



UNIVERSIDAD DE COLIMA

MAESTRÍA EN CIENCIAS. ÁREA: BIOTECNOLOGÍA

**PLOMO EN SUELO Y SU ASOCIACIÓN CON LOS NIVELES
SANGUINEOS EN NIÑOS Y MUJERES EMBARAZADAS**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS. ÁREA: BIOTECNOLOGÍA

PRESENTA

ADALBERTO MARTÍNEZ REYNA

ASESORES:

DR. JAIME MOLINA OCHOA

DR. HÉCTOR RENÉ VEGA CARRILLO

TECOMÁN, COLIMA, MÉXICO.

DICIEMBRE DEL 2002



UNIVERSIDAD DE COLIMA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS

OFICIO No. 650/2002.

C. ADALBERTO MARTINEZ REYNA
EGRESADO DE LA MAESTRIA EN CIENCIAS
AREA: BIOTECNOLOGÍA
PRESENTE.

Con fundamento en el dictamen emitido por el jurado revisor del colegiado del área: de Biotecnología de esta Facultad a mi cargo, de su trabajo de tesis de Maestría y en virtud de que efectuó las correcciones y acató las sugerencias que le habían indicado los integrantes del mismo, se le autoriza la impresión de la tesis " **Plomo en suelo y su asociación con los niveles sanguíneos en niños y mujeres embarazadas** ", misma que ha sido dirigida por los C.C. Dr. Jaime Molina Ochoa, Profesor Investigador de esta Facultad y Dr. Héctor Rene Vega Carrillo de la Universidad Autónoma de Zacatecas.

Este documento reunió todas las características apropiadas como requisito parcial para obtener el grado de Maestría en Ciencias; Area: Biotecnología y fue revisado en cuanto a forma y contenido por los C.C. M.C. Edelmira Galindo Velasco, M.C. Arnoldo Michel Rosales y Dra. María del Rocio Flores Bello, Profesores-Investigadores de la Universidad de Colima.

Sin otro particular de momento, me despido de usted muy cordialmente.

UNIVERSIDAD DE COLIMA ATENTAMENTE
"ESTUDIA * LUCHA * TRABAJA"
TECOMÁN, COL., A 21 DE NOVIEMBRE DEL 2002.
ING. RODOLFO VALENTINO MORENTÍN DELGADO
DIRECTOR

C.C.P. EXPEDIENTE ACADEMICO DEL ALUMNO
C.C.P. EXPEDIENTE CORRESPONDIENTE.
C.C.P. ARCHIVO.

RVMD/gmg* *

Of. No. 650/2002.



AGRADECIMIENTOS

Al cuerpo de asesores internos de la Universidad de Colima: Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias.

Dr. Jaime Molina Ochoa

Dra. Ma. del Rocío flores Bello

M.C. Edelmira Galindo Velasco

M.C. Arnoldo Michel Rosales

A todos mis amigos y compañeros de la Unidad académica de Estudios Nucleares de la Universidad Autónoma de Zacatecas por su apoyo y comprensión para que yo llevaré a cabo el desarrollo del presente trabajo de investigación, especialmente a mi asesor Dr. Héctor René Vega Carrillo y al Dr. Eduardo Manzanares Acuña.

Al Dr. Fernando Díaz Barriga y a la Q. Leticia Carrizales Yáñez del Laboratorio de Toxicología de la Facultad de Medicina de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí por su apoyo para la determinación de los niveles de plomo en sangre y suelo de las muestras analizadas en el presente trabajo gracias.

A toda mi familia por su apoyo incondicional para que yo saliera adelante en este proyecto especialmente gracias.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por su apoyo mediante la beca otorgada para que realizará mis estudios de postgrado.

DEDICATORIAS

En memoria de mi padre: Fabían Martínez García.

A mi madre, Celia Reyna Reveles.

A mis hermanos: Virginia, Miguel Ángel, José Fabían, Ma. del Carmen, Juana María, Hilario y Alberto.

A mis amigos que siempre me alentaron a no dejarme desfallecer para que yo culminará este proyecto: Eduardo Mazanares Acuña, Héctor René Vega Carrillo, Miguel Ángel Salas Luévano, Rómulo Bañuelos Valenzuela y Héctor Alfredo Robles Martínez.

Para todos aquellos a los que omití involuntariamente.

GRACIAS A TODOS.

ÍNDICE

Página	
Índice de cuadros y figuras.....	iv
RESUMEN.....	vi
ABSTRACT.....	vii
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. ANTECEDENTES.....	6
2.1 El plomo.....	6
2.2 Metales tóxicos y usos del plomo.....	7
2.3 Efectos del plomo en la salud.....	9
2.4 Vías de exposición humana.....	10
2.5 Metabolismo del plomo.....	11
2.6 Intoxicación por plomo y sus efectos en el organismo.....	12
2.7 Efectos del plomo en madre e hijo.....	14
2.8 Susceptibilidad de los niños al plomo.....	15
2.9 Efectos del plomo en el coeficiente intelectual.....	16
2.10 Poblaciones de alto riesgo en Vetagrande.....	17
2.11 Tóxicos presentes en Vetagrande.....	18
III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
3.1 Sitio experimental.....	19
3.2 Muestreo.....	19
3.3 Obtención de las muestras sanguíneas.....	20
3.4 Procedimiento para la determinación de plomo en sangre.....	20
3.5 Recolección de las muestras de suelo.....	21
3.6 Procedimiento para la determinación de plomo en suelo.....	21
3.7 Análisis de las muestras.....	22
3.8 Análisis estadístico (anexo).....	22

IV. RESULTADOS.....	23
V. DISCUSIÓN.....	29
VI. CONCLUSIONES.....	37
VII. ANEXO.....	39
VIII. BIBLIOGRAFÍA.....	44

Índice de Cuadros y Figuras

Cuadros		Página
1	Valores de plomo en suelo y sangre y prueba de ajuste de χ^2 para concentración de plomo en sangre.....	50
2	Concentración promedio de los niveles de plomo en sangre para niños y niñas con edad \leq a 12 años, n = 33.....	27
3	Concentración promedio de los niveles de plomo en sangre en mujeres embarazadas y lactando, n = 13.....	28
4	Distribución de las concentraciones promedio de plomo en sangre de niños y niñas de acuerdo a su permanencia y al género.....	29
5	Promedios de la concentración de plomo en sangre por género para los infantes con concentraciones mayores a 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$	30
6	Concentración promedio de plomo en suelo en las 6 zonas en que se dividió la cabecera municipal de Vetagrande.....	48

Figuras**Página**

1	Concentración de plomo en sangre en los individuos muestreados en función de la edad en Vetagrande (n = 20).....	29
2	Concentración de plomo en sangre del segundo grupo de niños muestreados en función de la edad en Vetagrande (n = 14).....	30
3	Concentración de plomo en sangre en función de la edad encontrados en las mujeres embarazadas y / o lactantes analizadas en Vetagrande (n=12).....	31
4	Concentraciones de plomo en suelo de los sitios analizados en Vetagrande (n = 21).....	32
5	Correlación entre las concentraciones de plomo en sangre de los individuos con concentraciones mayores a 10 µg/dL y la concentración de plomo en suelo en sus casas.....	32

RESUMEN

En esta investigación se midió la concentración de plomo en la sangre de niños y embarazadas que viven en Vetagrande, Zacatecas; además se determinó la concentración de plomo en el suelo (patio) de sus casas. El plomo biodisponible en el suelo, y no la actividad minera en la comunidad de Vetagrande, Zacatecas es la fuente de contaminación de sus habitantes. Esta contaminación se manifiesta en la concentración de plomo en la sangre encontrada en la población de niños y mujeres embarazadas analizadas. El plomo es un elemento no esencial para los seres y sus efectos tóxicos dependen de la vía de ingestión al organismo, su duración y el estado de nutrición de las personas. Cuando el plomo se incorpora al organismo, preferentemente se deposita en el tejido óseo de donde se libera al torrente sanguíneo. El grado de intoxicación por plomo se determina mediante la medición de la concentración de plomo en la sangre, donde 10 $\mu\text{g/dL}$ se considera como el límite máximo permisible; por encima de este valor se reconocen otros tres niveles que caracterizan el grado de intoxicación de las personas. Por su estado fisiológico y el nivel metabólico se considera que los infantes y las embarazadas son los grupos de mayor riesgo cuando viven en zonas donde el plomo esté disponible. De la población de niños que fueron analizados se encontró que tienen una concentración promedio de 16.03 $\mu\text{g/dL}$ de plomo en sangre excediendo los 10 $\mu\text{g/dL}$ considerados como parámetro normal, mientras que para el caso de las mujeres embarazadas el promedio fue de 11.16 $\mu\text{g/dL}$. Así también se determinó la concentración de plomo en el suelo de las casas habitación de los individuos analizados. Se encontró una débil correlación entre la concentración de plomo en suelo y la del plomo en la sangre.

Palabras clave: Plomo, biodisponibilidad, niños, mujeres embarazadas, lactancia.

