenito-arsenato
- Reducción y metilación del As
- Biosíntesis de compuestos de As
- Las formas solubles del As son fuertemente tóxicas. (La ingestión de grandes dosis lleva a problemas intestinales).

El As inhibe al sistema inmunológico, provoca aberraciones cromosómicas en los linfocitos. El tipo de exposición a As más común es la exposición crónica. Los efectos asociados a esta exposición son: una reacción tóxica de piel y mucosas. La aparición característica de puntos blancos en la piel (leucomelanoderma puntiforme) y la formación de callosidades puntiformes en palmas y plantas. Además de piel de gallina, placas bronceadas, estrías, hiperqueratosis, localizadas especialmente en escroto, axilas, ingles y cara. Existe daño al Sistema Nervioso Central (SNC), con sensación de entumecimiento, quemazón, hormigueo, prurito, espasmos, temblor y parálisis en extremidades semejante a la tetraplejía. En hígado puede provocar una cirrosis hepática y también puede afectar al riñón. Hay una clara asociación de los niveles de As con cáncer pulmonar, pleural y renal (Ybarra, 2004). Asimismo, se ha demostrado que el As se asocia a una disminución del coeficiente intelectual en niños expuestos crónicamente (Calderón *et al.*, 2001).



En situaciones de exposición aguda se produce un cuadro intestinal con gastroenteritis, esofagitis, vómitos, diarrea, náuseas, dolor abdominal, pudiendo llegar al shock. Los trabajadores que están expuestos a arsénico de manera cotidiana usualmente se monitorean mediante la medición de As en orina. La concentración máxima permitida es de 200 mg/L. Contrario a otros metales, la fracción tóxica es aquí la inorgánica, pues las formas orgánicas son de excreción muy rápida (SESMA, 2006).

El ser humano está expuesto al arsénico sobre todo a través de los alimentos y del agua, pero el arsénico también puede ser inhalado. Una vez absorbido por el sistema sanguíneo, el arsénico se transforma rápidamente y se elimina del cuerpo a través de la orina por este motivo el biomarcador de exposición más recomendable para el arsénico es la orina AsU.

2. DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO

El caso específico de estudio del presente trabajo se encuentra en el distrito minero de Santa María de la Paz, localizado en el estado de San Luis Potosí, en los municipios de Villa de la Paz y Matehuala aproximadamente a 600 Km al N-NW de la Ciudad de México y a 192 Km al NW de la ciudad de San Luis Potosí (Figura 5).

El sitio tiene clima semiárido y está situado en el margen Oeste de la Sierra Madre Oriental en las laderas de una pequeña serranía conocida como "El Fraile" (Castro y col., 1997). Las coordenadas geográficas son 100° 38' longitud oeste y 23° 41' latitud norte. El área de estudio contempla las cabeceras municipales de Villa de la Paz con 4,967 habitantes y Matehuala con 70,150 de acuerdo al censo nacional de población y vivienda 2005 (INEGI).

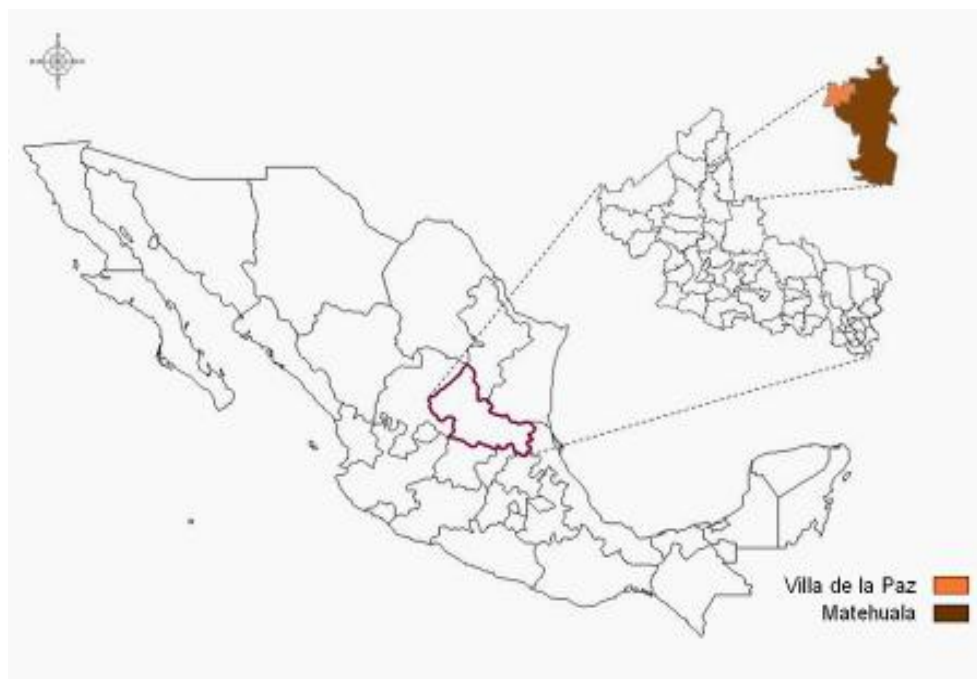


Figura 5. Ubicación de los municipios de Matehuala y Villa de la Paz, SLP, México
Fuente: INEGI, 2005.

Las condiciones de temperatura (°C) y precipitación (mm) se pueden observar en el siguiente diagrama ombrotérmico (Figura 6) donde se aprecia una temporada seca en los meses de octubre a mayo y una temporada húmeda en los meses de junio a septiembre.

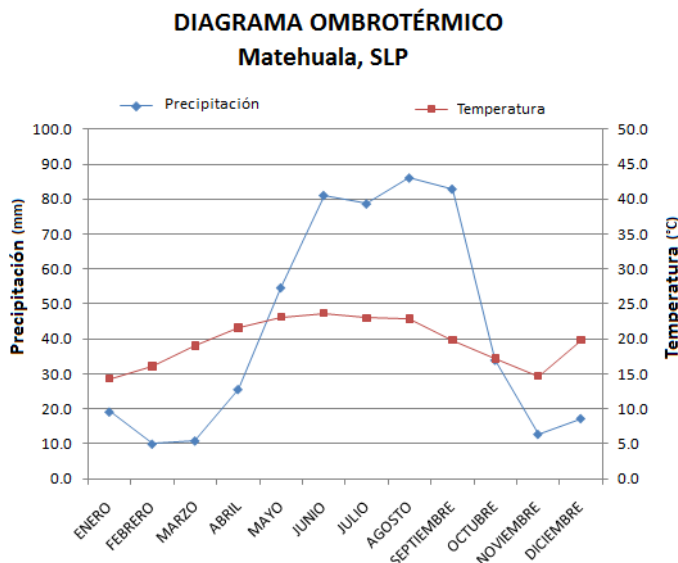


Figura 6. Diagrama ombrotérmico de Matehuala, SLP elaborado con datos climatológicos del Sistema Meteorológico Nacional. Estación: 024040 ubicada en Matehuala
Latitud: 23°40'50"N Longitud: 100°38'40" W. Altura: 1,100.0 MSNM

En esta zona existe un yacimiento tipo Skarn de tipo Pb-Zn-Ag (Cu-Au) que de acuerdo al SEMIP (1992) ha sido minado desde el siglo XVIII. El yacimiento está constituido por dos diferentes tipos de mineralizaciones: una mena de Pb-Zn-Ag y una mena de Cu-Au (Zn). Estas dos mineralizaciones se encuentran separadas por una falla geológica conocida como "falla de Dolores", la cual ocasiona un desplazamiento vertical de 600 m entre la mineralización Pb-Zn-Ag (localizada al E de la falla en el área del poblado de Villa de la Paz) y la mineralización Cu-Au (Zn) (localizada al W de la falla en la sierra "El Fraile").

Debido a las características de la zona, la intensa actividad minera llevada a cabo en ella y los impactos asociados a dicha actividad, el distrito minero de Matehuala-Villa de la Paz despertó el interés en investigadores de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí por lo que existen antecedentes de investigación desde 1995 a la fecha, donde se reporta evidencia de contaminación en la zona.

En junio de 2002 se propuso el Programa Multidisciplinario para la Evaluación y Restauración Ambiental de Zonas Mineras: 1. Villa de la Paz - Matehuala, S.L.P., a fin de realizar un estudio a fondo y sistematizado de las implicaciones de la contaminación en la región y para proponer alternativas de control y restauración. (Noyola, 2006)

Dentro del programa mencionado, este trabajo de tesis se llevó a cabo específicamente en la Colonia Real de Minas, perteneciente al municipio de Villa de la Paz. En este municipio opera la empresa minera "Beneficiadora la Paz y Anexas SA de CV", (antes "Negociación Minera Santa María de la Paz y Anexas SA de CV"), la cual produce concentrados de cobre y concentrados de oro y hasta 1992 produjo también plomo y plata.

La construcción de la Colonia Real de Minas inició en el año 1981 (Noyola, 2006) como opción de vivienda para los trabajadores de la mina. Hoy día, la colonia cuenta con 347 casas habitación, un jardín de niños, una capilla, un espacio abierto para actividades deportivas y una zona de mercado y locales comerciales.

Los habitantes de la colonia Real de Minas han manifestado a lo largo de los años su preocupación respecto a los polvos provenientes de las presas de jales que se encuentran ubicados al sur de esta colonia (Figura 7). El volumen de las presas se desconoce. La inclinación del talud de esta presa de jales es de unos de 40°, la altura estimada oscila entre 30 y 45 metros. Debido a las dimensiones de la presa, los taludes son de gran tamaño y representan una gran superficie expuesta a la acción del viento (Noyola, 2006).



Figura 7. Fotografía aérea tomada en el 2009 donde se aprecian la Colonia Real de Minas y las presas de jales ubicadas en el municipio de Villa de la Paz, SLP, México.

Fuente: INEGI, 2009.



Tradicionalmente el polvo en el hogar se ha considerado como una molestia, motivo por el cual es un material al que se debe evitar la exposición o controlar su dispersión. Se puede considerar reciente el muestreo de polvo como útil en el análisis de contaminantes. Posiblemente sea la preocupación por la exposición a plomo la que haya cambiado radicalmente esta situación (Lioy, *et.al.*, 2002).

Numerosos estudios han demostrado que para los individuos y las poblaciones, especialmente niños y otros subgrupos vulnerables, el ambiente familiar puede ser una fuente potencial de la exposición pasiva o activa a diferentes elementos potencialmente tóxicos (EPT's) (Nishioka, *et.al.*, 2001). Esto representa una situación compleja para los estudios sobre la exposición de este tipo de contaminantes ambientales, como parte del intento por identificar el riesgo real o potencial asociado a los tóxicos ambientales comunes o específicos. Hay muchos diversos tipos de tóxicos que puedan estar presentes por períodos cortos o largos en una vivienda, y cada uno de ellos podría estar en una forma o una localización fácilmente accesible para el contacto de los habitantes o de los visitantes (Lioy, 1990). Debido a que los tóxicos pueden venir de múltiples fuentes (interiores o exteriores), medios, y actividades, la exposición puede ocurrir en una o múltiples vías de entrada en el cuerpo. La pregunta que se presenta ante esta situación, es ¿cómo determinar qué tóxico(s) y qué fuente(s), son de mayor preocupación para la salud de los residentes? (Lioy *et.al.*, 2002)

Razo (2002) reporta que, como resultado de la intensa actividad minera durante más de dos siglos, se han construido cinco presas de jales dentro y en las cercanías del poblado de Villa de la Paz identificadas en la Figura 8 con las siguientes siglas: TD1, TD2, TD3, TD4 y TD5.

En las cercanías de las presas de jales se observa un elevado grado de erosión pluvial principalmente en la presa TD2. Esta erosión ha ocasionado que los jales hayan sido dispersados a través del sistema de canales y arroyos cercanos a las presas de jales. Además, debido a los diferentes grados de alteración que presentan los minerales sulfurosos presentes en los jales, puede observarse la presencia de residuos de diferentes etapas de la explotación en el sitio, así, en la parte inferior de la presa de jales TD2 se encuentran jales depositados varias décadas atrás y sobre ellos se observan jales más recientes. Los jales más

antiguos se produjeron durante la explotación de Pb-Ag y estos residuos tienen altos contenidos de plomo y arsénico, mientras que en los últimos años la producción centrada en concentrados de Cu y Au ha generado residuos mineros con menor presencia de dichos elementos. Este hecho se puede apreciar claramente en la figura 7, donde observamos una diferencia en el color de los depósitos de jales, de tonos grises para los residuos del primer caso y de color castaño para los residuos del segundo caso.

Por último, se observaron escurrimientos característicos de la oxidación de minerales sulfurosos tipo Drenaje Ácido de Mina (DAM) de la presa de jales TD2. (Razo, 2002)

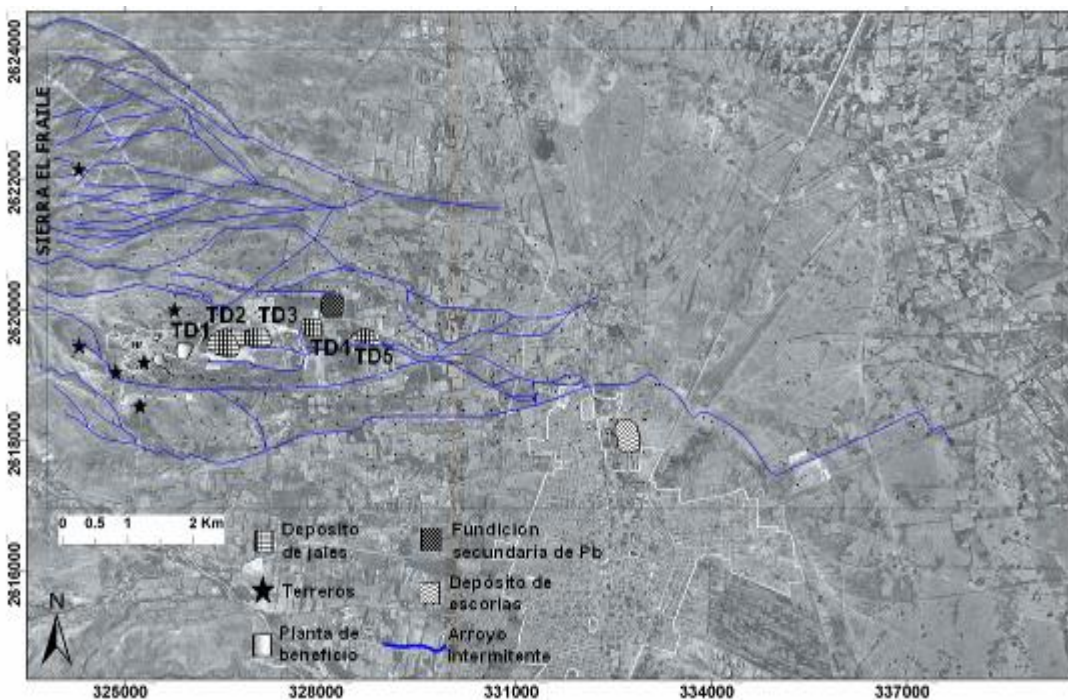


Figura 8. Distrito minero de Santa María de la Paz. Identificación de presas de jales (TD) y terreros (★). Fuente: Razo, 2006

En 2002, y durante toda su operación, las presas TD1 y TD2 estaban separadas, a esta fecha, ambas constituyen una sola gran presa de jales, tal como se exhibe en la Figura 9. Asimismo durante el periodo en el que se realizó la presente investigación se autorizó la construcción de una nueva presa de jales ubicada al este de la principal.



Figura 9. Fotografía aérea tomada en el 2009 donde se aprecian la Colonia Real de Minas y la nueva presa de jales ubicadas al este de la principal.
Fuente: INEGI, 2009.

Además, puede encontrarse un cierto número de depósitos estériles de mina o terreros dentro y a los alrededores del pueblo de Villa de la Paz. Se trata principalmente de depósitos de residuos históricos, los cuales presentan evidencia de oxidación de sulfuros.

Considerando ya como típico de sitios donde la minería se ha desarrollado durante siglos, los residuos mineros han sido utilizados en Villa de la Paz para la construcción de viviendas y obras públicas (Razo, 2002)

En estudios reportados por Mejía *et al.* (1999), se presentan evidencias de contaminación en suelo y polvo en el sitio de estudio (Cuadro 1). En suelo por As, Pb y Mn, mientras que en polvo por As y Pb. La contaminación en suelo por Pb se presentó en mayores niveles en la comunidad de Villa de la Paz. En tanto, la de As en polvo se registró mayormente en la Colonia Real de Minas. Las concentraciones de As en suelo en ambas zonas fueron similares, atribuyéndose la contaminación por Pb y As a la planta de beneficio, en tanto que los residuos sólo fueron considerados como fuente de contaminación para As, puesto que supuestamente los residuos tienen menos Pb porque son recuperados en la planta de beneficio (Mejía *et al.*, 1999).



Por ello, Mejía *et al.*, 1999 atribuyeron a la planta concentradora como la principal fuente contaminante para la comunidad de Villa de la Paz y los residuos mineros como la fuente primaria de contaminantes para la Colonia Real de Minas. Los mayores niveles de As en polvo en las viviendas de la Colonia Real de Minas, pueden reflejar el hecho de que para la construcción de éstas se utilizaron residuos mineros. Otra explicación sería que los vientos transportan el material desde el depósito de los residuos hasta el interior de las viviendas (Mejía *et al.*, 1999).

Cuadro 1. Contenido de metales en muestras de polvo casero (Mejía *et al.*, 1999)

ÁREA	METALES	n	MEDIA	D. E.	RANGO
VILLA DE LA PAZ	Plomo	12	1824	1260	555 - 5190
	Arsénico	12	2045	1117	352 - 4050
	Manganeso	12	619	232	238 - 1070
COL. REAL DE MINAS	Plomo	6	417	221	220 - 778
	Arsénico	6	4960	3318	1780-9950
	Manganeso	6	928	185	780 - 1250

Posteriormente, Razo *et al.*, (2004) manifestaron que la contaminación de suelos en el área de Villa de la Paz es principalmente consecuencia de la dispersión eólica y pluvial de partículas de residuos mineros desde las áreas de disposición de jales y terreros, históricos y recientes, lo cual ha provocado un halo de alta concentración de As, Pb, Cd, Zn y Cu que va desde la población de Villa de la Paz hasta el área Noreste de Matehuala, donde se sedimentan las partículas en el valle en áreas de baja energía. En cambio, la contaminación de suelos hacia el Norte de Matehuala parece ser consecuencia de las emisiones y residuos históricos de la fundición que operó ahí históricamente, con altas concentraciones de Pb, As y Cd.

Así mismo, estudios realizados por Razo *et al.*, (2004a) demostraron que la bioaccesibilidad, indicador de la biodisponibilidad asociada a la ingestión de los contaminantes, de Pb y As en el suelo superficial varía de un sitio a otro en función de la especie química (y por tanto mineral) portadora del contaminante. Estos datos de concentración y de bioaccesibilidad de los contaminantes en las distintas áreas del sitio, permitieron a Razo (2006) calcular, a partir de una evaluación de riesgos para la salud de la población infantil expuesta, tanto umbrales

de riesgo para Pb y As (Cuadros 2 y 3, respectivamente), como el cociente de riesgo para arsénico y niveles de Pb en sangre estimados por el modelo IEUBK. Los valores del cociente de riesgo para As y niveles de Pb en sangre estimados por punto de colecta de muestra de suelo, fueron enseguida representados espacialmente en el área de estudio mediante mapas contruidos por métodos geoestadísticos (Figuras 10 y 11).

Cuadro 2. Estimación del riesgo para la salud por exposición a Pb (Razo, 2006)

Área	Bioaccesibilidad gástrica %	PbB estimado (µg/dL)			% de población >10 µg/dL			Umbral de riesgo (mg/kg)	% de muestras > umbral de riesgo
		Mínima	Promedio	Máxima	Mínima	Promedio	Máxima		
VP	45	3	11	38	0	58	100	550	32
CRM	56	5	7	13	4	19	73	455	5
NC	62	3	12	38	0	63	100	420	40
AR-1	34	3	6	23	0	18	96	690	13
MJ	47	6	20	48	16	92	100	525	88
MF	64	3	15	62	1	80	100	410	28
AR-2	47	3	13	30	0	69	99	525	37
Todo el sitio	50	3	10	63	0	52	100	500	30

Cuadro 3. Estimación del riesgo para la salud por exposición a As (Razo, 2006)

Área	Bioaccesibilidad gástrica %	Cociente de riesgo (dosis estimada/RfD)			Umbral de riesgo (mg/kg)	% de muestras > umbral de riesgo
		Mínima	Promedio	Máxima		
VP	12	0.03	1.01	10.14	1175	26
CRM	5	0.08	0.35	1.13	2733	5
NC	10	0.06	0.22	0.58	1451	0
AR-1	11	0.04	0.66	11.28	1326	9
MJ	8	0.34	2.45	6.01	1636	76
MF	45	0.09	1	10.38	310	20
AR-2	16	0.01	0.48	6.72	840	14
Todo el sitio	18	0.01	1.25	19.88	751	27

Es interesante observar que Díaz-Barriga *et al.* (1999) reportaron concentraciones de As en los biomarcadores de exposición para la población infantil de la colonia Real de Minas, tan elevadas como aquellas para Villa de la Paz (> 70% con concentraciones de As en orina por encima de 50 µg/g de creatinina). Estos resultados no son coincidentes con los resultados de la estimación del riesgo reportados por Razo (2006), a partir de los cuales determina que no existe riesgo para esta área en particular, lo cual se atribuye a que su cálculo toma como referencia a la ingestión de suelo como ruta de exposición, sin considerar a la ingesta e inhalación de polvos y partículas suspendidas como otros medios en la ruta de exposición a plomo que se puede presentar en esta área (Figura 12).

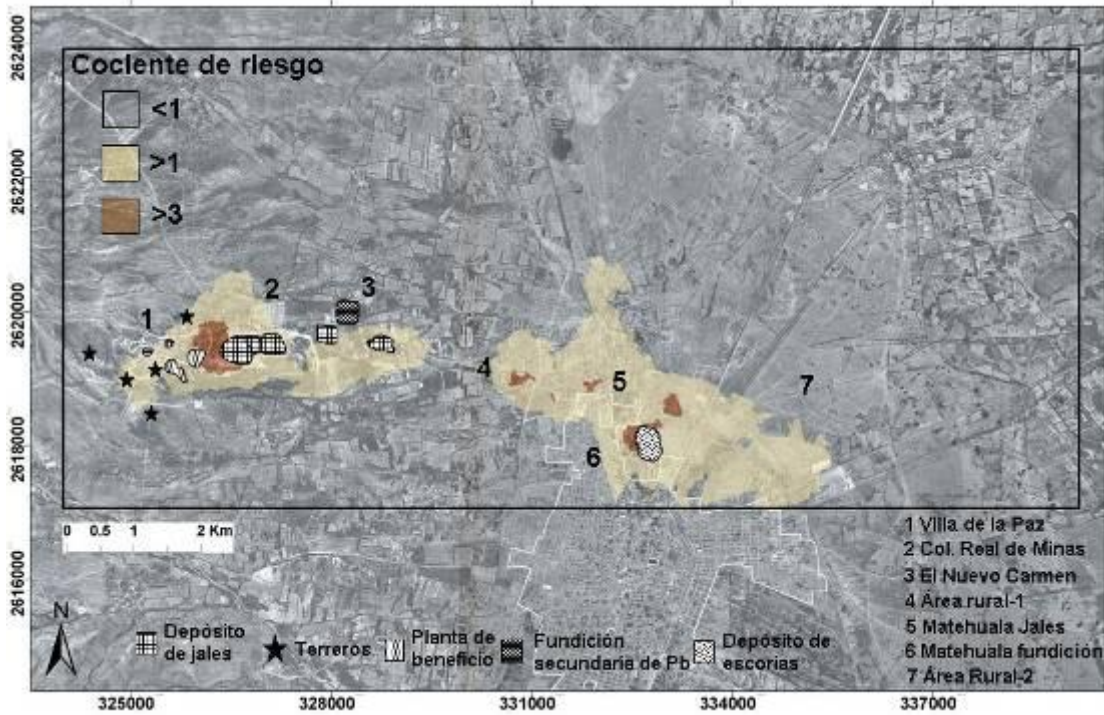


Figura 10. Mapa de cociente de riesgo para As por el método geoestadístico kriging
 Fuente: Razo, 2006

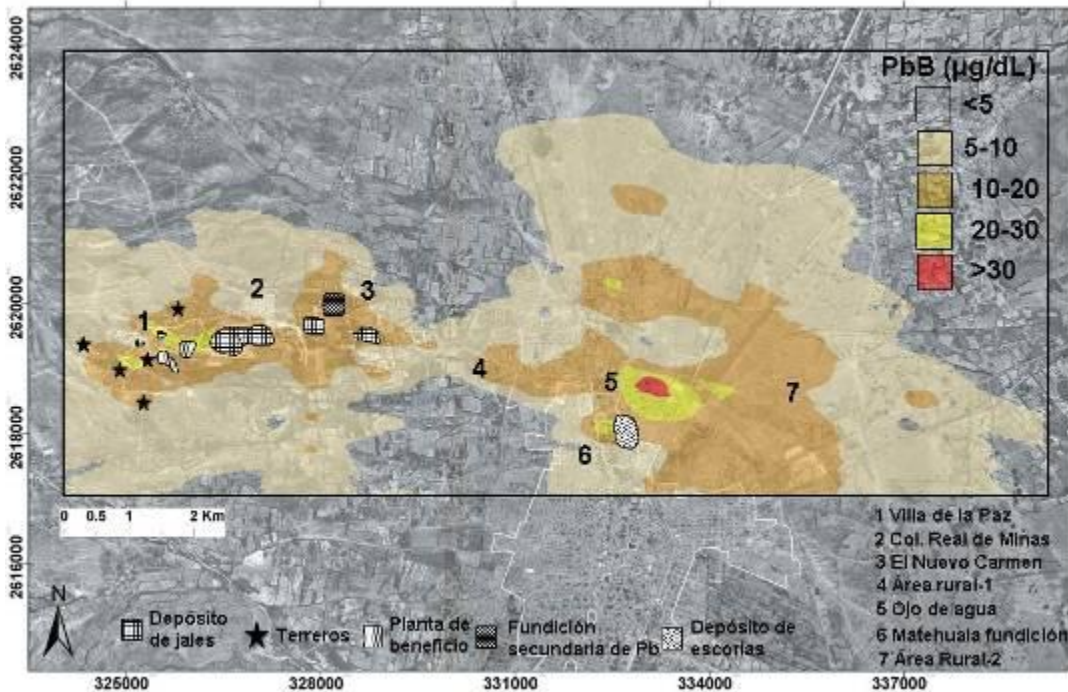


Figura 11. Mapa de niveles de Pb en sangre estimados por el modelo IEUBK,
 por el método geoestadístico kriging (Razo, 2006).



Figura 12. Dispersión de partículas de polvos desde la presa de jales hacia la Colonia Real de Minas (Razo, 2006).

3. JUSTIFICACIÓN

Estudios realizados en el distrito minero de Villa de la Paz-Matehuala han demostrado altas concentraciones de arsénico y metales pesados en suelo y sedimento. Dichos estudios sugieren que la dispersión de arsénico y metales pesados desde sus fuentes potenciales está principalmente asociada en este sitio a (1) el transporte fluvial de residuos de mina a través de arroyos que drenan el sitio en dirección W-E; y (2) el transporte eólico de partículas minerales en las direcciones S-N y NW-SE. (Razo, 2002)

Dado que las concentraciones que se encuentran en las diferentes matrices estudiadas en la Colonia Real de Minas perteneciente a la zona minero-metalúrgica de Matehuala-Villa de la Paz, no han demostrado tener una relación consistente con los niveles encontrados en las poblaciones analizadas en estudios anteriores, con el presente trabajo se pretende analizar el polvo asociado a la dispersión eólica como otro posible medio en la ruta de exposición de la población infantil del sitio.

Recordando que los valores de la estimación de riesgo presentado por Razo incluye como único medio dentro de la ruta de exposición las concentraciones de suelos y a partir de esos datos, el riesgo en la Colonia Real de Minas se presenta bajo, es necesario estudiar otros medios dentro de la ruta de exposición a elementos potencialmente tóxicos (EPT's) que



complementen el estudio de suelos a fin de encontrar cuáles son los factores que influyen en elevados niveles de PbB y AsU en el sitio.

Actualmente se están estudiando partículas colectadas por monitoreo atmosférico, para efectos de este estudio se caracterizarán partículas depositadas, no suspendidas en el aire, presentes en zonas de libre acceso para los niños así como en palmas de las manos.

4. OBJETIVO GENERAL

Caracterizar el polvo como medio en la ruta de exposición a plomo y arsénico por ingestión e inhalación en la zona minero-metalúrgica de Matehuala-Villa de la Paz, S.L.P., y en particular, en la Colonia Real de Minas, del Municipio de Villa de la Paz, S.L.P.