ABSTRACT

In this study the lead concentration was measured in the blood of children and pregnant women, beside the concentration of lead in soil (courtyard) was measured. The lead bioavailability in soil, instead of minning activity, at the Vetagrande, Zacatecas town is the contamination source of its inhabitants. This contamination was determined measuring the lead concentration in blood of children and pregnant women. Lead is not an essential element for humans, its toxic effects depend upon the uptake way, exposure time and nutritional level of the affected person. The lead is preferentially stored at bone tissue from which is released to blood flow in the body. The intoxication level by lead is determined through the level concentration in blood, where 10 µg/dL is the maximum permissible limit. Above this concentration there are three values that characterize the intoxication level in humans. Children and pregnant women are considered the groups of larger risk because its physiological and metabolic rates when they live in locations where lead is bioavailable. The average concentration of lead in blood was 16.03 µg/dL in the children, and 11.16 µg/dL in women. The lead concentration in house soils was determined, a weak correlation was determined between lead soil concentration and lead blood concentration in humans.

Keywords: Lead, bioavailability, children, pregnancy, lactation.

I. INTRODUCCIÓN

La intoxicación por plomo se conoce desde la antigüedad. En el siglo II A.C. Dioscórides, un médico griego, afirmó que “el plomo hace que se pierda la cabeza”. En 1897, en Brisbane, Australia se reportó el primer caso de intoxicación de niños debida a pinturas hechas con plomo. En los Estados Unidos el saturnismo ocasionado por este tipo de pintura se describió en la primera década del siglo XX. Al principio se pensaba que si un niño se recuperaba de la etapa aguda del padecimiento, no habría secuelas. En 1943, Byers y Lord refutaron lo anterior en su informe acerca de 20 niños que habían superado la intoxicación aguda por plomo: 19 presentaban claras manifestaciones de trastornos en la conducta o de retraso mental (Loghman-Adham, 1997; Lawendon *et al.*, 2001).

Al principio de los años setenta se llevaron a cabo diversos estudios para analizar los efectos de la intoxicación por plomo y en algunos se encontró evidencia sobre el impacto en el desarrollo físico y cognoscitivo por la intoxicación por plomo; sin embargo, estos estudios resultaron polémicos. Desde entonces se han realizado más investigaciones y existe consenso general en cuanto a la relación entre la intoxicación por plomo y las funciones cognoscitivas (Olaiz *et al.*, 1997; Hibbert *et al.*, 1999; Mielke, 1999a; Pichtel *et al.*, 2000).

Particularmente en los países en desarrollo, la exposición al plomo y la consecuente intoxicación constituyen un problema de salud pública debido al crecimiento demográfico y a la urbanización, definida ésta como la agregación de poblaciones humanas en un área limitada que provocan un serio impacto sobre el suelo, aire y agua (Pirkle *et al.*, 1998; Widianarko *et al.*, 2000; Furman y Laleli, 2001b).

Cuando el plomo está biodisponible y se incorpora al organismo de los mamíferos se deposita preferentemente en el tejido óseo donde permanece entre 5 a 19 años. A partir de este almacén se libera al torrente sanguíneo por cambios en las condiciones fisiológicas como el embarazo, la etapa postparto y lactancia o patológicas como accidentes (con presencia de fracturas) observándose elevación de los niveles de plomo en sangre (Silbergeld *et al.*, 1993; Sanín *et al.*, 1998; Rothenberg *et al.*, 2000a).

En el organismo el plomo produce efectos tóxicos en los diferentes órganos y sistemas del cuerpo humano dependiendo del nivel de exposición y su duración (Gulson *et al.*, 1997a). Los efectos biológicos más relevantes de la presencia del plomo en el organismo se reflejan por alteración de la biosíntesis del grupo hem (precursor en la formación de la hemoglobina en la sangre), eritropoyésis (formación de los eritrocitos), función endocrina, hepática, reproductiva, sistema cardiovascular, retraso en el crecimiento, trastornos en el aprendizaje, alergias, cáncer y daño al sistema nervioso central (Tong y Lam, 1998; Moline *et al.*, 2000; Berglund *et al.*, 2000; Kaul *et al.*, 2000).

A pesar de los diversos estudios que se han realizado en las tres últimas décadas, el reconocimiento de que el plomo en el suelo es una vía importante de exposición humana no ha sido totalmente aceptado debido a que el plomo se utiliza en otras actividades (Mielke y Reagan, 1998); por lo que realizar estudios en las zonas potencialmente contaminadas por este metal son necesarios para evitar la contaminación e intoxicación de las personas que las habitan, así como la identificación y eliminación de las posibles fuentes de la contaminación existentes (Furman y Laleli, 2000a).

Su uso como aditivo en la gasolina, soldaduras, pinturas, y artículos de cerámica son las principales fuentes de contaminación por plomo, además de las industrias, la minería, los basureros de desechos tóxicos y el tráfico vehicular entre otros. Esta diversidad de usos constituyen las fuentes de exposición para todos los grupos de edad, especialmente para los que tienen antecedentes laborales en fundidoras de plomo y la minería así como para la población en general (Mejía *et al.*, 1999; Lurenda *et al.*, 2000; Pichtel *et al.*, 2000).

La minería es una actividad de gran importancia económica en algunos estados de la República Mexicana como Guanajuato, Sonora, Chihuahua, Durango, Zacatecas, San Luis Potosí e Hidalgo. De acuerdo a Mejía *et al.*, (1999) en estos lugares se presentan casos de exposición a personas con diversas sustancias químicas y su impacto en la salud merece ser analizado, por lo tanto, las zonas mineras deben ser consideradas como sitios potencialmente peligrosos para la salud que deben ser estudiadas. Para esto es necesario establecer metodologías que incluyan la evaluación de tres factores: a) la caracterización de la biodisponibilidad de los metales; b) el estudio de la toxicidad de los residuos, bajo la perspectiva de que su toxicidad dependerá de la interacción con los metales presentes en ellos, y c) el análisis de la contaminación del medio ambiente con el fin de determinar las rutas de mayor riesgo para la comunidad afectada (Mejía *et al.*, 1999).

La mineralización del suelo de Vetagrande consiste en vetas originadas por relleno de fallas y fracturas que se hospedan en las rocas volcánicas de la formación chilitos. Los minerales de mena de la zona son anglesita, cerusita, plata nativa argentita, proustita, galena, esfalerita y calcopirita; la ganga esta constituida por pirita, cuarzo, calcita, hematita, limonita, y minerales arcillosos que representan una fuente potencial de plomo (CRM, 1991).

Actualmente en el municipio de Vetagrande, Zacatecas, operan dos empresas mineras que explotan vetas y benefician jales antiguos de donde se extraen oro, plata y plomo. Los residuos de esta actividad se liberan al ambiente durante el transporte del material por camiones descubiertos que propician la dispersión del polvo proveniente de las minas. La mayoría de las casas están hechas de ladrillo con planchas de concreto y los pisos son de tierra; las calles en su mayoría no están recubiertas, por lo que los espacios que predominan son de tierra (CRM, 1991).

Las regiones mineras cercanas a poblaciones merecen especial atención, ya que la presencia de metales como el plomo, al encontrarse biodisponible en el ambiente representa un problema de salud que hace necesaria la realización de estudios para prevenir los efectos tóxicos en la población; particularmente en los infantes y las mujeres en etapa gestante. Las investigaciones se han enfocado a determinar los niveles de plomo en sangre de niños con edades de 5 a 6 años, en particular cuando el ambiente es rico en plomo. De acuerdo con el Departamento de Salud y Servicios Humanos de los Estados Unidos “el problema de salud más importante en niños pequeños” es la intoxicación por plomo (Lawendon *et al.*, 2001; Lanphear *et al.*, 1998^{a,b}; Rothenberg *et al.*, 1999; Gulson *et al.*, 2000; Gomaa *et a.*, 2002).

El conocimiento de los signos y síntomas de la intoxicación por plomo seguirá siendo clave en la identificación, tratamiento y erradicación de este problema principalmente para las zonas próximas a las minas e industrias que utilizan o producen plomo. Como las minas que operan en Vetagrande producen oro, plata y plomo y se localizan cerca de la población, es necesario determinar si la presencia de las minas producen contaminación por plomo en los habitantes de Vetagrande, en particular en los grupos de población más sensibles como son los infantes y las embarazadas (Lawendon *et al.*, 2001; Markus y McBratney, 2001).

Con base en lo anterior, se plantea la siguiente interrogante: ¿existe asociación entre las concentraciones del plomo en suelo con los niveles de plomo en sangre de los niños y mujeres embarazadas de Vetagrande, Zacatecas?

Hipótesis

El plomo en el suelo y las concentraciones existentes en él se correlacionan con los niveles de plomo en la sangre de los niños y mujeres embarazadas de la población de Vetagrande, Zacatecas.

Objetivo general

Determinar las concentraciones de plomo en el suelo, sangre de niños y mujeres embarazadas, para establecer la probable asociación entre la concentración de plomo en suelo con los niveles de plomo en sangre de niños y mujeres embarazadas de Vetagrande, Zacatecas.

Objetivos particulares

1. Determinar las concentraciones de plomo en sangre de niños y mujeres embarazadas en Vetagrande, Zacatecas.
2. Determinar el contenido de plomo en el suelo (patio) de las casas de las familias muestreadas, así como del patio del jardín de niños, la escuela y suelo de la planta de beneficio y la mina que se encuentra en operación.
3. Establecer la correlación de plomo presente en el suelo de las viviendas (patio) y la concentración en sangre de niños y mujeres embarazadas analizadas.