4.1 OBJETIVOS PARTICULARES

- Implementar una metodología específica para el muestreo de polvo, tomando como caso de estudio la zona de Matehuala-Villa de la Paz
- Realizar el análisis químico de los polvos colectados en la zona de estudio
- Determinar la bioaccesibilidad de Pb y As en las muestras de polvo

5. METODOLOGÍA

Para cumplir los objetivos de la investigación propuestos se llevaron a cabo actividades antes, durante y después de contactar a la comunidad de la Colonia Real de Minas, las cuales se muestran en el siguiente esquema sintetizado de trabajo.

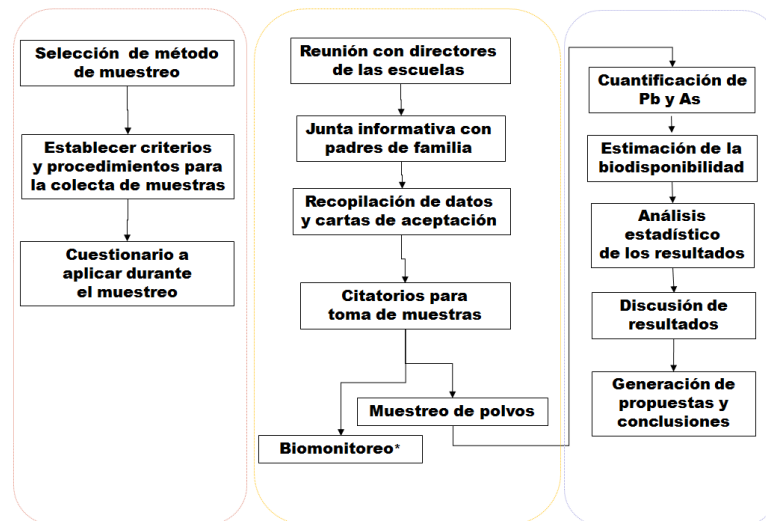


Figura 13. Breve esquema de trabajo



Siendo el primer objetivo del presente estudio implementar una metodología específica para el muestreo de polvo, se analizaron las diferentes opciones disponibles sobre muestreo de polvos y en esta sección se incluye una breve comparación de métodos para la selección del método empleado en el desarrollo del proyecto.

Se emplean fundamentalmente dos términos para expresar el contenido de metal en el polvo. La mayoría de los estudios hacen referencia particularmente al estudio de Pb y derivado de estos estudios surgen los términos: *concentración* y *carga*. Cuando hablamos de *concentración*, nos referimos a la cantidad de Pb en microgramos por gramo de polvo ($\mu\text{g/g}$) o su expresión equivalente, partes por millón de Pb por peso (ppm). La cantidad de polvo en una superficie puede expresarse en gramos de polvo por unidad de área, a lo que llamamos *carga* (g/m^2 ó g/ft^2). La concentración de Pb (o algún otro metal), multiplicada por la superficie, nos da un valor de carga de Pb que es comúnmente expresado como microgramos de Pb por unidad de área ($\mu\text{g/m}^2$ ó $\mu\text{g/ft}^2$) (EPA, 1995).

Se han diseñado y estudiado varios métodos para coleccionar muestras de polvo efectivamente ya sea para la determinación de carga o de concentración de metales pesados, principalmente Pb; sin embargo, actualmente no hay un método estandarizado para dicha colección de muestra (Rich et al., 1999).

5.1 COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA COLECTAR POLVOS

En 1995, la EPA llevó a cabo un estudio comparativo entre alrededor de 16 métodos disponibles en ese momento para la colecta de polvos. El estudio divide los métodos en métodos de medición se superficie que no emplean aspiración y métodos que sí emplean aspiración. Dentro de los métodos que no emplean aspiración, encontramos los siguientes:

5.1.1 Métodos que emplean toallas húmedas

La eficiencia de este tipo de métodos se relaciona con el grado de suavidad de la superficie e inversamente relacionado al polvo total de la superficie. De las diferentes versiones que existen de este tipo de métodos, el método propuesto por Vostal (1974) y Farfel recomiendan la digestión de la muestra utilizando una solución 0.15 N HCl, al resultado de



dicha digestión le llaman bioaccesible; mientras que el HUD (Departamento de Vivienda y Desarrollo Urbano de E.U.A) recomienda digestión ácida para calcular la carga total.

5.1.2 Métodos que emplean toallas o material pesado previamente

Aunque son métodos similares, los métodos que pesan previamente el material con el que se coleccionará la muestra se usan para calcular tanto la carga como la concentración; sin embargo los estudios realizados con estos métodos están sujetos a la pérdida potencial del medio de muestreo o polvo durante el muestreo y durante el manejo de las muestras en laboratorio. Pequeños cambios en humedad pueden tener un efecto significativo antes y después de la colecta de las muestras, por lo que no son usados tan ampliamente.

5.1.3 Método de la OSHA (Occupational Safety and Health Administration)

Aunque este método tiene recomendaciones para tomar la muestra utilizando la mayor presión posible en cuadros concéntricos decrecientes dentro de en un área de 100cm², la descripción del método puede resultar vaga y abierta a la interpretación por lo que este método es sólo recomendable para medir sólo cualitativamente la ausencia o presencia de algún contaminante.

5.1.4 Método Lioy-Weisel-Wainman (LWW)

Se han desarrollado diferentes modificaciones a este método; sin embargo, el principio de funcionamiento es el mismo. Este método pretende medir carga y concentración simultáneamente a través de una plantilla de área definida utilizando filtros de polietileno de 37 mm. Se emplean tres filtros en serie para limpiar la superficie dentro de la plantilla. Este método es ampliamente utilizado y ha sido motivo de varias investigaciones para calcular tanto su eficiencia como su desempeño. Este método es utilizado por la EPA en el programa de Reducción a la Exposición a Plomo en Infantes (CLEAR por sus siglas en inglés).



5.1.5 Métodos removibles

Se recomienda el uso de estos métodos únicamente para muestrear alfombras, tapetes y telas. Normalmente basados en el uso de materiales con adhesivo para captar el polvo de este tipo de superficies.

5.1.6 Métodos de caída de polvo

Este tipo de métodos consiste en el uso de platos, cajas e incluso pequeñas colchonetas donde se colecta el polvo que se va sedimentando en cierto periodo de tiempo. La cantidad de polvo colectado se pesa y se puede calcular una tasa de caída de polvo y por lo tanto de contaminantes presentes en el mismo. Aunque esta información puede facilitar la estimación de la deposición de polvo en juguetes y alimentos en casa no se puede asegurar que el polvo recolectado se pueda asociar directamente al polvo sujeto a exposición infantil.

Este estudio presenta la comparación de métodos que se muestra en el siguiente cuadro:

Cuadro 4. Comparación de métodos para la colecta de polvo (EPA, 1995)

Métodos Seleccionados	Criterio seleccionado									
	Amplia disponibilidad	Procedimiento simple	Mide carga de plomo	Mide concentración de plomo	Posibilidad de tamizar en laboratorio	Ligero y portátil	Muestreo en áreas pequeñas	Alimentación eléctrica	Relación PbB estudiada	Costo
Método HUD	S	S	S	N	N	S	S	N	S	↓
LWW	N	N	S	S	N	S	S	N	S	↓
DVM	S	S	S	S	S	S	S	N	S	↓
BRM-HVS3	N	S	S	S	S	S	S	S	S	↓
HVS3-ASTM-D5438-93	N	N	S	S	S	N	N	S	S	↓
Ciclón CAPS	N	S	S	S	N	S	S	S	N	↓
Sirchee-Spittler	N	S	S	S	S	S	S	S	S	↓
Boquilla azul	N	S	S	S	N	S	S	S	N	↓

Leyenda	
S = Sí	s = Menos costoso
N = No	S = Moderado
Blanco = Información no disponible	S = Más costoso



El principal reto en la utilización de métodos de toallas húmedas para medir el polvo total en manos de niños es que el medio de muestreo no se puede pesar previamente con facilidad y esto dificulta el cálculo directo de la masa.

Aunque de la comparación de métodos presentada, los métodos más adecuados serían el HUD y el LWW, existen estudios comparativos entre estos dos métodos, así como entre el método HUD y el BRM, en los que se concluye que el uso de cualquiera de los dos métodos proporciona resultados similares para el caso de mediciones de carga, aunque no para concentración. Sin embargo, hay estudios que sugieren que el método de colecta de polvo más adecuado para establecer correlación entre la carga de plomo en polvo y el nivel de PbB es el método de toallas húmedas. (Shorten y Hooven, 2000; Sterling *et al.*, 1999; NCCH, 2006) por lo que para este estudio se ha elegido el uso de toallas húmedas para la determinación de carga de metales en polvo para su posterior correlación a niveles de PbB y AsU.

Asimismo, algunos investigadores han encontrado favorable el uso de toallas húmedas también para coleccionar polvo de palmas de las manos. Vostal *et al.*, utilizaron toallas húmedas para recuperar polvo de manos de niños y de cornisas de ventanas y pisos. Duggan *et al.* (1985), utilizaron otra marca de toallas húmedas distinta a Vostal *et al.*, para coleccionar muestras en manos y también evaluaron un rango de toallas húmedas disponibles en el mercado.

El método de palmas de manos es simple y reproducible para el caso de plomo. La eficacia de este método de colección de plomo fue demostrada tanto para polvo casero como para polvo de patios de juego, con la primera colecta entre 50 y 70% del plomo en manos. El uso del mismo método de colección de muestra para manos que para superficies ambientales facilita la comparación de las mediciones en las dos fuentes. Por este motivo, se seleccionó el método de toallas húmedas como adecuado para este caso de estudio. Aunque casi cualquier superficie dentro de una casa puede entrar en contacto con alguna parte del cuerpo humano y podría ser candidata a ser muestreada, diferentes investigaciones sugieren que en el caso de estudios de contacto de niños con un tóxico, los objetos de



muestreo deben ser superficies frecuentemente usadas, tocadas o tragadas por los niños durante el día (Lioy *et al.*, 2002).

Pisos y alfeizares de ventanas pueden proveer información de los materiales que se introducen del exterior al interior de las casas. Es conveniente tomar muestras del exterior de las viviendas con el fin de asociar las concentraciones que se encuentren en exteriores con las de interiores y a su vez con los resultados del monitoreo biológico dentro del siguiente esquema:

Fuente	Medio	Punto de exposición	Vía	Población
Residuos minero-metalúrgicos	Polvo	Calle Escuelas Áreas recreativas Casas Palmas de manos	Inhalación Ingesta	Infantil (Menores de 12 años)

Con base en las recomendaciones revisadas en la literatura, las muestras de polvo se tomaron de superficies a las que los niños tienen fácil acceso como salones y patios escolares e interior de viviendas previo estudio de sitios a muestrear a través de una encuesta que recopiló información sobre las actividades de los niños para que con base en sus actividades se eligieran tanto los lugares como los horarios a muestrear.

La tomas de muestra se llevaron a cabo en dos temporadas del año (julio y diciembre) ya que se ha reportado que la exposición ambiental a Pb y As está relacionada con las condiciones meteorológicas, asimismo, la exposición vía inhalatoria está asociada a la dispersión eólica de partículas durante la época de sequía (Razo, 2002).

5.2 VISITA PARA OBTENER LA APROBACIÓN DE MUESTREO

Como se mencionó en los antecedentes de investigación, este trabajo de tesis forma parte del *Programa Multidisciplinario para la Evaluación y Restauración Ambiental de Zonas Mineras: 1. Villa de la Paz – Matehuala, S.L.P.* por lo que de manera conjunta se llevaron a cabo las actividades para contactar a los padres de familia de la zona para conseguir su participación en el programa a través de su consentimiento para que se realizaran la colecta de muestras de polvos en casas y escuelas, así como muestras de sangre y orina, entre otras, asociadas a un estudio paralelo.



Primero se llevó a cabo una visita a las escuelas: Jardín de niños "David Alfaro Siqueiros", Jardín de niños "Ing. José Cerrillo" y Escuela primaria "Educación y Patria" ya que son las escuelas a las que asisten los niños entre 3 y 12 años de edad que viven en la colonia Real de Minas. A través de las escuelas se convocó a los padres de familia a una reunión informativa en la cual los padres recibieron una plática sobre los efectos en salud asociados a la exposición a residuos mineros y los objetivos del estudio que se llevaría a cabo en la zona. Finalmente se les hizo la invitación a participar voluntariamente en el mismo.

Se tomaron datos de los padres de familia interesados y posteriormente se les hizo llegar un citatorio con fecha y hora tanto de las visitas para la colecta de polvos como del biomonitoreo con las instrucciones pertinentes.

La colecta de muestras de sangre y orina se realizó previa autorización firmada de los padres de acuerdo al código de bioética. Se tomó la primera orina del día en frascos lavados con ácido nítrico diluido y las muestras de sangre fueron obtenidas por venopunción en vacutainers heparinizados.

La recopilación de muestras de polvo se llevó a cabo en las 3 escuelas y en 34 casas de la Colonia Real de Minas, el número de casas que recomienda la EPA para este tipo de estudios es de 22 como se observa en el siguiente cuadro.

Cuadro 5. Recomendación del número mínimo de unidades a muestrear en un conjunto de viviendas similares respecto a su construcción y mantenimiento.. (EPA 1998)

Número de unidades del conjunto	Número de unidades a muestrear
1-4	Todas
5-20	4 unidades ó 50%, cualquiera que sea mayor
21-75	10 unidades ó 20%, cualquiera que sea mayor
76-125	17
126-175	19
176-225	20
226-300	21
301-400	22
401-500	23
501+	24+1 vivienda por cada incremento adicional de 100 viviendas o menos

Durante las visitas a casas los padres de familia llenaron un cuestionario (Anexo A) y se colectaron polvos de acuerdo a los métodos que se describen en la siguiente sección.



5.3 METODOLOGÍA DE MUESTREO

La colección de muestras se compone de:

- Polvo superficial en banquetas y entradas de la casa como indicativo de exteriores
- Polvo superficial de pisos, alfeizares de ventana y superficies de mayor contacto infantil como indicativo de interiores
- Palmas de manos como último punto de exposición (Shorten y Hooven, 2000)

El método de muestreo para superficies utilizado es el recomendado por el Departamento de Vivienda y Desarrollo Urbano de E.U.A (HUD por sus siglas en inglés). Dicho método consiste en limpiar las superficies seleccionadas utilizando toallas de papel humedecidas en una solución de alcohol desnaturalizado al 20%, o bien toallas húmedas comerciales.

Para este fin, se siguió la metodología recomendada por Shorten y Hooven (2000) empleando toallas húmedas.

Algunos criterios que deben considerarse al elegir un material aceptable para el muestreo de plomo en polvo incluyen: bajo nivel de plomo (<5ug/toalla), alto porcentaje de recuperación de plomo usando materiales de referencia (>80%), entre otros criterios subjetivos como utilizar un material que carezca de residuos después de la digestión que sea robusto y fácil de utilizar en campo. Estos criterios se establecen en la guía ASTM E1792-96^a. Las toallas utilizadas fueron Ghost Wipe de la marca SKC, las cuales cumplen con las especificaciones de la guía ASTM que detalla las características que deben tener los materiales para muestrear polvo en superficies, vienen empacadas de forma individual y todas las toallas pertenecían al mismo lote (MAR212006).

De acuerdo a las recomendaciones de la guía ASTM E1728-95 todas las muestras, tanto de palmas como de superficies fueron tomadas por el mismo operador para disminuir los errores asociados al operador como pueden ser: Variabilidad en la presión aplicada entre muestra y muestra, así como errores asociados a la manipulación de las muestras. Cada



muestra se tomó con un par de guantes de látex nuevo, libre de polvo (menos de 55 μg de proteína soluble extractable por gramo).

Los resultados al emplear la colecta de muestras con toallas húmedas se expresan como carga, es decir: La cantidad de polvo en una superficie por unidad de área ($\mu\text{g}/\text{m}^2$ ó $\mu\text{g}/\text{ft}^2$); por este motivo, se emplearon tres variantes del método a fin de obtener información de cada área de muestreo: pisos y superficies, alfeizares de ventana y palmas de manos.

5.3.1 Muestreo de polvo en pisos y superficies

Para la toma de muestras en superficies, se utilizó una plantilla de plástico con un área de muestreo de 20x20cm para pisos y superficies que lo permitían. (De acuerdo a la guía ASTM E1728-95 este tipo de plantillas deben tener un área mínima de 10x10cm y máxima de 30x30cm)

Una vez identificada la superficie a muestrear, se extiende completamente la toalla y se frota con movimientos firmes dentro del área de la plantilla con movimientos en zigzag de arriba hacia abajo; se dobla la toalla a la mitad cuidando que el polvo colectado quede hacia el interior del doblado como se muestra en la figura 14.

Con la toalla doblada frotar nuevamente el área de muestreo en zigzag, ahora de izquierda a derecha, y doblar la toalla nuevamente con el polvo colectado hacia el interior (Figura 15).

Del mismo modo, frotar haciendo cuadros concéntricos sobre el área dibujada por la plantilla para asegurarnos que toda el área fue muestreada completamente; finalmente doblar la toalla en tres partes siempre con el polvo hacia el interior de la misma (Figura 16)

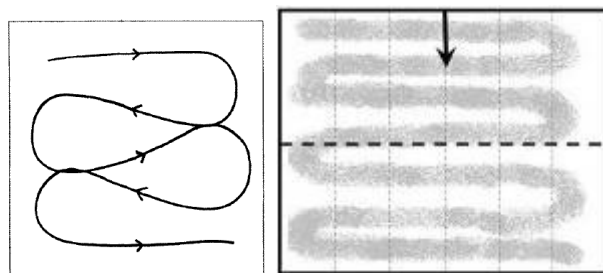


Figura 14. Método de muestreo en pisos y superficies planas (1)

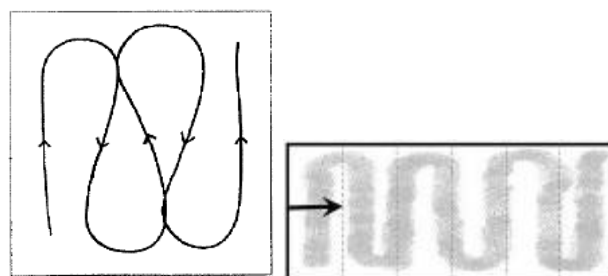


Figura 15. Método de muestreo en pisos y superficies planas (2)

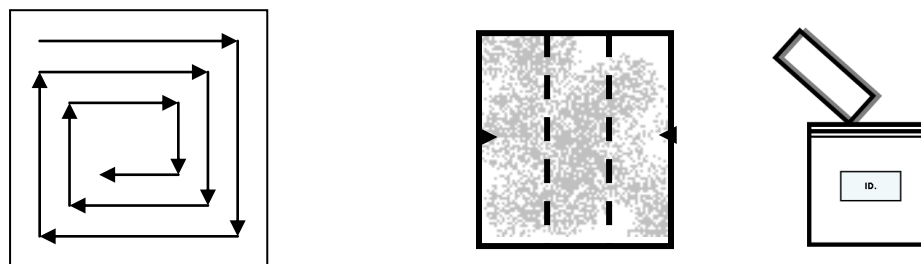


Figura 16. Método de muestreo en pisos y superficies planas (3)

5.3.2 Muestreo de polvo en alfeizares de ventanas

En el caso de alfeizares de ventanas, se marcaron con cinta adhesiva los límites del área a muestrear y se midió el área de muestreo. Se extiende completamente la toalla y se frota con movimientos firmes dentro del área delimitada con movimientos en zigzag de arriba hacia abajo (Figura 17); se dobla la toalla a la mitad cuidando que el polvo colectado quede hacia el interior del doblez.

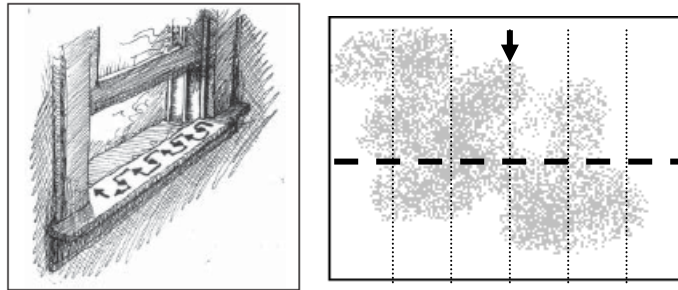


Figura 17. Método de muestreo en alfeizares de ventanas (1)

Con la toalla doblada frotar nuevamente el área de muestreo en zigzag, ahora de izquierda a derecha, y doblar la toalla nuevamente con el polvo colectado hacia el interior.

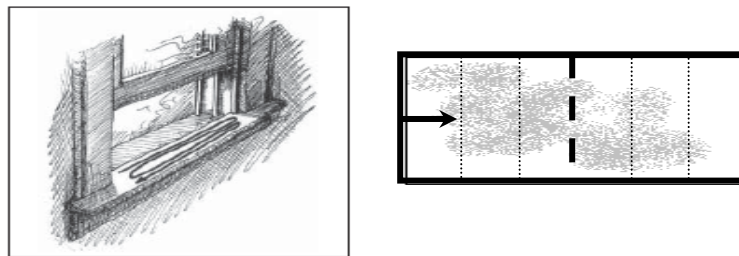


Figura 18. Método de muestreo en alfeizares de ventanas (2)

Finalmente con la toalla doblada frotar las orillas del área marcada para asegurarnos que toda el área fue muestreada completamente y finalmente doblar la toalla en tres partes siempre con el polvo hacia el interior de la misma (Figura 19).

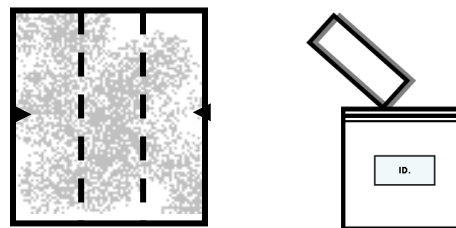


Figura 19. Método de muestreo en alfeizares de ventanas (3)

5.3.3 Muestreo de polvo en palmas de manos

Como se describe a continuación, se colectó el polvo adherido a las palmas de manos de los niños, ya que representa el último punto de exposición ambiental antes de que ocurra la ingesta del mismo (Shorten y Hooven, 2000).

Colocar la toalla completamente extendida en la mano del niño y con movimientos firmes limpiar sólo el polvo de la palma con movimientos en zigzag de arriba hacia abajo y doblar la toalla a la mitad cuidando que el polvo colectado quede hacia el interior del doblez.

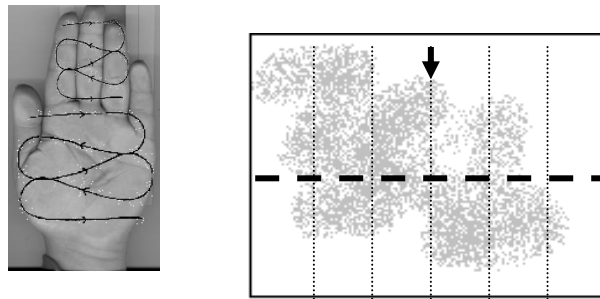


Figura 20. Método de muestreo en palmas de manos (1)

Con la toalla doblada limpiar nuevamente la palma del niño ahora con movimientos en zigzag de izquierda a derecha y doblar la toalla nuevamente con el polvo colectado hacia el interior (Figura 21).

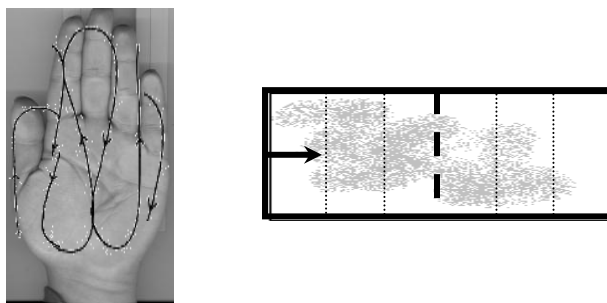


Figura 21. Método de muestreo en palmas de manos (2)

Con la toalla doblada limpiar las orillas de la palma del niño para asegurarnos que toda el área fue muestreada completamente (es importante no frotar entre los dedos ni en los bordes de la mano, únicamente el área plana de la mano), y finalmente doblar la toalla en tres partes siempre con el polvo hacia el interior de la misma.

Después de pasar la toalla húmeda por las manos de los niños, se marcó en una hoja el contorno de cada mano para posteriormente calcular el área de la cual se tomó la muestra y poder así reportar la carga encontrada.

Todas las muestras colectadas se guardaron en bolsas de plástico individuales selladas y etiquetadas para su análisis posterior.

Las áreas de palmas de manos fueron calculadas empleando el software ArcView 9.2. Primero se escaneó la imagen del contorno de la mano del niño. La imagen digital se coloreó utilizando sólo dos colores y con ayuda del software se calculó el porcentaje de un color y otro respecto al área total de la imagen, posteriormente se aplicaron los porcentajes de color a las dimensiones reales de la hoja en la cual se marcó el contorno de la mano para obtener el área de cada mano en cm^2 (Figura 22).

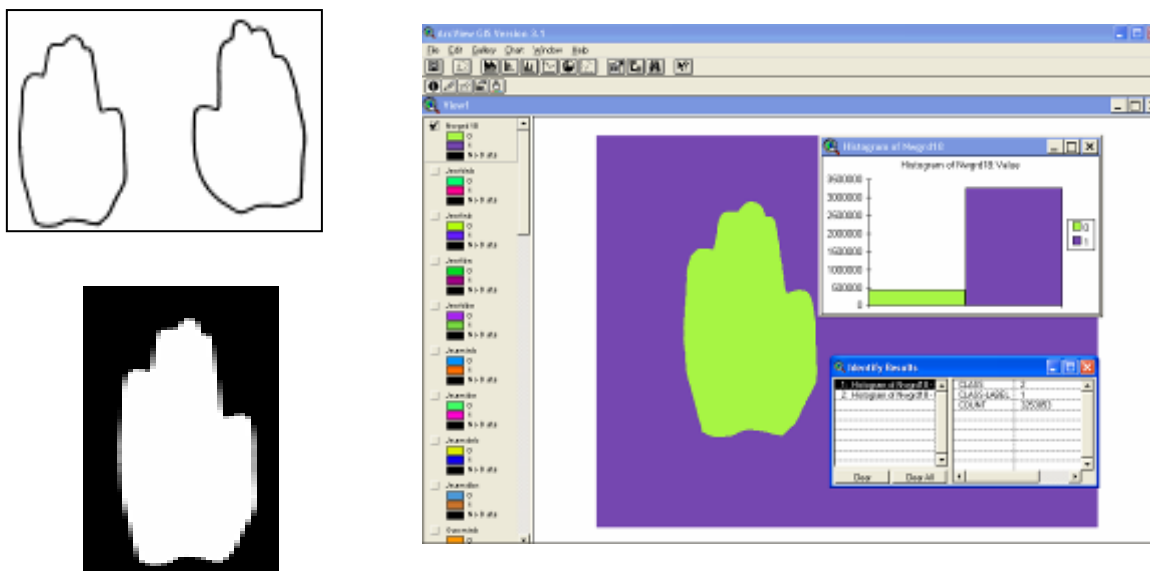


Figura 22. Ejemplo del procedimiento realizado para el cálculo del área a partir de imágenes digitales.

Además de las muestras con toallas húmedas, se colectó polvo de alfeizares de ventanas utilizando brocha, estas muestras de polvo sirvieron para evaluar bioaccesibilidad del polvo encontrado en los sitios de muestreo.



5.4 CUANTIFICACIÓN DE METALES

Todas las muestras colectadas con toallas húmedas (Ghost Wipe) fueron digeridas en horno de microondas a fin de extraer el plomo y arsénico del polvo colectado. La digestión ácida se llevó a cabo empleando una adaptación al método EPA 3051 para obtener una recuperación mayor al 80% tanto para plomo como para arsénico. Se llevaron a cabo pruebas utilizando toallas húmedas con cantidades conocidas de estándar certificado NIST SRM 2583 (Elementos traza en polvo de interiores, avalado por el National Institute of Standards and Technology).

A partir de las pruebas realizadas con este material se definió un método de digestión para toallas húmedas en tres etapas que se describe a continuación.

En la primera etapa se coloca la toalla a analizar en un vaso de teflón para horno de microondas y se le agregan 10mL de ácido nítrico (HNO_3) grado analítico, se coloca un vidrio de reloj y se deja reposar durante 30 minutos para que se disipen los vapores de óxido nitroso y bióxido de carbono que se generan a causa de la destrucción de la toalla húmeda.

En la segunda etapa, las muestras se tapan y se colocan en el horno de microondas en un proceso de predigestión con una rampa de 15 minutos para alcanzar 120°C y se mantiene esa temperatura durante 15 minutos, se dejan enfriar los vasos y se libera la presión generada en el interior del vaso de digestión.

En la tercera etapa se vuelven a colocar las muestras en el horno de microondas para concluir la digestión con una rampa de 15 minutos para alcanzar 165°C y se mantiene esa temperatura durante 10 minutos, se dejan enfriar los vasos y se filtra el contenido de los mismos usando papel filtro Whatman No. 1.

La solución filtrada, portadora de los metales disueltos, fue analizada por espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer modelo 3110), con generador de hidruros para As (Perkin Elmer HGA 400) y con horno de grafito para Pb (Perkin Elmer HGA-600). Se llevó a cabo el control de calidad empleando estándares certificados SRM



2583, Elementos traza en polvo de interiores, avalado por el National Institute of Standards and Technology (NIST).