II. ANTECEDENTES

2.1 El plomo

De los elementos metálicos que ocasionan daño a la salud el plomo es de los principales. Este metal es generador de riqueza económica tanto en la actividad minera como industrial. El plomo es un metal que se encuentra en forma natural en la corteza terrestre de un modo relativamente abundante, en un promedio de 16 mg/Kg. Fue uno de los primeros metales extraídos por el hombre a partir de la galena, la cerusita y la anglesita; gracias a sus propiedades físicas que le permiten formarse y moldearse fácilmente es empleado en muchas aplicaciones. Una de éstas fue utilizarlo como aditivo en la gasolina para desacelerar el proceso de combustión en los motores (Lacasaña *et al.*, 1996b).

En los últimos años, los principales productores de plomo en el mundo, en orden decreciente son: Australia, Estados Unidos de América, China Canadá, Kazakhstán, Perú, México, Suecia, República de Sudáfrica, Corea del Norte y Rusia. América Latina y el Caribe contribuyen con el 114% de la producción mundial de plomo, en la Perú y México son los productores más importantes. El plomo ha sido asociado con la civilización desde que se inició la práctica de la metalurgia (Mielke y Reagan, 1998).

Usualmente el plomo es absorbido en el organismo por inhalación o ingestión, y los niños menores de 7 años están más propensos a intoxicarse y adquirir lesiones internas irreversibles. Pocas veces, el plomo es absorbido a través de la piel, salvo cuando se está en contacto con componentes orgánicos del mismo. La absorción del plomo por inhalación, ingestión o a través de la piel, la vía de ingreso, el tamaño de la partícula y el tipo del compuesto de plomo (orgánico o inorgánico) determinan la concentración y la posibilidad de difusión del plomo hacia el organismo (Sepúlveda, 2000).

Aunado a todo esto, la absorción va a depender de factores como la edad, el estado fisiológico e integridad de los tejidos. Es importante considerar también los factores nutricionales y metabólicos. Al acumularse el plomo en la sangre, huesos y células suaves, afecta tanto hígado como riñones y sistema nervioso central; su excesiva inhalación o ingesta produce efectos en el sistema neurológico que se traduce en retraso mental, retraso en el crecimiento físico y desórdenes en la actividad diaria de la persona (Sepúlveda, 2000).

Aún en pequeñas dosis, la absorción del plomo ocasiona daños al sistema nervioso central en los niños a temprana edad y durante el desarrollo fetal. En personas mayores, el plomo puede ser un factor para tener presión sanguínea alta y consecuentemente problemas cardíacos (Sepúlveda, 2000).

Los efectos tóxicos como el saturnismo, fueron reportados desde 2500 AC por los Griegos y Árabes. El cuerpo humano adulto contiene alrededor de 120 mg de plomo, el 96% se encuentra depositado en los huesos. El plomo es un estimulador oncogénico y no es esencial para los mamíferos (Borjensson *et al.*, 1997; Carpenter, 1998; Costa *et al.*, 1998).

2.2 Metales tóxicos y usos del plomo

Los metales son sustancias naturales que provienen de la tierra. Cuando los humanos se exponen a éstos en su estado original o en sus formas químicas, se puede presentar un efecto dañino como resultado de las actividades antropogénicas (Palazuelos *et al.*, 1995; Carpenter, 1998). Los metales tóxicos se encuentran distribuidos en la tierra a través de diferentes vías como lo es la minería, al respirar combustibles fósiles y por el uso de fertilizantes en la agricultura intensiva (Mielke y Reagan, 1998, 1999c). Con excepción de los isótopos radioactivos, los metales no se degradan o desaparecen, una vez que son distribuidos en la superficie de la tierra, se quedan de manera indefinida. Así, la contaminación por metales es un fenómeno aún mayor que las sustancias orgánicas (Carpenter, 1998).

El plomo metálico se utiliza en la fabricación de tanques para pipas, cisternas, balas, linotipos de metal, y en aleaciones con antimonio, estaño y cobre en la fabricación de celdas de almacenamiento para las baterías de los acumuladores; en la industria de la cerámica para el esmaltado de las piezas. El monóxido de plomo, el plomo rojo y el sulfato de plomo son utilizados como pigmentos en pinturas y barnices; el arseniato de plomo se utilizó como insecticida y el borato de plomo en plásticos (Mielke *et al.*, 1999^a; Meyer *et al.*, 1999).

Algunos productos como las baterías con plomo comúnmente usadas en los vehículos automotores, si no son reciclados debidamente son causa de envenenamiento para las personas y animales. Algunos platos de cerámica y copas recientemente coloreadas contienen plomo en el cristal y en presencia de alimentos ácidos (como tomates, piña, vino, etc.) liberan al plomo y contaminan los alimentos. El acetato de plomo o “azúcar del plomo” es soluble en agua y una de las formas mas biodisponibles de este elemento (Mielke *et al.*, 1999^a; Zhang *et al.*, 2000).

El uso de los metales representa una fuente de contaminación ambiental, aproximadamente el 75% del plomo de la gasolina se emite por los automóviles en forma de polvo fino (el 25% restante termina en el aceite o es atrapado en las fuentes internas del motor y sistemas de escape) (Mielke *et al.*, 1999b). El plomo en agua y suelo ha sido reconocido como una fuente potencial de contaminación en infantes, la pobreza contribuye en la absorción, siendo más importante en sitios urbanos (Lanphear *et al.*, 1998^a; 1999; Meyer *et al.*, 1999).

Las fuentes ambientales de plomo, incluyendo el plomo de la vivienda, suelo y agua son asociados de manera independiente con los niveles de plomo en sangre de los infantes; el plomo en suelo y polvo de la vivienda son de alto riesgo para los niños que viven en una pobreza extrema (Lanphear *et al.*, 1998b; 1999; Carpenter *et al.*, 1998; Mielke *et al.*, 1999b).

2.3 Efectos del plomo en la salud

Los efectos en la salud derivados de la presencia de plomo en el organismo se conocen desde la década de los años 40's, especialmente en las personas laboralmente expuestas, pero hasta los años 70's se comienzan a estudiar los efectos a niveles de exposición menores (Sepúlveda, 2000; Trejo – Martínez, 2001).

En 20 años el Centro para el Control de Enfermedades de los Estados Unidos de Norteamérica (CDC) bajo su nivel de recomendación máximo permitido de plomo en niños en 50 puntos. Estudios enfocados en la población infantil han demostrado que en este grupo los daños ocurren con la presencia de pequeñas cantidades de plomo en sangre, debido a condiciones como: la menor masa corporal, sistema nervioso en desarrollo, mayor tasa de absorción intestinal de plomo y menor tasa de eliminación, proximidad al suelo y la tendencia de meterse objetos y tierra a la boca (Sepúlveda, 2000; Trejo – Martínez, 2001).

Su difícil remoción del cuerpo hace que se acumule en varios órganos y dañe el sistema nervioso central. La absorción ocurre tanto por vía respiratoria como digestiva; al llegar el plomo al torrente circulatorio desplaza el hierro de la hemoglobina y se forma lo que conoce como *plombemia* en donde se da una disminución de la hemoglobina lo que ocasiona entre otros la falta de apetito (anorexia), debilitamiento del cuerpo, dolor de cabeza, dolores abdominales, así como alteraciones neurológicas (www.ucbcba.edu.bo).

Los efectos del plomo, una vez que ha ingresado al organismo, son los mismos independientemente de la vía de ingreso. Los niños son más susceptibles que los adultos, ya que está comprobado el retraso en el desarrollo físico, problemas de aprendizaje, trastornos en la conducta, alteraciones del lenguaje y de la capacidad auditiva, anemia y vómito(www.ucbcba.edu.bo; www.sertox.com.ar).

2.4 Vías de exposición humana

La contaminación ambiental por plomo representa un tema muy importante debido a que su uso se incrementa constantemente en las diversas actividades de los seres humanos. Las principales de exposición de este tóxico elemento en el ambiente y que tienen importancia para la salud humana son provocadas por las fuentes industriales y tecnológicas como las minas, fundiciones y refinerías, la fabricación de acumuladores entre otros (Trejo – Martínez, 2001).

La exposición a pequeñas cantidades de plomo puede ocasionar el envenenamiento por acumulación, sin embargo, puede ser subjetivo. En mujeres y niños de pequeñas comunidades donde se llevan a cabo actividades mineras, existe elevado tráfico vehicular y en lugares donde se fabrican objetos de cerámica, estudios realizados indican que la absorción del plomo se incrementa en los niños que viven en áreas cercanas a donde se lleva acabo este tipo de actividades teniendo al aire como la vía más importante de exposición (Olaíz *et al.*, 1997; Hibbert *et al.*, 1999; Azcona – Cruz *et al.*, 2000^a).

La ingestión e inhalación así como el contacto con el suelo y polvo de la vivienda son la primera vía de exposición. Al vivir en lugares con humedad hay una asociación significativa con elevados niveles de plomo en el suelo; también es posible que la elevada humedad propicie la inmovilidad y condensación de partículas, incrementando la deposición de las partículas que contienen metal en el sitio (Meyer *et al.*, 1999; Prospero *et al.*, 1999).