5.5 BIODISPONIBILIDAD

A las muestras colectadas con brocha en alfeizares de ventanas se les realizó la estimación de la biodisponibilidad, a través de la determinación de la fracción bioaccesible de un contaminante o la fracción que es soluble en las condiciones del tracto gastrointestinal (TGI) y que estaría disponible para ser absorbida. Para este fin, se utilizó el método de glicina recomendado por el *Solubility Bioavailability Research Consortium* (SBRC) especificado en la norma NOM-147-SEMARNAT/SSA-2004.

Dicho método consiste en preparar una solución de extracción disolviendo 60.06 g de glicina (base libre, Ultra Sigma) en 1.5 L de agua desionizada. Se pone la mezcla en un baño de agua a 37° C hasta que la solución preparada alcance la temperatura de 37° C. Se acidifica la solución con ácido clorhídrico (HCl) hasta que la solución alcance un valor de pH de 1.5 ± 0.5 y se afora la solución a un volumen de 2L para obtener una solución aproximada de 0.4 M de glicina.

Se colocan 100 ± 0.5 mL de la solución de extracción (a 37°C) usando una probeta graduada y se transfieren a un matraz erlenmeyer de 250 mL y se agregan 1.00 ± 0.05 g de muestra de polvo ($>250\mu\text{m}$). Se tapa el matraz y se coloca en un agitador orbital con la cámara de temperatura previamente ajustada a 37 ± 2 °C. Se inicia y mantiene la agitación a 150 rpm durante 60 minutos.

Una vez concluida la agitación se filtra la solución con filtro de acetato de celulosa de $0.45\mu\text{m}$ (47 mm de diámetro), se verifica que el pH de la solución filtrada sea de 1.5 ± 0.5 y que la filtración no exceda en tiempo 1.5 horas. Posteriormente se coloca la solución en un tubo de polipropileno y se mantiene en refrigeración a 4° C hasta el momento del análisis.

Se llevó a cabo el control de calidad empleando estándares certificados SRM 2710, avalado por el National Institute of Standards and Technology (NIST).



6. RESULTADOS

A continuación se mencionan los criterios empleados para analizar los resultados generados en el presente estudio.

A partir de los resultados obtenidos en laboratorio de las concentraciones de Pb y As en las muestras digeridas de toallas húmedas, se realizaron las transformaciones a carga de Pb y carga de As en $\mu\text{g} / \text{ft}^2$ utilizando los valores de área calculados para cada muestra de acuerdo a la metodología propuesta.

Se llevaron a cabo dos muestreos de polvos en los meses de julio y diciembre de 2006, el primer muestreo dentro de la temporada seca y el segundo muestreo dentro de la temporada húmeda considerando que puede existir diferencia de la dispersión de polvos en las diferentes épocas del año.

Asimismo, se obtuvieron datos de plomo en sangre PbB ($\mu\text{g}/\text{dL}$) y arsénico en orina AsU ($\mu\text{g}/\text{g}$ de creatinina) a partir del biomonitorio realizado en julio de 2006 con base en un estudio paralelo; por tal motivo, sólo existen correlaciones del primer muestreo de polvos con los datos correspondientes en fechas para los niveles de PbB y AsU.

Se tomaron muestras de polvos con toallas húmedas en diferentes puntos de casas y escuelas dependiendo del lugar donde pasan más tiempo los niños. En casas, se colectaron de dos a cinco muestras dependiendo de las condiciones del lugar y la accesibilidad o el tiempo que pasan los niños en los diferentes puntos de muestreo. Los puntos de muestreo que se consideraron en todas las casas son alfeizares de ventanas y banquetas; además se tomaron muestras de pisos en los sitios que los niños emplean como área de juego como pueden ser salas, cuartos y patios tanto en el primero como en el segundo muestreo.

La base de datos obtenidos se organizó de acuerdo a cada individuo dentro del estudio de modo que cada niño está asociado a un valor de PbB, un valor de AsU y varios valores de polvos en palmas de manos, pisos y ventanas en escuelas y casas en un primer y segundo muestreo.



Para la descripción de los resultados obtenidos en los diferentes puntos muestreados a partir de los cuales se pretende explicar cómo se comportan los polvos en los diferentes tipos de muestra se tomó en cuenta el comportamiento de todos los datos disponibles indicando la n correspondiente en cada caso. Al analizar la relación entre dos tipos de muestra se consideran sólo los datos que tienen valores en las variables a correlacionar de modo que cada grupo de datos sujetos a correlación tienen la misma n . El análisis estadístico de los datos se llevó a cabo utilizando el programa STATISTICA (data analysis software system), version 8.0.

6.1 PLOMO

El límite máximo permisible de plomo en la sangre de un niño según la Norma Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000, denominada "Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente", es de 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$. Sin embargo es importante resaltar que este nivel no es seguro, normal, ni deseable. Las autoridades médicas reconocen que no se ha identificado un umbral a partir del cual se presenten los efectos dañinos del plomo y la Academia Americana de Pediatría recomienda como nivel deseable de plomo en la sangre de los niños la cantidad de cero (Valdés Perezgasga, 1999); sin embargo, como el límite cero no es real se ha sugerido al menos considerar un valor de referencia de 5 ug/dL para elevar el nivel de protección ante el riesgo de presentar efectos adversos a nivel neurológico como se ha detectado en estudios anteriores, los cuales pueden manifestarse en niveles de PbB inferiores a 10 ug/dL (Calderón *et. al*, 2001).

El valor medio para la concentración de Plomo en sangre fue de 7.2 $\mu\text{g}/\text{dL}$ con una $N=39$ dentro de un rango de valores de 2.5 a 21.3 $\mu\text{g}/\text{dL}$ y una desviación estándar de 3.8 $\mu\text{g}/\text{dL}$. El 15% de la población estudiada excede el límite de 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$, y el 59% presenta valores entre los 5 y 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (Figuras 23 y 24).

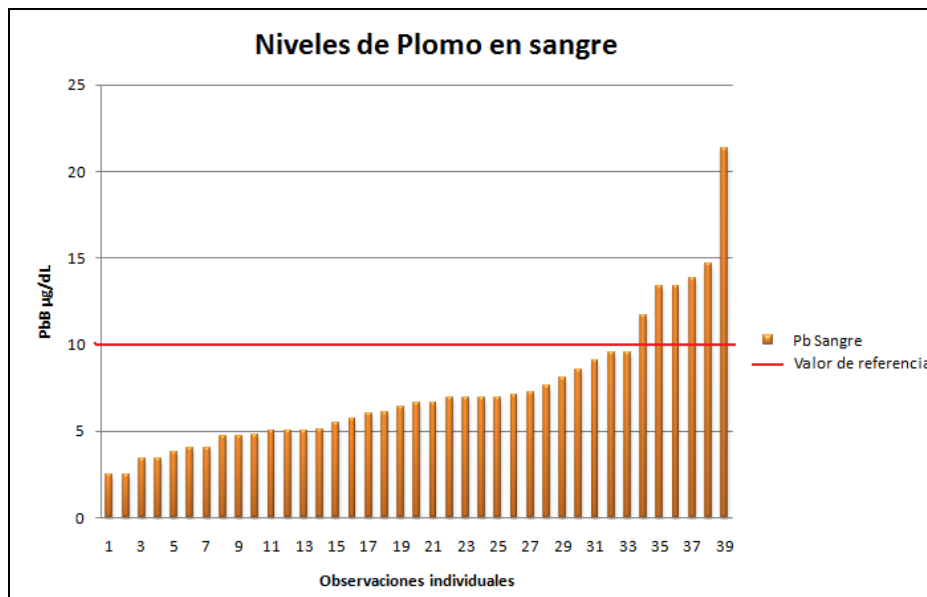


Figura 23 Niveles de Pb en sangre de los niños de la CRM, separados por la categoría definida por la Norma Oficial Mexicana de 10 µg/dL. El muestreo se realizó durante el mes de julio de 2006.

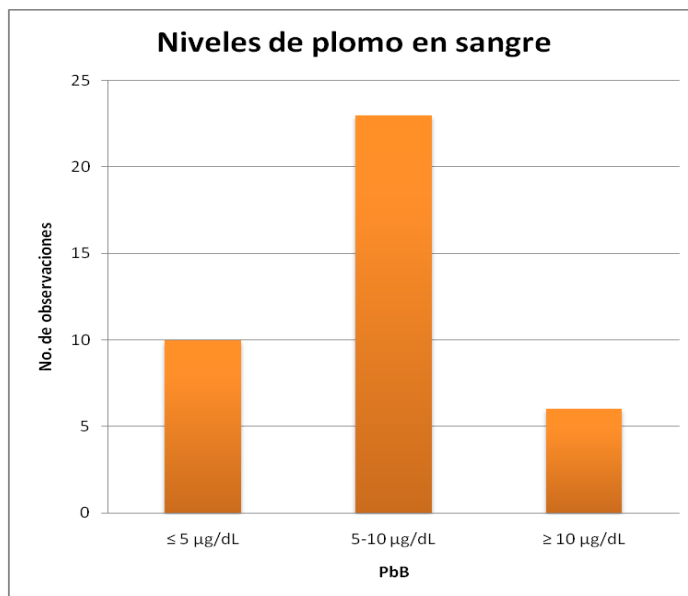


Figura 24 Niveles de Pb en sangre de los niños de la CRM, distribuidos en categorías a) Valores menores a 5 µg/dL b) Valores entre 5 y 10 µg/dL y c) Valores superiores 10 µg/dL (Valor de referencia de acuerdo a la NOM) El muestreo se realizó durante el mes de julio de 2006.

Dentro del grupo de muestras colectadas para palmas de manos se tomaron muestras por separado para cada mano considerando la posibilidad de que hubiera alguna diferencia significativa entre estos datos debido a la lateralidad de cada niño (diestro/zurdo); sin embargo no se encontró tal diferencia y por tal motivo se agruparon los datos de palmas de manos considerando el promedio de cada par de datos de carga expresada en $\mu\text{g}/\text{ft}^2$ (Cuadro 6, Figura 25)

Cuadro 6. Carga de Pb en polvos de palmas de manos en casas y escuelas ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$)

Carga de Pb	Sitio	N	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Desviación
Palma derecha	Casa	33	297.6	237.9	25.9	998.4	255.4
Palma izquierda	Casa	33	289.4	227.7	18.7	996.3	251.8
Palma derecha	Escuela	33	501.7	375.9	151.2	1622.4	307.8
Palma izquierda	Escuela	33	528.8	429.8	150.0	1361.9	302.0

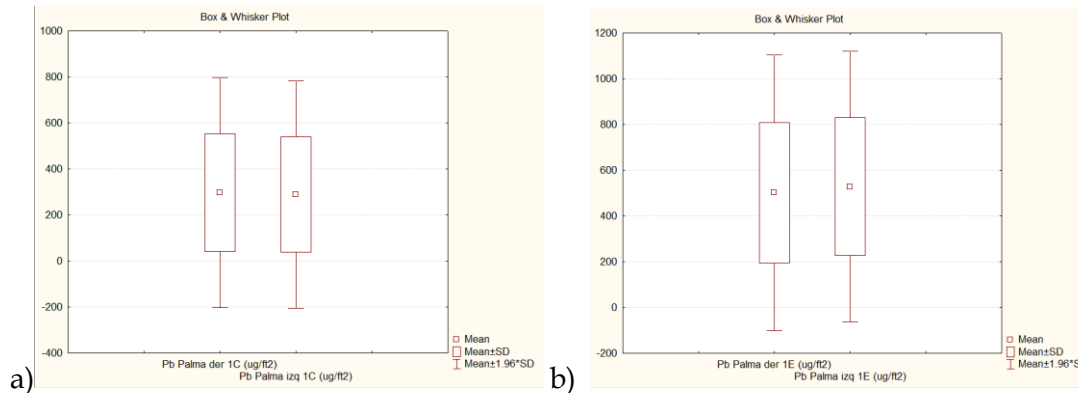


Figura 25 Comparación de medianas para el grupo de datos de carga de Pb en palmas de manos derechas e izquierdas en a) Casas (1C) y b) Escuelas (1E)

No existe un límite permisible de carga de Pb para palmas de manos; cabe mencionar que de acuerdo a la regulación EPA, a partir del 2001, el plomo en polvos se considera un riesgo cuando es igual a, o excede los valores de $40 \mu\text{g}/\text{ft}^2$ en pisos interiores y exteriores que se encuentren dentro del área de vivienda y $250 \mu\text{g}/\text{ft}^2$ en ventanas. A pesar de que el estudio de carga de plomo en interiores ha sido guiado por el estudio de partículas de pintura con alto contenido de plomo, la regulación EPA del 2001 considera límites específicos para polvos en pisos y ventanas además de los límites que maneja para hojuelas de pintura y suelos, por este motivo se han adoptado los valores para polvos de esta regulación.

Tomando en cuenta que las palmas de manos son el último punto de exposición entre el individuo y el medio, se decidió considerar el valor más bajo, el de $40 \mu\text{g}/\text{ft}^2$ como un valor de referencia para palmas de manos. De este modo, se clasificaron los valores de carga encontrados en palmas de manos donde el 54.29% de los datos supera el límite de $40 \mu\text{g}/\text{ft}^2$ mientras que el 40% excede incluso el nivel de $250 \mu\text{g}/\text{ft}^2$ (Figura 26).

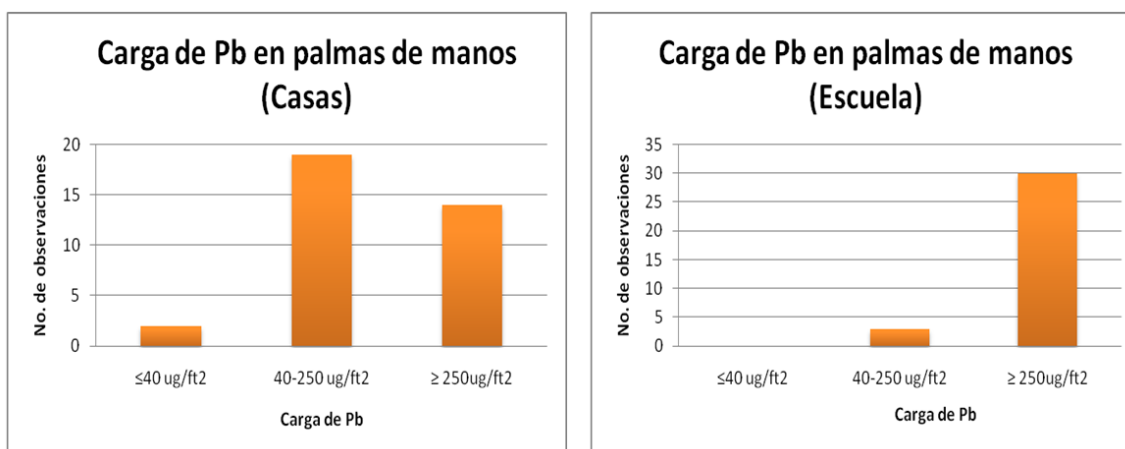


Figura 26 Valores de carga de Pb en palmas de manos de a) Casas y b) Escuelas de acuerdo a los niveles de intervención

El 90% de los alfeizares de ventanas de la CRM muestreadas en julio presenta un valor de carga superior a los $250 \mu\text{g}/\text{ft}^2$ (Cuadro 7, Figura 27)

Cuadro 7. Valores de carga de Pb ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos de ventanas de la CRM

Carga de Pb	Sitio	N	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Desviación
Ventanas	Casa	32	1204.8	619.6	33.8	10020.7	1838.9

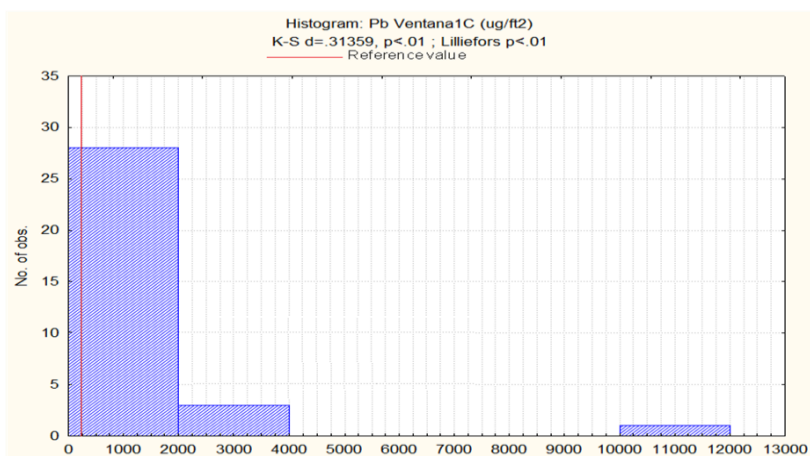


Figura 27. Histograma de carga de Pb en muestras de polvos de ventanas en casas donde la línea roja marca el límite de referencia de $250 \mu\text{g}/\text{ft}^2$.



De acuerdo a la exposición se tomaron dos criterios de clasificación de los valores asociados a polvos domésticos:

1) Estimar la carga de Pb en pisos como una sola muestra compuesta por los datos disponibles para cada caso considerando que el valor de referencia recomendado por la EPA contempla el valor de 40 $\mu\text{g}/\text{ft}^2$ para pisos asociados a espacio de vivienda sin diferenciar entre carga en interiores y exteriores para los dos muestreos realizados (Cuadros 8 y 9).

Cuadro 8. Valores de carga de Pb ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos domésticos colectados de la CRM en Julio, 2006.

Carga de Pb	Sitio	N	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Desviación
Banqueta	Casa	33	836.9	734.2	204.5	3113.5	626.9
Sala	Casa	22	473.7	59.5	20.2	6766.0	1424.7
Patio	Casa	28	483.6	446.8	20.4	1252.4	369.2
Cuarto	Casa	28	125.4	44.3	8.8	845.8	210.9
Pisos (compuesta)	Casa	33	512.5	396.0	105.3	2085.3	460.3

Cuadro 9. Valores de carga de Pb ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos domésticos colectados de la CRM en Diciembre, 2006.

Carga de Pb	Sitio	N	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Desviación
Banqueta	Casa	14	12345.1	655.9	24.4	155209.8	41208.2
Sala	Casa	27	1905.3	73.9	11.5	16729.2	4359.9
Patio	Casa	21	33766.9	770.0	181.2	294619.8	81724.4
Cuarto	Casa	22	1322.9	133.6	11.9	11245.7	2820.0

2) Considerar la exposición diferente en interiores que en exteriores, clasificando como "interiores" la carga de Pb estimada como un promedio de todas las muestras colectadas dentro de casa (diferentes muestras de pisos y ventanas) y como "exteriores" aquella carga de Pb estimada como el promedio de todas las muestras colectadas fuera de casa (patios y banquetas).

Cuadro 10. Valores de carga de Pb ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos de interiores y exteriores de la CRM

Carga de Pb	Sitio	N	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Desviación
Interiores	Casa	31	807.7	345.4	20.2	5055.7	1195.1
Exteriores	Casa	33	698.3	645.9	159.4	1875.1	382.5

Siguiendo el mismo criterio se reportan los siguientes valores de los valores de carga encontrados en las escuelas a las que asisten los niños de la CRM (Cuadro 11).

Cuadro 11. Valores de carga de Pb ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos de pisos, ventanas, interiores y exteriores en escuelas

Carga de Pb	Sitio	N	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Desviación
Pisos	Escuela	3	842.6	516.3	234.6	1777.0	821.4
Ventanas	Escuela	4	2282.2	2023.0	333.7	4749.2	1996.6
Interiores	Escuela	6	1192.3	491.9	148.2	4749.2	1770.0
Exteriores	Escuela	4	1425.9	1180.8	333.7	3008.4	1228.6

Con la información de cada punto de muestreo se probaron algunas correlaciones para ver si alguna de las muestras de polvos podía ayudar a predecir o explicar los niveles de PbB reportados en la población infantil. Los medios que aportaron cierto nivel de correlación fueron los polvos colectados en salas, los polvos colectados en ventanas y los polvos colectados en interiores, aunque la correlación es baja en cada caso como se muestra en la figura 28.

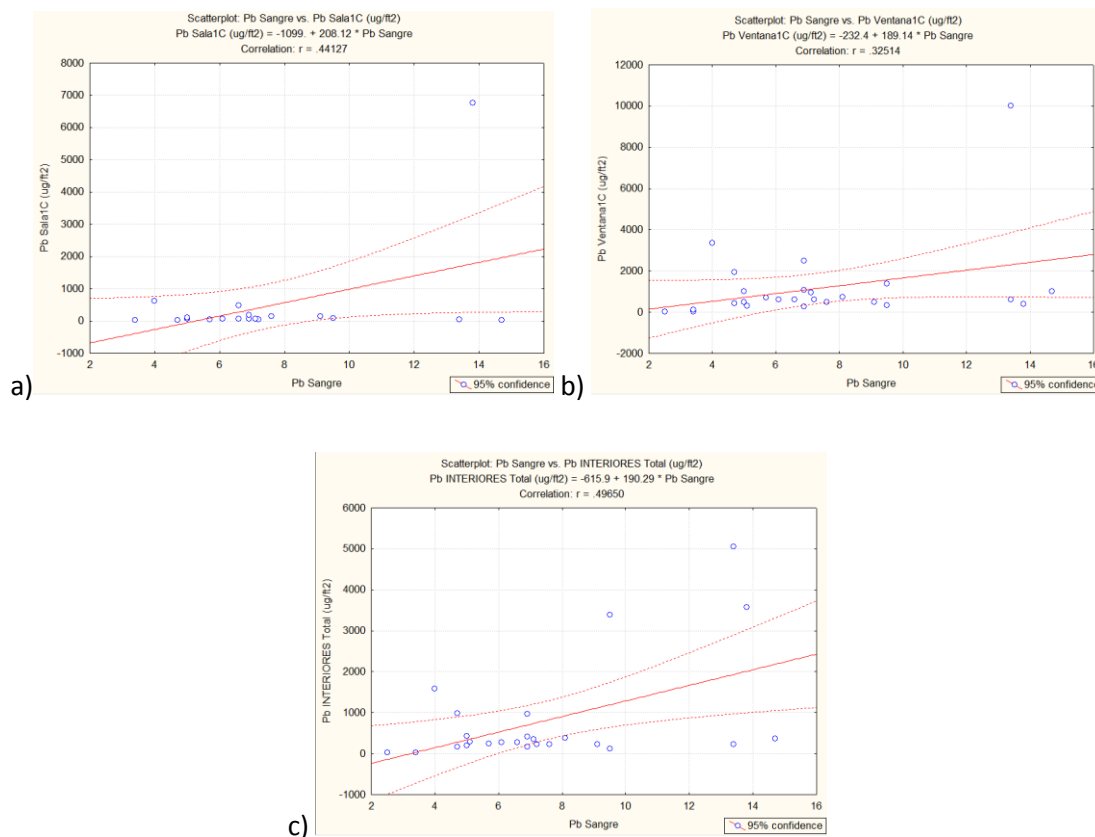


Figura 28. Correlaciones entre los niveles de carga de Pb en sitios específicos de casas y los niveles de PbB a) Pisos en salas ($r=0.441$) b) Ventanas ($r=0.325$) c) Interiores compuesta ($r=0.496$). Las curvas representan los intervalos de confianza de la correlación a un nivel de 95%.

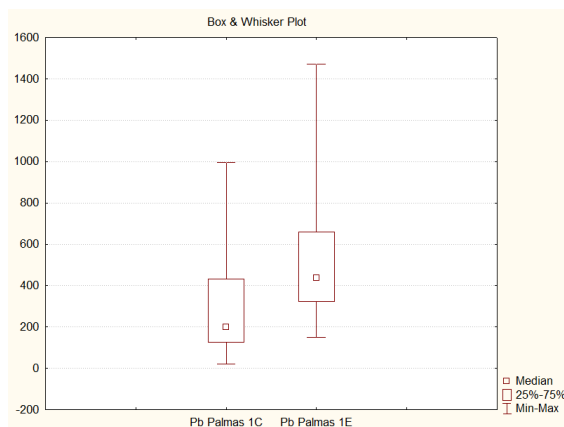


Figura 29. Diferencia de medianas para la carga de Pb en polvos de palmas de manos colectados en casa respecto a los colectados en escuelas. (Prueba de Wilcoxon con valor de $p < 0.05$)

6.2 ARSÉNICO

El valor medio para la concentración de Arsénico en orina es de $31.3 \mu\text{gAs/g}$ creatinina con una $N=45$ dentro de un rango de valores de 4.9 a $191.9 \mu\text{g As/g}$ creatinina (Figura 30). El criterio de referencia aquí utilizado como límite permisible para la concentración de As es de $50 \mu\text{g As/g}$ creatinina. Debe señalarse que este es un criterio de referencia propuesto por la EPA, puesto que no existe una Norma Oficial Mexicana a la fecha para este biomarcador de exposición. El 18% de la población estudiada excede este límite (Figura 31).

En referencia a los valores de carga de As en palmas de manos, de igual forma que para el caso de plomo, no se observa diferencia significativa entre las mediciones en palma derecha que en palma izquierda en casas ni en escuelas (Cuadro 12, Figura 32).

En el caso de arsénico, no hay un límite recomendable para la carga de As en polvos, por lo que a continuación se describen los hallazgos para este elemento, los cuales se reportan numéricamente en el cuadro 13 y la Figura 31.

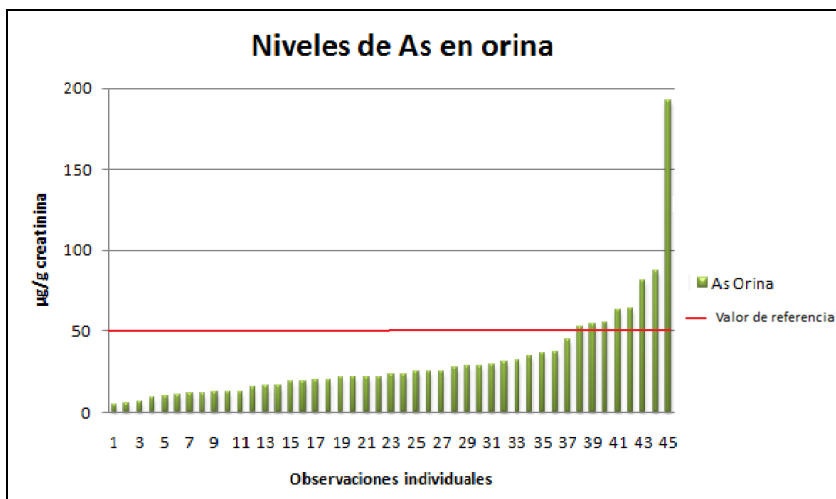


Figura 30. Niveles de As en orina de los niños de la CRM, separados por la categoría recomendada por la OMS de 50 µg/g creatinina. El muestreo se realizó durante el mes de julio de 2006.

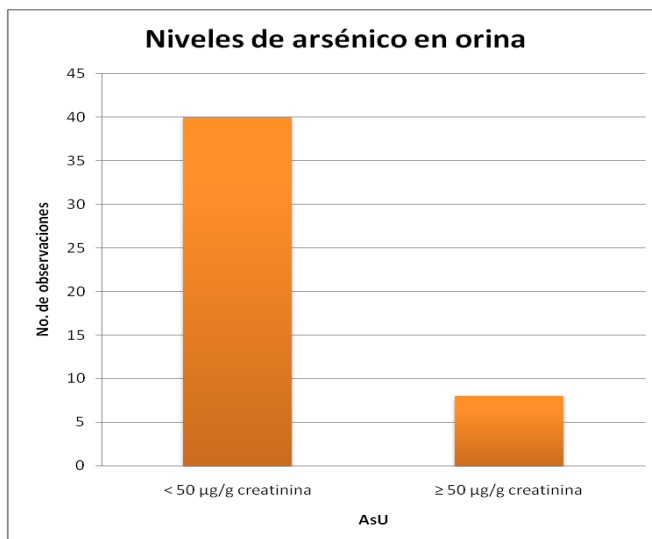


Figura 31. Niveles de As en orina de los niños de la CRM, distribuidos en categorías a) Valores menores a 50 µg/g creatinina b) Valores superiores 50 µg/g creatinina. (Valor de referencia de acuerdo a la NOM) El muestreo se realizó durante el mes de julio de 2006.