Las vías de exposición más común para los niños son el suelo, el polvo, la pintura así como los objetos con que los niños juegan y están en contacto con estas fuentes, ya que por su hábito de meterse sus juguetes y objetos diversos a la boca son la vía principal de intoxicación en el hogar y la determinación del plomo contenido en estas fuentes son el mejor indicador para predecir elevados niveles de plomo en sangre entre la población expuesta (Lanphear *et al.*, 1999^a; Mielke *et al.*, 1999^a).

2.5 Metabolismo del plomo

El plomo absorbido es depositado en los huesos y en algunos tejidos blandos, su distribución en el organismo depende de la manera de la elevación del plomo; varía en la vascularidad y afinidad intrínseca de los tejidos. Alrededor de 400 µg de plomo son absorbidos diariamente, el 90% del plomo en los humanos esta presente en el esqueleto (Sanin *et al.*, 1998). Su potencial de cambio e intercambio le permite hacerse menos móvil en los huesos con el paso del tiempo, pero es fácilmente movilizado durante fracturas, infecciones crónicas, trastornos metabólicos y embarazo. La retención de plomo en tejidos blandos de los mamíferos es como sigue: hígado > riñones > aorta > músculo > cerebro (Raghunath *et al.*, 2000).

El plomo tiene gran afinidad con el calcio, y en contraparte con éste no es esencial para el organismo. Como un análogo bioquímico del calcio, el plomo interfiere en su metabolismo y muchas funciones biológicas (Hu *et al.*, 1996; Rhainds *et al.*, 1999).

Estudios demuestran que la exposición a bajos niveles de plomo (10 a 15 µg/dL) se correlacionan con daños irreversibles en el cerebro fetal que afectan al oído, la memoria y la atención, enfermedades cardiovasculares, hipertensión, disfunción renal, daño en la síntesis del hueso, daño en la espermatogénesis y osteoporosis. Debido a que estas enfermedades son atribuidas en parte a la interferencia en el metabolismo del calcio por el plomo, los efectos adversos por la carencia del calcio y la elevación en la ingesta del plomo son adicionales (Kafourou *et al.*, 1997; Esteban *et al.*, 1999; Scelfo *et al.*, 2000).

Se han realizado estudios nutricionales para reducir las concentraciones de este metal en el organismo, ya que interactúa con una serie de nutrimentos tanto en su absorción como metabolismo compitiendo principalmente con el calcio, hierro y zinc en la absorción y deposito en los tejidos. Las bajas ingestas del calcio incrementan la absorción del plomo, y al mismo tiempo estimulan la

movilización del metal en los huesos (Lacasaña – Navarro *et al.*, 1996^a; Goyer *et al.*, 1997; Sanin *et al.*, 1998).

Las interacciones entre el calcio y el plomo son probablemente las más estudiadas por los factores nutricionales y los efectos de la toxicidad del plomo tanto clínica como experimentalmente. Las interacciones calcio – plomo son relacionadas con efectos clínicos críticos a nivel celular y molecular, particularmente por los efectos sobre el neurodesarrollo y la neurofunción; el calcio inhibe la absorción del plomo gastrointestinal y su almacenamiento en los huesos, esto facilita su excreción y transporte a órganos blanco o sensibles tales como el cerebro (Goyer *et al.*, 1997).

2.6 Intoxicación por plomo y sus efectos en el organismo

La intoxicación por ingestión se produce a partir de sales de plomo en ciertos alimentos y jugos, el uso de estaño y cerámica esmaltada con plomo, por su utilización en las gasolinas (Kaul *et al.*, 1999). La inhalación del humo con plomo es asimismo común en industrias, zonas mineras, afición a la cerámica, vidrio soplado y en la remodelación de muebles (Esteban *et al.*, 1999; Lurenda y Nam *et al.*, 2000).

Durante décadas los investigadores han observado los incrementos en la absorción de plomo que causan deterioro cognoscitivo en los niños. Estudios en Boston, Cincinnati, Australia, Yugoslavia y Taiwán, presentan que una elevación en los niveles de plomo en sangre en niños de edad preescolar están relacionados con la elevación de los niveles de plomo en el suelo de la vivienda (Lanphear *et al.*, 1996; Rhoads *et al.*, 1999, Soong *et al.*, 1999).

La acumulación del plomo en el cuerpo tiene diversos grados, dependiendo de la naturaleza química del compuesto de plomo en el medio ambiente y el estado de oxidación con que es utilizado. Algunos metabolitos causan alteraciones en la osteólisis y liberación a partir del plomo almacenado en el

esqueleto, y retrasa el cuadro de intoxicación crónica por tiempo indefinido del plomo ingerido (Sanín *et al.*, 1998; Rothenberg *et al.*, 2000).

Los síntomas del envenenamiento por plomo dependen de la severidad de la exposición. Los signos del envenenamiento pueden encontrarse desde síntomas severos a ninguno, sin embargo, su prevención es esencial. Los síntomas graves del envenenamiento por plomo incluyen dolor abdominal, cefalea, vómito, confusión, debilidad muscular, asimismo caída de pelo y anemia (Costa, 1998; Beate *et al.*, 2000).

Los bajos niveles de plomo pueden causar “daño cerebral silencioso” en los niños, induciendo una baja en el coeficiente intelectual (IQ), en la atención, audición, retraso en el habla y otros retrasos en su desarrollo; el envenenamiento ligero puede ser asintomático (Bener *et al.*, 2001; Markus y McBratney, 2001).

La toxicidad del plomo está mas relacionada con los niveles de difusión y al contenido en los tejidos blandos, tal como hígado, riñones y cerebro, que al total contenido en el cuerpo; la distribución del plomo entre órganos blanco y la concentración del plomo difundible en los tejidos blandos es la responsable directa de los síntomas de intoxicación (Bergdahl *et al.*, 1997).

A veces los síntomas de intoxicación por plomo no aparecen inmediatamente después de ingerir dosis tóxicas oralmente, haciendo más difícil la determinación de la dosis letal (Sanín *et al.*, 1998). Las alteraciones que provoca son muy extensas en órganos y sistemas a tal grado que el daño en uno de ellos puede influir en la función de otro. La influencia sobre los sistemas biológicos son efectos que ocurren en los genes. El cáncer, por ejemplo, es resultado de mutaciones en los genes, algunas inducidas por una variedad de factores ambientales y hereditarios a partir de previas mutaciones entre las generaciones (Carpenter, 1998; Costa *et al.*, 1998).

Los efectos que se producen al torrente sanguíneo comprenden la presión sanguínea, síntesis del grupo hem con niveles de 100 – 200 µg/L de plomo en sangre, metabolismo de vitamina D (250 µg/L), velocidad de los nervios periféricos (200 – 300 µg/L), y función cognoscitiva (150 – 200 µg/L) (Beate *et al.*,2000). Una de las manifestaciones clínicas y síntomas por envenenamiento crónico de plomo es la anemia microcítica inducida por niveles de plomo en sangre de 400 µg/L (Beate *et al.*,2000).

2.7 Efectos del plomo en madre e hijo

A niveles tan bajos como 10 µg/dL el plomo puede causar una reducción del cociente intelectual, pérdida en la capacidad de la memoria y retardar el crecimiento. En las mujeres durante la etapa de gestación, los depósitos óseos de calcio así como los de plomo, se pueden remover causando la contaminación del producto, el plomo puede asimismo traspasar la placenta y afectar directamente al feto, ya que desde la vida prenatal el ser humano es más sensible durante su desarrollo embrionario (Esteban *et al.*,1999; Rhains *et al.*,1999; Raghunath *et al.*, 2000; Rothenberg *et al.*, 2000).

Los niveles maternos de plomo son transferidos al feto por la placenta o al alimentarlo con leche materna y la exposición ambiental por el mecanismo mano – boca resultado de grandes niveles de exposición observados durante el desarrollo temprano (Farias *et al.*,1998; Rhains *et al.*,1999).

Las embarazadas pasan parte del plomo en peso de su cuerpo al feto ya que éste es más sensible a los efectos de la exposición al plomo que los adultos, un nivel de plomo no tiene que ser necesariamente constitutivo como riesgo a la salud de la madre, ya que puede afectar al feto adversamente en su desarrollo (Rothenberg *et al.*,1999).

Los daños del plomo en la salud de los niños depende de la dosis a que se fue expuesto, algunas de estas alteraciones pueden presentarse a bajos o moderados niveles de plomo (10 – 25 µg/dL). Estudios previos muestran deficiencias cognitivas y desarrollo físico en infantes asociados con una baja a moderada exposición de plomo; ya que la sensibilidad a los agentes ambientales varía con el estado del desarrollo fetal. De esta forma, los médicos pueden predecir la utilidad de conocer cuáles son los cambios en los niveles maternos de plomo en sangre durante el embarazo y cómo puede ser afectado el feto a esta exposición asociado esta variación (Schell *et al.*, 2000).