Cuadro 12. Carga de As en polvos de palmas de manos en casas y escuelas (µg/ft²)

Carga de As	Sitio	N	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Desviación
Palma derecha	Casa	34	337.8	195.3	25.3	1883.8	412.7
Palma izquierda	Casa	34	286.8	196.7	18.9	1115.2	264.7
Palma derecha	Escuela	33	590.3	378.4	63.2	2690.8	558.2
Palma izquierda	Escuela	33	614.2	464.7	66.1	2043.8	465.2

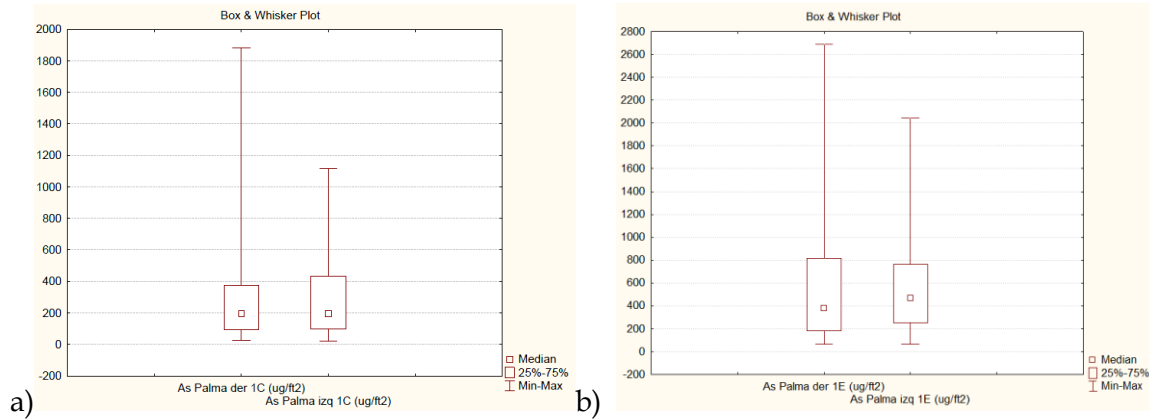


Figura 32. Comparación de medianas para el grupo de datos de carga de As en palmas de manos derechas e izquierdas en a) casas y b) escuelas

Cuadro 13. Valores de carga de As ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en ventanas de la CRM

Carga de As	Sitio	N	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Desviación
Ventanas	Casa	32	7347.1	3111.1	46.1	67620.5	12703.4

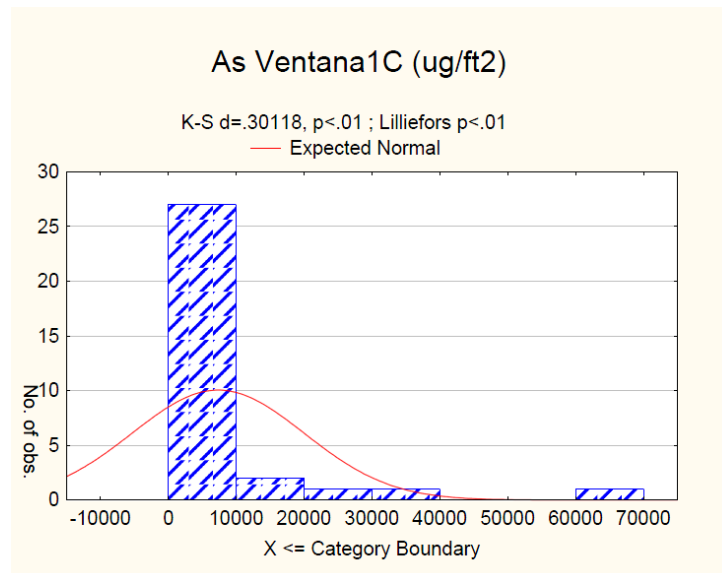


Figura 33. Histograma de carga de As en muestras de polvos de ventanas en casas

En el caso de As los valores de carga de As en polvo doméstico se clasificaron igual de la misma manera que para plomo (cuadros 14 y 15). Se probaron algunas correlaciones para ver si alguna de las muestras de polvos podía ayudar a predecir o explicar los niveles de AsU reportados en la población infantil. Los medios que aportaron cierto nivel de

correlación fueron los polvos colectados en patios y banquetas y por lo tanto la muestra compuesta de exteriores (Figura 32).

Cuadro 14. Valores de carga de As ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos domésticos de la CRM

Carga de As	Sitio	N	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Desviación
Banqueta	Casa	33	6690.4	5134.9	373.2	27370.8	6440.3
Sala	Casa	24	563.2	176.4	59.9	4554.1	1037.7
Patio	Casa	28	3338.7	2270.8	19.8	10502.2	3465.0
Cuarto	Casa	27	625.7	127.3	20.4	6645.2	1472.7
Pisos (compuesta)	Casa	32	3491.0	2511.5	281.3	27370.8	4739.4

Cuadro 15. Valores de carga de As ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos de interiores y exteriores de la CRM

Carga de As	Sitio	N	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Desviación
Interiores	Casa	31	867.1	197.3	31.2	8054.8	1738.0
Exteriores	Casa	33	5635.7	4530.8	215.6	27370.8	5165.8

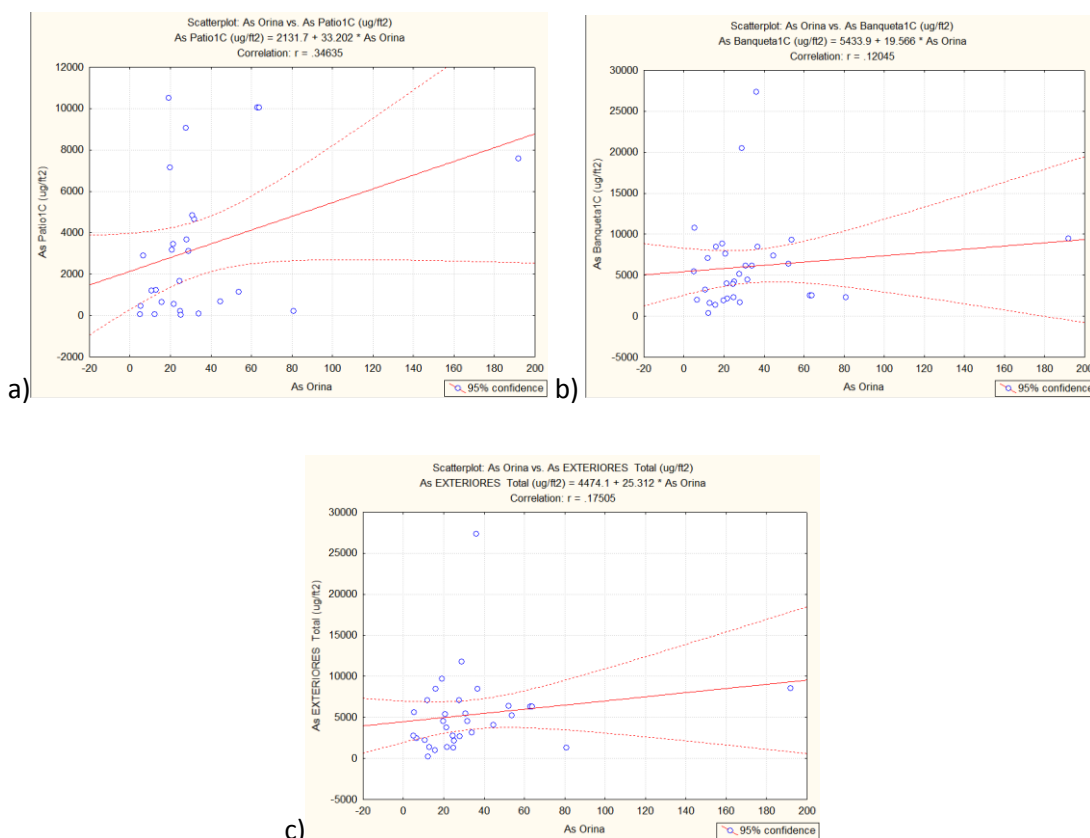


Figura 34. Correlaciones entre los niveles de carga de As en sitios específicos de casas y los niveles de AsU
 a) Carga de As en patios ($r=0.346$) b) Banquetas ($r=0.120$) c) Exteriores compuesta ($r=0.175$) . Las curvas representan los intervalos de confianza de la correlación a un nivel de 95%.

En lo que respecta a los valores de carga encontrados en escuelas a los que acuden los niños de la CRM se presentan en el cuadro 16.

Cuadro 16. Valores de carga de As ($\mu\text{g}/\text{ft}^2$) en polvos en escuelas

Carga de As	Sitio	N	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Desviación
Pisos	Escuela	3	4174.9	865.7	10.5	11648.5	6486.4
Ventanas	Escuela	4	11787.6	10533.2	632.9	25451.3	11650.1
Interiores	Escuela	6	8091.7	2424.3	36.0	25451.3	10693.4
Exteriores	Escuela	3	4992.2	2695.3	632.9	11648.5	5856.0

En cuanto al sitio de muestreo, en palmas de manos se observaron niveles más elevados de carga de As en el ambiente escolar respecto al ambiente doméstico. Debido a que la distribución de los datos no es normal, se realizó una prueba no paramétrica para comparar este par de variables, de acuerdo a la prueba de Wilcoxon, existe diferencia significativa entre los valores con un valor de $p=0.04$ como se puede apreciar en la siguiente figura 36.

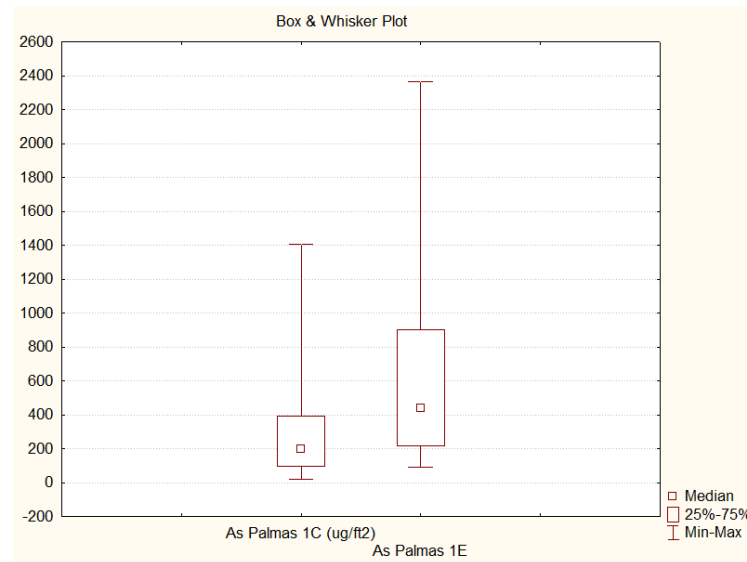


Figura 35. Diferencia de medianas para la carga de As en palmas de manos en casa respecto a escuelas. (Prueba de Wilcoxon con valor de $p<0.05$)

Finalmente, se llevó a cabo la estimación de la bioaccesibilidad de las muestras de polvo colectadas con brocha utilizando el método SBRC recomendado en la Norma Oficial Mexicana para la remediación de suelos contaminados por metales pesados. Tanto para plomo como para arsénico, se calculó un valor del 1% de bioaccesibilidad, por lo tanto, pese a que los valores de carga tanto de Pb como de As son muy elevados, el hecho de que la



bioaccesibilidad sea muy baja puede explicar por qué los niveles de PbB y AsU no son tan altos como se esperaría ante concentraciones tan altas de metal en los polvos.

Aún cuando el término biodisponibilidad es utilizado para definir la fracción de la concentración total de As y metales pesados que es absorbida en el organismo cuando se ingiere suelo contaminado, éste también es aplicable a otras vías de exposición como la inhalatoria y la dérmica, y a otros seres vivos diferentes al humano (Razo, 2005)

En el caso de plomo, al observar los casos elevados de PbB respecto a la carga total de Pb en polvos no se encuentra relación directa, sin embargo, los valores de carga bioaccesible que quedan por arriba de los 40 µg /ft², coinciden con los datos más elevados de PbB.

En el cuadro 17 se observa un ejemplo de este caso en el cual tanto los valores de los muestreos de julio como los de diciembre coinciden con valores elevados en el nivel de PbB de los dos individuos.

Cuadro 17. Ejemplo de casos críticos que presentan elevadas cargas totales correspondientes con niveles elevados de PbB

ID	PbB	Ventana (Julio)		Interiores (Julio)		Ventana (Diciembre)		Sala (Diciembre)	
		CT	CB	CT	CB	CT	CB	CT	CB
M1A	13.4	10020.69	100.21	4530.83	45.31	203538.60	2035.39	6254.86	62.55
P1B	13.8	378.99	3.79	18181.47	181.81	97587.00	975.87	16729.20	167.29

Leyenda

CT= Carga total

CB= Carga bioaccesible



7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El estudio de partículas de polvos que se llevó a cabo en esta investigación representa una herramienta útil en el complejo análisis de las interacciones entre los individuos y un ambiente contaminado por elementos potencialmente tóxicos (EPT) asociado a un sitio con actividad minera y metalúrgica, histórica y reciente.

La aplicación de la metodología propuesta se centró principalmente en imitar el riesgo asociado a los polvos a los que está expuesta la población infantil que habita frente a una presa de jales que ha sido construida y permanece sin medidas de control de la dispersión de contaminantes bajo un clima semiárido, en particular la colonia Real de Minas, del Municipio de Villa de la Paz, S.L.P., y donde se ha aplicado también biomarcadores de exposición a través de los niveles de As en orina y Pb en sangre.

El muestreo en palmas de manos se recomienda ampliamente debido a que considera el último punto de exposición de la vía mano-boca siendo un método mínimamente invasivo y permite el acercamiento con los niños para conocer tanto sus hábitos como las áreas donde realizan sus actividades diarias.

Los niveles de PbB y AsU pueden explicarse por una combinación de medios, la presencia de Pb y As en suelos o en polvos que aún en condiciones de baja bioaccesibilidad manifiesta valores en la población superiores a los recomendados por las autoridades de salud.

En el sitio se han hecho diferentes estudios para analizar la exposición a los EPT's encontrados como de mayor riesgo bajo la evaluación de riesgo realizada en el periodo de estudio del sitio. Existen un gran número de acciones que en conjunto pueden explicar por qué los niveles de PbB y AsU han disminuido en la población del estudio original de 1999 a la fecha. Tomando en cuenta la unión de las presas de jales para evitar la formación de un corredor capaz de aportar mayores cantidades de polvo hacia la CRM aunado a la comunicación de riesgo, las medidas higiénicas adoptadas por la población y cada acción que se ha realizado en el sitio ha aportado en menor o mayor escala un beneficio a la población. El constante estudio en la zona ha derivado en una población cada vez más sensible e informada de sus propias condiciones ambientales y de salud.



En sitios con características similares no será necesario hacer todo lo que se ha hecho en este distrito minero pero los estudios realizados en este sitio pueden sentar bases para elegir métodos y estudios que agilicen tanto el conocimiento de otro sitio similar como las acciones a implementar de inmediato con efectividad y relativamente bajo costo.

El desarrollo de metodologías para el estudio de polvos ha estado ligado en su mayoría al caso de plomo en pinturas, sin embargo, modificaciones en método como las que se hicieron en este estudio pueden ayudar a aplicar este procedimiento en zonas minero-metalúrgicas y sitios de riesgo donde se tiene la presencia de otros EPT's además del plomo como en este caso el de arsénico.