Durante el embarazo y lactación tienen lugar importantes demandas de calcio (Ca^{2+}) de la dieta y del almacenamiento fisiológico en los tejidos mineralizados. En el embarazo dos cambios importantes afectan la fisiología del Ca^{2+} : primero, el volumen de sangre se incrementa significativamente, lo cual requiere un incremento de Ca^{2+} circulante para mantenerlo normal [Ca^{2+}]; y segundo, el feto ejerce una demanda de Ca^{2+} para la oscificación y crecimiento. Este segundo requerimiento de calcio es mayor durante el tercer trimestre donde el feto obtiene alrededor de 20 g de los 30 g del requerimiento intrauterino (Sanín *et al.*, 1998; Torres – Sánchez *et al.*, 1999).

2.8 Susceptibilidad de los niños al plomo

La falta de supervisión por parte de los padres durante la infancia (independientemente del estado socioeconómico) ha sido asociada con el incremento en la exposición al plomo. En lugares como estos la población tiene un riesgo mayor haciéndose vulnerables al plomo pero no más susceptibles a los efectos tóxicos ya que éste ha ingresado al organismo (Mielke y Reagan, 1998; 1999b).

Los niños se introducen a su boca todo lo que conocen por lo tanto, cuando el plomo está presente en el polvo, suelo o la pared, es fácil su ingestión. El envenenamiento por plomo como consecuencia en la salud ha sido descrito como la epidemia silenciosa. Los niños y adolescentes son los más susceptibles en la exposición (Mielke *et al.*,1999b; Lanphear *et al.*,1998^a, 1999). La cadena de eventos postulada es que el movimiento del plomo va del suelo al polvo sobre el piso (y/o otras superficies) hasta las manos de los niños (y/o juguetes), finalmente a su sangre (Succop *et al.*,1998; Niemuth *et al.*, 2001).

Entre los factores que incrementan la intensidad de exposición al plomo se encuentra la edad, género, estación del año, hábitos de limpieza personal, estatus socioeconómico, dieta alimenticia y practicas culturales. Estudios en niños prueban que el plomo en suelo es un factor que representa un mayor riesgo exposicional de la población infantil que el contenido en las pinturas; por tanto, el plomo del suelo, es el primer agente causal de preocupación dirigido a la población infantil como riesgo de envenenamiento por plomo (Mielke y Reagan, 1998; Lanphear *et al.*,1998b, 1999).

2.9 Efectos del plomo en el coeficiente intelectual

En diversos estudios se ha utilizado la medición del coeficiente intelectual (CI) con la finalidad de probar el efecto del plomo en el desempeño neuro-conductual. Los niños con altos niveles de plomo de plomo presentan un desempeño más pobre en las pruebas psicométricas, un rendimiento escolar menor y un desarrollo intelectual deficiente en comparación con aquellos que presentan niveles bajos (Azcona Cruz *et al.*, 2000^a).

Un conjunto de estudios ha encontrado efectos de la exposición a plomo en medidas antropométricas de los niños. Otros grupos de estudios han encontrado efectos del plomo sobre la sensibilidad auditiva, el equilibrio y la habilidad motora. Por tanto, la asociación de los niveles de plomo en sangre de los niños y la coordinación visomotora y el equilibrio son importantes. Este tipo de

estudios ayudan a conocer las habilidades específicas que son afectadas por el plomo y explican la reducción en el coeficiente intelectual (Azcona Cruz *et al.*, 2000^a).

En la exposición a plomo se han descrito cambios degenerativos en las motoneuronas y sus axones. La encefalopatía es la manifestación más grave de la intoxicación por plomo y es más frecuente en los niños que en los adultos. Los signos incipientes son torpeza, vértigo, ataxia, caídas, cefaleas, insomnio, inquietud e irritabilidad. La exposición al plomo ocasiona un deterioro psíquico y progresivo en los niños. Sus antecedentes muestran evolución normal durante los primeros 12 a 18 meses de vida, seguido de una pérdida progresiva y constante de sus capacidades motoras y del habla (Azcona Cruz *et al.*, 2000^a).

Además, puede presentarse hipercinesia y conducta agresiva y un cuadro convulsivo de difícil control. La alteración de percepción sensorial impide el aprendizaje normal. Como síntesis de los efectos neurológicos del plomo se pueden mencionar: irritabilidad, pérdidas de las habilidades aprendidas y regresión, mareos, vómitos persistentes, incoordinación, debilidad y parálisis, cefalea, neuropatías periféricas, estupor, convulsiones, ataxia, edema y/o atrofia de papila, pigmentación retiniana y parálisis de nervios craneales (Azcona Cruz *et al.*, 2000^a).

2.10 Poblaciones de alto riesgo en Vetagrande

Debido a que los contaminantes presentes en el sitio son metales, los niños menores de 6 años y las mujeres en edad gestante son los grupos poblacionales que están en mayor riesgo de contaminación e intoxicación por plomo (Sanín *et al.*, 1998; Mielke *et al.*, 1999b; Lanphear *et al.*, 1999).

2.11 Tóxicos presentes en Vetagrande

Debido a que la minería es la actividad prevalente en la región, la mina más próxima a la comunidad y que se encuentra en operación (las Musas) junto con la planta de beneficio son las fuentes probables de la contaminación del sitio. Por lo tanto, los tóxicos más importantes en el área serían los metales pesados generados desde la extracción hasta la separación del mineral destacando el plomo. Sin embargo, otros metales podían encontrarse a niveles importantes de toxicidad entre los cuales se podría listar al cadmio, arsénico, mercurio y zinc (O' Rourke *et al.*, 1999; Carpenter *et al.*, 1999; Meyer *et al.*, 1999).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Sitio experimental

Vetagrande, Zacatecas. Se ubica en la región central o de los valles del Estado. La cabecera municipal se encuentra a los 22° 50' Latitud Norte y 102° 33' Longitud Oeste (CRM, 1991). La temperatura media es de 16° C. En invierno la temperatura desciende hasta -10° C. La precipitación media anual es de 700 mm; los vientos dominantes son: en primavera, verano y otoño son de Sur, Norte, Este, Oeste, Sureste, Noreste y Suroeste, a una velocidad media de 8 Km/H y en invierno de 11 Km/H (SSZ, 1999).

3.2 Muestreo

Se obtuvieron muestras sanguíneas de 33 niños y del total de las mujeres embarazadas y las lactantes del municipio de Vetagrande, Zacatecas. También se obtuvieron muestras del suelo de las casas de las personas seleccionadas para el estudio. Durante la visita se pidió la autorización de los padres de familia para la participación de sus hijos en el estudio, así como de ellos mismos.

Por cuestiones prácticas las muestras se obtuvieron en dos momentos diferentes, el primero el 19 de Agosto y el segundo del 8 al 19 de Octubre del 2001. Los muestreos se realizaron tomando una muestra aleatoria y representativa de la población de niños con edades entre 0 y 12 años, así como del total de las mujeres embarazadas y las lactantes de Vetagrande, ya que son los grupos de la población que han sido señalados como los de mayor riesgo (Gomaa *et al.*, 2002).

En el anexo se muestra el procedimiento utilizado en la determinación de la muestra representativa de niños. El análisis de las muestras de sangre y suelo se realizó en el laboratorio de Toxicología Ambiental de la Facultad de Medicina de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

3.3 Obtención de las muestras sanguíneas

La sangre se recolectó mediante venopunción (10 cm³), utilizando tubos al vacío (Vacutainer) con anticoagulante EDTA. El procedimiento empleado fue localizar la vena media para después limpiar la superficie del antebrazo con una torunda y alcohol. El material utilizado para la recolección de las muestras de sangre todo fue nuevo y estéril y se utilizó en una sola ocasión; las muestras se mantuvieron en hieleras con gel de transportación a una temperatura aproximada de 8 a 10°C y refrigeradas hasta su análisis (Lanphear *et al.*, 1999; Binns *et al.*, 1999; Rothenberg *et al.*, 1999; Moline *et al.*, 2000).

3.4 Procedimiento para la determinación de plomo en sangre

La cuantificación se hizo por Espectrofotometría de Absorción Atómica con horno de Grafito (Subramanian, 1987; Mielke y Reagan, 1998; Lanphear *et al.*, 1999; Binns *et al.*, 1999; Moline *et al.*, 2000). La determinación de plomo en sangre se realizó de la siguiente forma: primero se adiciona a la sangre Tritón X-100 al 0.5% y modificador (fosfato de amonio al 0.5%) para acondicionar la muestra antes de su análisis, después se acidifica con HNO₃ al 0.2% y se lee en el espectrofotómetro donde se obtienen espectros de la lectura de las muestras, en éstos se ubican picos cuya posición en el espectro identifica el elemento de interés y el área bajo la curva nos indica la cantidad del elemento. El cálculo de la concentración de plomo en las muestras se determinó mediante la ecuación de la recta de calibración del instrumento (PROY-NOM-199-SSA1-2000).

Esta recta se obtuvo mediante la preparación de 5 concentraciones a partir del estándar de trabajo cuya concentración es de 1000 µg/dL de plomo, las concentraciones fueron: 5, 10, 25, 50 y 75 µg/dL, de estos valores se realizó la regresión lineal por mínimos cuadrados.

3.5 Recolección de las muestras de suelo

Se recolectaron 21 muestras de suelo, estas muestras pertenecen a las viviendas de las personas seleccionadas aleatoriamente incluyendo una muestra del suelo del jardín de niños, la escuela primaria, la mina y la planta de tratamiento. Las muestras se obtuvieron directamente del suelo a una profundidad de 2.5 cm (Mielke *et al.*, 1999b) se etiquetaron y guardaron en bolsas de plástico hasta su procesamiento.

Las muestras se obtuvieron con un instrumento de plástico libre de contaminación por metales pesados en forma de sacabocado cilíndrico. Algunas de las muestras de suelo presentaron niveles diversos de humedad, con el fin de eliminar este factor, se secaron en una estufa a una temperatura de 50°C por espacio de 24 horas (Mielke *et al.*, 1999b). Las muestras se trasladaron al Laboratorio de Toxicología Ambiental de la Facultad de Medicina de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí donde se efectuó el análisis.

3.6 Procedimiento para la determinación de plomo en suelo

Para la determinación de plomo en suelo las muestras secas se tamizaron con el fin de facilitar su manejo y análisis. De cada muestra de suelo se obtuvieron 0.5 gramos que se mezclaron con 10 ml de HNO₃ al 25% y se digirieron en un horno de microondas por media hora a una presión de 5.63 kg/cm². Estas muestras se filtraron y se les agregó un modificador de matriz (fosfato de amonio al 0.5% en HNO₃ al 0.2%) y se analizaron en el espectrofotómetro de Absorción Atómica con horno de grafito.

Con el fin de determinar el nivel de plomo en suelo se realizó un estudio para determinar el nivel de recuperación del plomo durante el tratamiento y lectura de las muestras. En este estudio se utilizó una muestra estándar de suelo con plomo del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología de los

Estados Unidos (NIST Montana Soil No. 2710). Se encontró que la técnica de Espectrometría de Absorción Atómica tiene una eficiencia del 95% en la determinación de plomo.

3.7 Análisis de las muestras

Los análisis se efectuaron por duplicado independiente para las muestras de sangre y suelo (Rothenberg *et al.*, 1993, 1999, 2000). Durante las mediciones de plomo en las matrices de sangre y de suelo los materiales utilizados, como el material de vidrio y los instrumentos, se lavaron con una solución de ácido nítrico al 10% y enjuagaron con agua desionizada antes de su uso.

3.8 Análisis estadístico (anexo)

El tratamiento estadístico para las concentraciones de plomo en sangre se realizó tomando como base que una población no expuesta a plomo biodisponible en el ambiente tiene una concentración de plomo en sangre < a 10 µg/dL. Para establecer si una persona está contaminado por tener altas concentraciones de plomo en sangre, deberá tener una concentración superior a los 10 µg/dL de plomo en sangre (Lanphear *et al.*, 1998^a; PROY-NOM-199-SSA1-2000).

Con los valores de plomo en suelo, la población de Vetagrande se dividió en círculos concéntricos y en cada uno de estos se obtuvo la cantidad de plomo promedio, con el fin de establecer las zonas de la población con concentraciones promedio del plomo en suelo, esto se muestra en el anexo.

Con los valores de plomo encontrados en las muestras de sangre y suelo se obtuvo un modelo con la intención de establecer una correlación. Los detalles de este procedimiento se describen en el anexo.

IV. RESULTADOS

Los resultados de la concentración de plomo en sangre distribuidos por la edad que se encontró en los niños se muestran en el cuadro 2. En éste también se incluyen la cantidad de niños, y el porcentaje que estos representan, que tuvieron niveles de plomo en sangre mayores a los 10, 15 y 20 $\mu\text{g/dL}$.

Cuadro 2. Concentración promedio de los niveles de plomo en sangre para niños y niñas con edad \leq a 12 años, n = 33.

Edad [años]	N	Concentración promedio de plomo en sangre [$\mu\text{g/dL}$]	No. de niños con concentración de plomo en sangre:		
			> 10 $\mu\text{g/dL}$ %	> 15 $\mu\text{g/dL}$ %	> 20 %
< 2	5	16.27 \pm 8.82	4 (12.1)	1 (3.0)	0
2 – 3	6	23.44 \pm 5.24	6 (18.1)	5 (15.1)	5 (15.1)
3 – 4	6	15.20 \pm 6.65	4 (12.1)	3 (9.0)	2 (6.0)
4 – 5	3	18.67 \pm 7.37	3 (9.0)	2 (6.0)	1 (3.0)
5 – 6	4	15.41 \pm 7.33	3 (9.0)	1 (3.0)	1 (3.0)
6 – 7	5	14.08 \pm 7.91	3 (9.0)	1 (3.0)	1 (3.0)
7 – 12	4	11.46 \pm 5.39	2 (6.0)	1 (3.0)	0

En el Cuadro 2 se observa que el grupo de niños y niñas con mayor concentración promedio es el grupo con edades entre los 2 y los 3 años que es el mismo grupo que presentan una mayor cantidad de niños con concentraciones por encima de los 20 $\mu\text{g/dL}$, que representa aproximadamente el doble del valor considerado como inocuo. El grupo de niños que presenta la concentración promedio más pequeña es el de los 7 y 12 años con 11.46 $\mu\text{g/dL}$, donde solo 1 de 4, esto es el 3% del total de niños presenta niveles por encima de los 20 $\mu\text{g/dL}$.

Del total de niños analizados en nuestro estudio, el 24.24% de los infantes presentaron concentraciones que superan a los 10 $\mu\text{g/dL}$, y en este grupo la concentración promedio fue de 18.73 $\mu\text{g/dL}$.

En el Cuadro 3 se muestran los resultados de las concentraciones promedio de plomo en sangre encontrada en las mujeres embarazadas y en estado lactante. Las concentraciones se reportan en función al grupo de edad.

En este grupo la más joven era una mujer en estado de gravidez y la de mayor edad era una mujer de 47 años que estaba en estado de lactación.

Cuadro 3. Concentración promedio de los niveles de plomo en sangre en mujeres embarazadas y lactando, n = 13

Edad [años]	n	Concentración promedio de plomo en sangre $\mu\text{g/Dl}$	No. de mujeres con concentraciones de plomo en sangre:		
			> 10 $\mu\text{g/dL}$ %	> 15 $\mu\text{g/dL}$ %	> 20 $\mu\text{g/dL}$ %
14 – 25	4	12.50 \pm 10.47	1 (7.69)	1 (7.69)	1 (7.69)
25 – 30	4	15.79 \pm 10.37	2 (15.4)	2 (15.4)	2 (15.4)
30 – 35	3	7.00 \pm 1.00	0	0	0
35 – 50	2	5.50 \pm 2.12	0	0	0

El ordenamiento y agrupación de las mujeres por edad se hizo de manera similar a la de los niños. De acuerdo a estos datos se observó que el conjunto de mujeres con edades de 25 a 30 años tuvo una concentración promedio (de 15.79 $\mu\text{g/dL}$) mayor a la de los demás grupos formados. En este grupo 2 de las 4 mujeres tuvieron una concentración de plomo en sangre mayor a los 20 $\mu\text{g/dL}$, que representa el 50% del total de mujeres en este grupo y el 15.4% del total de mujeres analizadas. La concentración promedio menor se encontró en el grupo con edades de 35 a 50 años con 5.50 $\mu\text{g/dL}$.

De las 13 mujeres analizadas el 69.23% estaban embarazadas y 30.77% estaban lactando; el promedio del contenido de plomo en sangre en este grupo fue de 11.16 $\mu\text{g/dL}$, que está por encima de los 10 $\mu\text{g/dL}$.

En función de sus edades los niños permanecen durante la mañana en su casa, en el kínder o en la escuela primaria. Mediante un análisis de varianza (ANOVA) se compararon las concentraciones de plomo en sangre encontradas en niños y niñas para determinar si los niveles promedio de plomo en sangre

varían con el sitio donde los niños permanecen. Los valores promedio de plomo en sangre distribuidos por género y por sitio de permanencia se muestran en el cuadro 4.

Cuadro 4. Distribución de las concentraciones promedio de plomo en sangre de niños y niñas de acuerdo a su permanencia y al género.

Sitio	Cantidad de niños (n)	Cantidad de niñas (n)	Concentración promedio de plomo en sangre ($\mu\text{g/dL}$) para todos los niños
Casa	7	4	19.7682 ± 7.3496
Kínder	4	3	14.3100 ± 5.3867
Primaria	9	5	14.7047 ± 7.1191
Concentración promedio de plomo en sangre por género.	17.16350 ± 6.639286	14.99385 ± 7.892047	

De acuerdo a los datos obtenidos mediante el ANOVA se encontró que los niveles promedio de plomo en sangre encontrados en todos los infantes analizados no varían con el sitio de permanencia ($p < 0.90$).

Para determinar si las concentraciones promedio de plomo en sangre encontrada en los niños es estadísticamente diferente al promedio encontrado en las niñas se aplicó la prueba t Student.

Los valores promedio de ambos grupos (niños y niñas) se calcularon excluyendo los valores menores a los $10 \mu\text{g/dL}$, los valores promedio y la cantidad de infantes en cada grupo se muestran en el Cuadro 5.

Cuadro 5. Promedios de la concentración de plomo en sangre por género para los infantes con concentraciones mayores a $10 \mu\text{g/dL}$.

Grupo	Promedio de plomo en sangre [$\mu\text{g/dL}$]	Número de infantes
Niños	18.605 ± 6.126	17
Niñas	18.859 ± 7.881	8

La probabilidad de que ambos valores sean diferentes es de 6.96%, por tanto no existen diferencias significativas entre el promedio de plomo en sangre en los niños y niñas.