El tratamiento del caso de estudio se ha enfocado a dar atención a casos específicos vía seguimiento y atención médica de los casos críticos; se debe continuar con el biomonitoreo periódico de la población para mantener un registro que permita seguir dando atención a los casos críticos y mantener a la población informada sobre las condiciones de salud bajo las que viven.

La cantidad de plomo y arsénico presente en polvos y suelos es muy elevada, gracias a que la biodisponibilidad es baja no se encuentran más casos con niveles elevados de PbS y AsU; sin embargo no se descarta la posibilidad de que estos contaminantes ya hayan ocasionado algún posible daño a nivel neurológico en la población infantil. En el caso de plomo, el porcentaje de niños que presentan niveles de PbS entre los 5 y 10 ug/dL manifiesta un riesgo potencial.

Sin excluir las particularidades del metabolismo individual, no es deseable que el ambiente del la CRM presente tan altos niveles de Pb y As. El estudio del polvo como medio en la ruta de exposición puede revelar en otros sitios diferentes valores de biodisponibilidad y en ese sentido, seguir la metodología propuesta puede aportar información valiosa para el estudio de casos similares.



REFERENCIAS

- ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades por sus siglas en inglés) Resumen de salud pública. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los E. U. A, Servicio de Salud Pública, 2005.
- ATSDR. Metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados. Adaptación de la desarrollada por la ATSDR, perteneciente al Departamento de Salud de los Estados Unidos e incluye también aspectos desarrollados por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos. Consultado en la página del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS/OPS), 2005.
- ASTM (American Society for Testing and Materials) Standard Practice for Field Collection of Settled Dust Samples Using Wipe Sampling Methods for Lead Determination by Atomic Spectrometry Techniques, ASTM E 1728.
- ASTM. Standard Specification for Wipe Sampling Materials for Lead in Surface Dust, ASTM E 1792.
- BOENIGER, M.(2006) A Comparison of Surface Wipe Media for Sampling Lead on Hands. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 3:8, 428-434.
- CALDERÓN, J., Navarro M.E., Jiménez-Capdeville M.E., Santos-Diaz M.A; Golden A; Rodríguez-Leyva I; Borja-Aburto V; Díaz-Barriga F (2001) Exposure to arsenic and lead and neuropsychological development in Mexican children. *Environmental research* 2001; 85(2):69-76.
- CARRIZALES, L., Batres, L., Ortiz, M D., Mejía, J., Yáñez, L., García, E., Reyes, H., Díaz-Barriga, F.(1999) Efectos en Salud Asociados con la Exposición a Residuos Peligrosos. *Scientiae Naturae* Vol. 2: 5-28.
- CASTRO, J. (1995). 'Umweltauswirkungen des Bergbaus im semiariden Gebiet von Santa María de la Paz, Mexiko', Tesis Doctoral, Instituts für Petrographie und Geochemie, Universität Karlsruhe, 155 pp. Citado por: Razo, Israel. (2002).
- CASTRO, J., Kramar, U. y Puchelt, H. (1997). 200 years of mining activities at La Paz/San Luis Potosí/Mexico-Consequences for environment and geochemical exploration, *J. Geochem. Exp.* 58, 81-91. . Citado por: RAZO, Israel. (2002).
- CEBRIAN, M. E., (2001). Lead exposure in children living in a smelter community in region Lagunera, Mexico. *J Toxicol Environ Health A* 62:417-29
- DÍAZ BARRIGA, F., (1999). Metodología de Identificación y Evaluación de Riesgos para la Salud en sitios Contaminados: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Perú. 42 p.



DIAZ-BARRIGA F, Bates A, Calderon J, Lugo A, Galvao L, Lara I, et al. (1997). The El Paso smelter 20 years later: residual impact on Mexican children. *Environ Res* 74:11-16.

DÍAZ-BARRIGA, F., Corey, G., (1999) Curso de Autoinstrucción en metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados: *Caso 2, Evaluación del riesgo por la exposición a plomo*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Perú. 42 p.

DUGGAN, MJ, Inskip, M. (1985). Childhood exposure to lead in surface dust and soil: a community health problem. *Public Health Rev* 13:1-54

EPA (U. S. Environmental Protection Agency), Processes, procedures, and methods to control pollution from mining activities, EPA-403/9.73, 390

EPA.(1995)Final report sampling house dust for lead. EPA 747-R-95-007.

EPA (1998) TSCA Section 403: Sampling Guidance for Identifying Lead-Based Paint Hazards.

EPA (2001) Identification of Dangerous Levels of Lead; Final Rule. EPA 40 CFR Part 745 Environmental Research. 2001;85(2):69-76.

FARFEL, M.R., D. Bannon, J.J. Chishom Jr., P.S.J. Lees, B. Lim, and C.A. Rohde. "Comparison Of A Wipe And Vacuum Collection Method For The Determination Of Lead In Residential Dusts," *Environmental Research*, 65:291-301.

HARPER, M., Hallmark, T.S., Bartolucci, A., (2002) A comparison of methods and materials for the analysis of leaded wipes. *J. Environ. Monit.*, 4, 1025 - 1033, DOI: 10.1039/b208456m

HAWLEY, J.K. (1985) Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Anal.* 5, 289-302.

HERTZMAN C, Ward H, Ames N, Kelly S, Yates C. (1991). Childhood lead exposure in Trail revisited. *Can J Public Health* 82:385-91.

HOUGH, R.L., Breward, N., Young, S.D., Crout, N.M., Tye, A., Moir A.M., Thornton, I. (2004)Assessing Potential Risk of Heavy Metal Exposure from Consumption of Home-Produced Vegetables by Urban Populations. *Environmental Health Perspectives*, 112:2, 215-221.

HUNT A, Johnson DL, Watt JM, Thornton I. (1992). Characterizing the sources of particulate lead in house dust by automated scanning electron microscopy. *Environ Sci Technol* Vol. 26 No. 8 p.p.1513-1526.



- IPCS - INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY (2001) Environmental Health Criteria 224: Arsenic and arsenic compounds. Disponible en <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm>
- KIMBROUGH R, LeVois M, Webb D.(1995). Survey of lead exposure around a closed lead smelter. *Pediatrics* 95:550-54.
- LIOY, P J., Freeman, N C G., Millette, J R. (2002). Dust: A Metric for Use in Residential and Building Exposure Assessment and Source Characterization. *Environmental Health Perspectives*. Vol. 110, No. 10, p.p. 969-983.
- LIOY, PJ. (1990). The analysis of total human exposure for exposure assessment: a multi-discipline science for examining human contact with containments. *Environ Sci Technol* 24:938-945
- LOUEKARI K, Mroueh U, Maidell-Munster L, Valkonen S, Tuomi T, Savolainen K.(2004). Reducing the risks of children living near the site of a former lead smelter. *Sci Total Environ* 319:65-75.
- MANZ, M. y Castro, J. (1997), 'The environmental hazard caused by smelter slags from the Sta. Maria de la Paz mining district in Mexico', *Environmental Pollution*, 98, 7-13. citado por Razo, Israel. (2002).
- MEJÍA et al. (1999) Un método para la evaluación de riesgos para la salud en zonas mineras. *Salud Pública de México*, Vol. 41 no.2.
- MEJÍA et al. (2000). CEPIS/OPS - REPAMAR. Metodología De Identificación Y Evaluación De Riesgos Para La Salud En Sitios Contaminados Anexo 3: Inspección De Sitios Peligrosos Zona Minera De Villa De La Paz - Matehuala. Disponible en <http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/fulltext/gtz/metodolo/metane03.html>
- MEJÍA, Jesús, Yáñez, Leticia, Carrizales, Leticia, Díaz-Barriga, Fernando (2002). Evaluación integral del riesgo en sitios contaminados (una propuesta metodológica). Laboratorio de Toxicología Ambiental Facultad de Medicina Universidad Autónoma
- MILLSON, M., Eller, P.M., Ashley, K., Evaluation of Wipe Sampling Materials for Lead in Surface Dust. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 55(4):339-342 (1994)
- MONROY et al. (2002). Evaluación de la contaminación de agua y sedimento por arsénico en el área de Cerrito Blanco, Mpio. de Matehuala, S.L.P. Reporte Confidencial para la Segam y Presidencia Municipal de Matehuala.
- MONROY et. Al (2005). Informe técnico de avances del Proyecto 0362 de la Convocatoria 2002-C01 "Programa multidisciplinario para la evaluación y restauración ambiental de zonas mineras: 1. Villa de la Paz



- MOORE, J.N., Luoma S.N., 1990, Hazardous wastes from large-scale metal extraction: Environment Science and Technology, 24, 1278-1284.
- MUÑOZ, J. (1986) La minería en México, Bosquejo Histórico. Quinto centenario. ISSN 0211-6111, N° 11, 1986 , pags. 145-156
- NCHH (National Center for Healthy Housing), (2006)
- NISHIOKA MG, Lewis RG, Brinkman MC, Burkholder HM, Hines CE, Menkedick JR. Distribution of 2,4-D in air and on surfaces inside residences after lawn applications: comparing exposure estimates from various media for young children. Environ Health Perspect 109:1185-1191 (2001).
- NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-147-SEMARNAT-SSA-2004, que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plomo, talio y vanadio.
- NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-199-SSA1-2000, Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente.
- PEÑA, C. E., Carter, D. E., Ayala-Fierro, F. (2001) Toxicología Ambiental: Evaluación de Riesgos y Restauración Ambiental. Distribuido vía internet a través del Southwest Hazardous Waste Program <http://superfund.pharmacy.arizona.edu/toxamb/>
- RAZO, Israel (2006) Identificación De Áreas Prioritarias De Restauración De Suelos Contaminados Por Arsénico Y Metales Pesados En El Sitio Minero De Villa De La Paz Y Matehuala, S.L.P. Tesis para obtener el grado de doctor. Programa Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales de la UASLP (México).
- RAZO et al. (2004). Arsenic And Heavymetal Pollution Of Soil,Water And Sediments In A Semi-Arid Climate Mining Area In Mexico Water, Air, And Soil Pollution 152: 129-152.
- RAZO, Israel (2006) Identificación De Áreas Prioritarias De Restauración De Suelos Contaminados Por Arsénico Y Metales Pesados En El Sitio Minero De Villa De La Paz Y Matehuala, S.L.P. Tesis para obtener el grado de doctor. Programa Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales de la UASLP (México).
- RAZO, Israel. (2002). Tesis de Maestría en Ciencias. Evaluación de la Contaminación por Metales y del Riesgo en Salud en un Sitio Minero de Sulfuros Polimetálicos: Caso de Villa de la Paz- Matehuala, S.L.P. (México).
- RHOADS, George G., Ettinger, Adrienne S., Weisel, Clifford P., Buckley, Timothy J., Goldman, Karen Denard., Adgate, John., Liroy, Paul J (1999) Pediatrics The Effect of



- Dust Lead Control on Blood Lead in Toddlers: A Randomized Trial. Vol. 103, No. 3, Marzo 1999, p.p. 551-555.
- RICH D Q, Yiin L M, Rhoads G G, Glueck D H, Weisel C, Liroy P J. (1999). A field comparison of two methods for sampling lead in household dust. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 2, p.p. 106-112.
- ROELS H, Buchet J, Lauwerys R, Bruaux P, Claeys-Thoreau F, Lafontaine A, et al. (1980). Exposure to lead by the oral route and the pulmonary routes of children living in the vicinity of a primary lead smelter. *Environ Res* 22:81-94.
- SMN Servicio Meteorológico Nacional (2009). Normales climatológicas 1971-2000. Disponible en: <http://smn.cna.gob.mx/productos/normales/estacion/slp>
- SHORTEN, C.V., Hooven, M.K. (2000). Methods of Exposure Assessment: Lead-Contaminated Dust in Philadelphia Schools. *Environmental Health Perspectives*, Vol. 108, No. 7, p.p. 663-666.
- SPEAR, T.M., Svee, W., Vincent, J.H., Stanisich, N.(1998) Chemical Speciation of Lead Dust Associated with Primary Lead Smelting. *Environmental Health Perspectives* Vol. 106, No 9.
- SEYMOAR, N.K. (2000) Mining and the social imperative. UNEP.
- VALDÉS PEREZGASGA, F., (1999) La contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, México. Distribuido vía internet a través del Texas Center for Policy Studies <http://www.texascenter.org/>
- VOSTAL, J.J., Taves E., Sayre J.W., Charney E. (1974) Lead analysis of house dust: a method for the detection of another source of lead exposure in inner city children. Vol.7, p.p.91-97.
- YAÑEZ et al. (2003) DNA damage in blood cells from children exposed to arsenic and lead in a mining area. *Environmental Research*.
- YU, Chang Ho1; Yiin, Lih-Ming; Liroy, Paul J. (2006) The Bioaccessibility of Lead (Pb) from Vacuumed House Dust on Carpets in Urban Residences *Risk Analysis*, Volume 26, Number 1, pp. 125-134.

ANEXO A

Cuestionario aplicado a los padres de familia en sus viviendas durante la colecta de muestras de polvo.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ
Instituto de Metalurgia
Sierra Leona No. 550 Col. Lomas 2ª Sección
78210 San Luis Potosí, SLP

A continuación le solicitamos responda un conjunto de preguntas que nos serán de gran ayuda. Si tiene duda sobre alguna de ellas permítanos aclarársela.

Datos Generales

Nombre del padre: _____
Nombre de la madre: _____
Ocupación del padre: _____
Ocupación de la madre: _____

Nombre del (la) niño(a): _____ Edad del (la) niño (a): _____



Datos de la casa

Dirección: _____

¿Cuántos años tienen viviendo en este lugar? _____
¿Cuántos años tienen viviendo en este lugar? _____
¿Cuántos años hace que se construyó la casa? _____
¿De qué material está construida la casa? _____
No. de personas que viven en la casa: _____
No. de habitaciones en la casa: _____
Indicar si hay alfombras o tapetes en la casa: (Marcar con un X en la respuesta) SI () NO ()
¿Hay alguna mascota en casa? (Marcar con un X en la respuesta) SI () NO ()
¿Cuál? _____
No. de cigarrillos que se fuman dentro de la casa al día: (Marcar con un X en la respuesta) Ninguno () 1 a 10 () Más de 10 ()

Actividades de los niños

¿Cuál es el horario en el que los niños asisten a la escuela? _____
¿Cuántas horas pasan los niños jugando fuera de casa? _____
¿Tienen los niños los siguientes hábitos? (Marcar con un X en la respuesta)

Chuparse los dedos	SI ()	NO ()
Chupar sus juguetes	SI ()	NO ()
Comer tierra	SI ()	NO ()

¡Gracias por compartir con nosotros esta información!