De las 21 muestras de suelo se encontró que 14 de éstas, es decir el 66.7%, presentan niveles de concentración de plomo que superaron los 300 mg Pb/Kg definido como el valor límite para considerar el suelo como contaminado por de plomo (EPA, 1993; Ma y Rao, 1999).

Contrario a los que se esperaba, la concentración de plomo en las muestras obtenidas del suelo de la mina y de la planta de beneficio tuvieron 50.2 y 5.5 $\mu\text{g Pb/g}$ respectivamente, estos valores son menores a los medidos en las muestras obtenidas del suelo de las casas.

En el caso de las muestras obtenidas del suelo de los patios de las casas, el 17.6% de éstos tuvieron concentraciones de plomo menores a los 300 mg Pb/Kg. Cabe hacer mención que las concentraciones de plomo encontrados en las muestras obtenidas del suelo de la escuela primaria, el kínder y la planta de beneficio, fueron las más pequeñas.

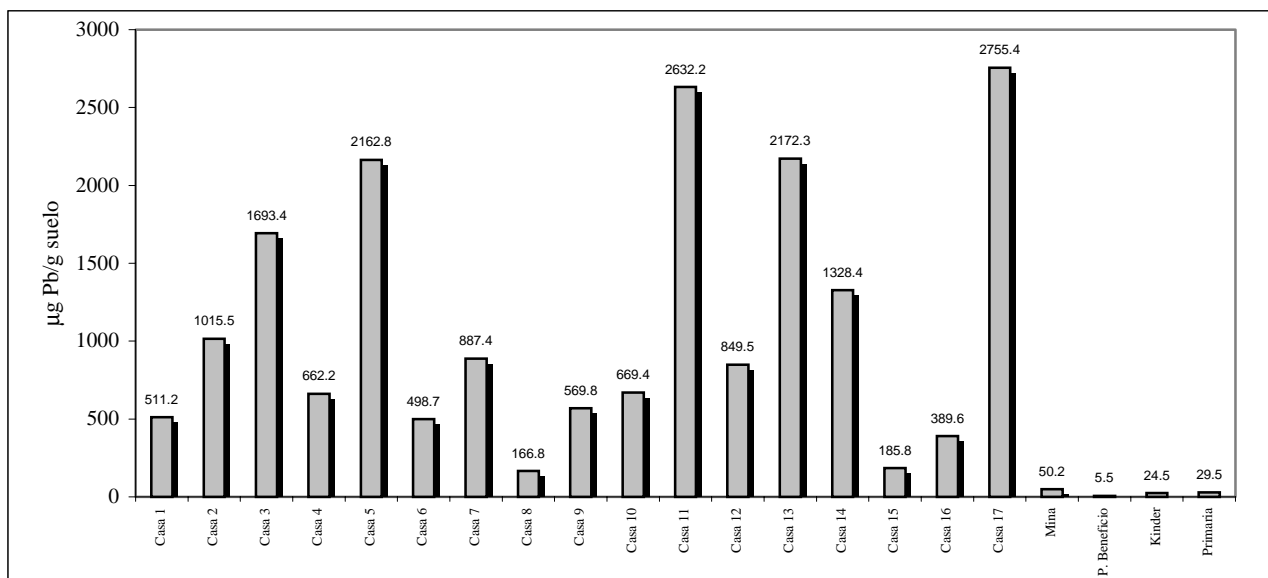


Figura 4. Concentraciones de plomo en suelo de los sitios analizados en Vetagrande (n = 21).

Con el propósito de determinar la relación entre las concentraciones de plomo en sangre y la de plomo en suelo, los datos experimentales junto con el modelo que describe esta relación se muestran en la Figura 5. Para esto, solo se utilizaron los valores de la concentración de plomo en sangre de los individuos que superaron los 10 µg/dL.

El modelo se obtuvo de probar 2000 funciones diferentes, seleccionando la que mejor describe las concentraciones promedio de plomo en sangre en función de la concentración de plomo en suelo.

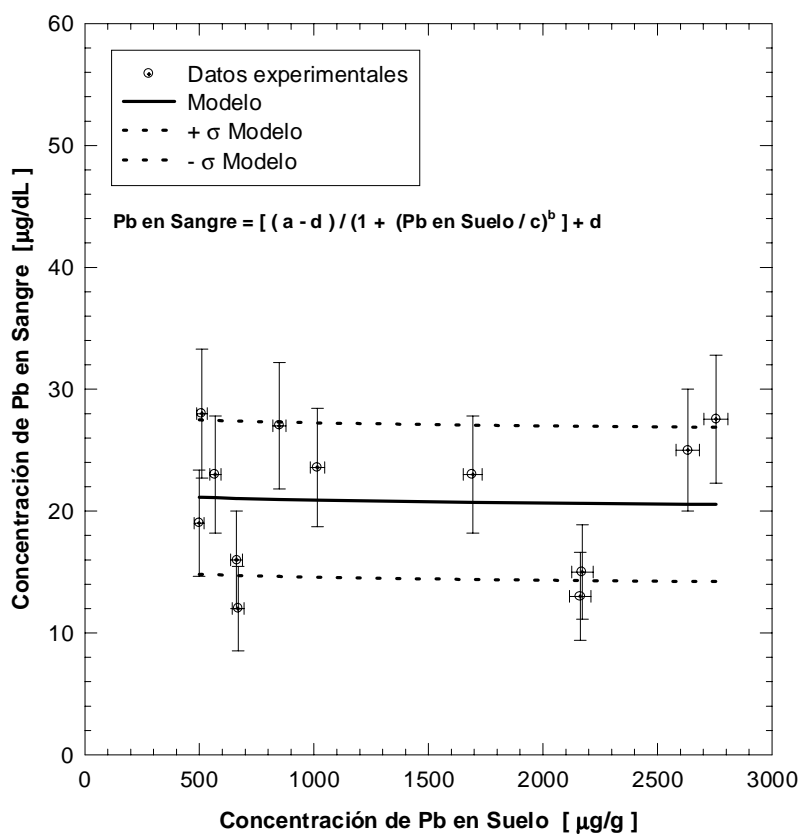


Figura 5. Correlación entre las concentraciones de plomo en sangre de los individuos con concentraciones mayores a 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ y la concentración de plomo en suelo de sus casas.

Del modelo se desprende que la cantidad de plomo en sangre de los individuos de Vetagrande, cuyos niveles superaron los 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$, parámetro normal establecido por la Secretaría de Salud (PROY-NOM-199-SSA1-2000), son independientes de la cantidad de plomo que existe en el suelo.

V. DISCUSIÓN

Con el propósito de determinar si el plomo en el suelo se asocia con las concentraciones de plomo en sangre en el grupo de mayor riesgo (infantes y mujeres embarazadas o en estado lactante) en Vetagrande, Zacatecas se realizó esta investigación. Los resultados muestran que en promedio el plomo en el suelo se encuentra en cantidades importantes (917.14 $\mu\text{g Pb/g}$ suelo) representando una fuente potencial de intoxicación por plomo para la población susceptible.

Al abordar los objetivos específicos para determinar las concentraciones de plomo en sangre de infantes menores a los 12 años, de las mujeres embarazadas y en estado de lactación además de los niveles de plomo contenido en el suelo (patio) de sus viviendas, el kínder, la primaria, la mina que esta en operación y su planta de beneficio, encontramos los siguientes resultados.

De los 33 infantes analizados 20 fueron niños y 13 niñas. Los 33 infantes tuvieron una concentración promedio de 16.03 $\mu\text{g/dL}$, este valor supera los 10 $\mu\text{g/dL}$ considerado como límite según el criterio del CDC de los Estados Unidos de Norteamérica (CDC, 1991) y la SSA (PROY-NOM-199-SSA1-2000). Sin embargo, debido a que el plomo es un elemento no esencial en el organismo, la concentración de plomo en sangre debería ser de 0 $\mu\text{g/dL}$ como lo señala Khan *et al.*, 2001, quien encontró concentraciones promedio de plomo en sangre de 7.9 $\mu\text{g/dL}$ en una población expuesta a plomo en Karachi, Pakistán analizando como fuentes de exposición la pintura con que estaban recubiertas las paredes de las viviendas, la remodelación de las mismas y el plomo contenido en el suelo; aunque, no aclara el porqué de estos resultados o a qué son debidos.

Sólo 2 de las 13 mujeres presentaron concentraciones de plomo en sangre por encima de los 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$, estas concentraciones fueron 22.17 y 27.00 $\mu\text{g}/\text{dL}$. De acuerdo a los hallazgos en sus respectivos estudios, investigadores como Hu *et al.*, (1998), Diab (1999), Mason (2000), Gulson *et al.*, (2000) y Moline *et al.*, (2000) enfatizan que el plomo almacenado en el cuerpo es movilizado a la circulación durante el embarazo y la lactación por los diferentes cambios en el metabolismo del calcio en la madre, ocasionando que el plomo circulante pase vía cordón umbilical al feto o en la leche al ser amamantado al nacer. Este fenómeno se da principalmente en mujeres con un promedio de edad de 36 años (Hernández Ávila *et al.*, 1998).

Al analizar los resultados encontramos que de las 21 muestras de suelo analizadas el 67% tiene concentraciones de plomo por encima de los 300 mg Pb/Kg suelo, valor límite establecido por la EPA (1993) para clasificar el suelo como contaminado, ya que con niveles que excedan los 400 mg Pb/Kg es requerida la remediación para disminuir sus concentraciones de igual manera señalado por Ma y Rao (1999) quienes afirman que un suelo con concentraciones de 2 a 200 mg/Kg contaminado con plomo incrementa el riesgo de intoxicación en los humanos, particularmente en los infantes. Esta aseveración esta basada en su estudio que realizó en jardines de casas ubicadas alrededor de una planta de reciclaje de baterías en Florida, donde las concentraciones promedio encontradas en estos jardines tuvieron rangos de 13 a los 14 100 mg Pb/Kg.

Las muestras de suelo tomadas de las casas presentaron concentraciones de plomo más altas (concentración promedio 1126.49 $\mu\text{g Pb}/\text{g}$) en comparación con las muestras del suelo tomadas en la mina que se encuentra en operación, la planta de beneficio, el kínder y la primaria (concentración promedio 27.42 $\mu\text{g Pb}/\text{g}$). Esto podría ser debido a la acumulación crónica en diferentes sitios,

influenciado por la orografía o topografía, además de que el arrastre pluvial podría generar depósitos en zonas bajas o en pequeñas áreas de encharcamiento.

Al establecer la asociación entre las concentraciones de plomo en sangre con las del suelo, sólo se incluyeron aquellos individuos con niveles de plomo en sangre por encima de los 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$, de estos encontramos que la concentración promedio de plomo en sangre en los individuos es constante e independiente de la cantidad de plomo contenido en el suelo, nuestros hallazgos coinciden con lo reportado por Lanphear *et al.*, (1999) en Rochester, Nueva York al tratar de implementar un método de limpieza para disminuir los niveles de plomo en polvo y suelo de las viviendas analizadas de niños con edades de 6 meses a 2 años quienes presentaron niveles promedio de plomo en sangre de 7.3 $\mu\text{g}/\text{dL}$, y Lynch *et al.*, (2001) en una comunidad minera al Noroeste de Ottawa, Oklahoma quien reportó haber encontrado una concentración promedio de plomo en sangre en los infantes analizados de 13.7 $\mu\text{g}/\text{dL}$ mientras que en sus hogares la concentración promedio de plomo contenido en el suelo fue de 500 mg Pb/Kg.

Tal y como en el estudio realizado por Khan *et al.*, (2001), ni Lanphear ni Lynch *et al.*, (2001) explican cuál o cuáles son los factores que están influyendo para que a pesar de haber encontrado niveles muy elevados de plomo contenido en el suelo de los lugares analizados, exista una independencia respecto a las concentraciones de plomo en sangre encontradas en los infantes analizados.

Al analizar si las concentraciones de plomo en sangre son diferentes entre los niños y las niñas cuyos niveles fueron superiores a los 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ se encontró que no existe diferencia debida al género; resultados similares que nuevamente coinciden con lo reportado por Lanphear *et al.*, (1999) en su estudio realizado en Nueva York.

Respecto a la hipótesis de trabajo planteada, una vez que se concluyó el desarrollo de los objetivos para esta investigación, se comprobó que aunque la cantidad de plomo en el suelo (patio) permite su disponibilidad hacia los infantes y embarazadas que habitan las viviendas, no se encontraron asociaciones directas entre las variables correlacionadas.

Con los resultados obtenidos se responde a la pregunta de sí existe asociación entre los niveles de plomo en el suelo (patio) de las viviendas con las concentraciones de plomo en sangre de los individuos analizados; quedando claro que a pesar de que existen cantidades importantes de plomo en el suelo de las viviendas, no existe una asociación entre las concentraciones de plomo en sangre encontradas en los infantes y mujeres ya que en el análisis estadístico la correlación entre ambas concentraciones fue baja.

Con el presente estudio, no es posible determinar si las altas concentraciones de plomo en suelo se deben a que de manera natural es rico en este elemento tal y como lo señala Lynch *et al.*, (2001), o es debido a la actividad minera que tuvo la comunidad en el pasado, al almacenamiento y depósito de jales en las laderas que rodean al municipio y que al llover la tierra se deslave arrastrando parte de los jales ricos en plomo y con el tiempo se vayan acumulando en el patio de las casas o al enriquecimiento paulatino que se presenta por el transporte del material de la mina al descubierto por el pueblo favoreciendo la acumulación de pequeñas cantidades de plomo en el suelo que ya de por sí contiene altas concentraciones de este metal.

Investigadores como Shorten y Hooven (2000), Mielke *et al.*, (1999), Binns *et al.*, (1999), Kaul (1999), Higgs *et al.*, (1999), señalan que los niños con concentraciones de plomo en sangre por encima de los 10 µg/dL deben ser tratados con agentes quelantes como terapia inicial para evitar las lesiones que ocasiona en el organismo la presencia de altas concentraciones de plomo en

sangre, evitando los severos trastornos que se presentan a temprana edad como el saturnismo, anemias y los más graves cáncer, tumores y daños al sistema nervioso central como también es señalado por Payne – Sturges *et al.*, (2001).

En las embarazadas, el desarrollo fetal se ve alterado si la madre ha sufrido una exposición a plomo durante su embarazo, principalmente durante el segundo y tercer trimestre puesto que el plomo que ingresa al organismo se va acumulando en los huesos de la madre y posteriormente se moviliza a la circulación durante el embarazo y la lactación reabsorbiéndose en el período post – menopáusico. La neurotoxicidad del plomo es más crítica para el feto en desarrollo y el niño en crecimiento que para los adultos; las acciones tóxicas del plomo se atribuyen a su afinidad por los sitios de acción molecular del calcio ya que actúa como sustituto de éste en varios eventos regulatorios intracelulares (Sanín *et al.*, 1998; O’ Connor y Rich, 1999; Moline *et al.*, 2000).

Por tanto, es necesario monitorear los niveles de plomo en sangre durante el embarazo para prevenir cualquier anomalía durante la gestación que desencadene en un daño fisiológico o neurológico al producto señalado por Sanín *et al.*, (1998), Vasken (1998), O’Connor y Rich (1999), Rothenberg *et al.*, (2000), Mason (2000), Moline *et al.*, (2000) en sus estudios al entorno a este problema.

En cuanto a la determinación de plomo en suelo se observó que los sitios ubicados al centro del poblado y prácticamente entre la mina y la planta de beneficio, fue donde se detectaron los lugares con concentraciones altas, mientras que los sitios relativamente más cercanos a estos focos de contaminación (jardín de niños y la escuela primaria) presentaron niveles de plomo en suelo muy por debajo de los establecidos por la Agencia de Protección al medio ambiente (EPA, 1993).

En el caso del kínder y la escuela primaria, el riesgo de intoxicación por la ingestión de plomo proveniente del suelo en los niños es bajo en este caso, debido a que la concentración encontrada de 24.50 y 29.50 $\mu\text{gPb/g}$ de suelo respectivamente esta muy por debajo de los 300 mg Pb/g de suelo valor límite para este metal en suelo al igual que el suelo de la planta de beneficio que tuvo 5.50 $\mu\text{gPb/g}$ de suelo.

Las elevadas concentraciones de plomo en suelo biodisponible que representan un riesgo de intoxicación a futuras generaciones de niños y mujeres embarazadas que habiten Vetagrande queda de manifiesto por la presencia de elevados niveles de plomo sanguíneo en los individuos analizados y las altas concentraciones de plomo en el suelo determinadas.

Respecto a los riesgos que enfrentan los niños menores de 5 años van desde la anemia, daños renales, saturnismo y daño al sistema nervioso central, disminución del cociente intelectual, así como cáncer y tumores ya que la exposición aun a bajas dosis de plomo es particularmente dañino en los infantes a esta edad conforme a lo descrito por Winneke y Krämer (1997), Solé *et al.*, (1998), Walkowiak *et al.*, (1998), Jacob *et al.*, (2000) en sus diferentes investigaciones realizadas en poblaciones expuestas a plomo biodisponible en el ambiente tomando como grupos de mayor riesgo a los infantes, dado que en estos su absorción en el organismo es tres veces mayor que en los adultos.

De acuerdo a nuestros hallazgos, el mayor riesgo de intoxicación por la ingestión o inhalación de plomo proveniente del suelo, es el encontrado en las casas y no así el de la mina, planta de beneficio, kínder o escuela en los cuales la concentración de plomo se encuentra muy por debajo del valor establecido (300 mg Pb/kg de suelo; EPA, 1993). Por tanto es necesario realizar acciones de remediación en los lugares donde las concentraciones de plomo en suelo se encuentren por encima de este valor representando así una fuente potencial de intoxicación para los humanos.

La explicación a los resultados obtenidos en relación a la independencia de las concentraciones encontradas de plomo en sangre con la concentración de plomo en suelo registrada en las viviendas, es que a pesar de que la concentración de plomo en suelo sea grande, la cantidad de plomo en sangre fue prácticamente constante debido a que la incorporación de plomo depende de factores como el tiempo de exposición al suelo rico en plomo según lo descrito por Gulson *et al.*, (1997), Mielke *et al.*, (1999), Kuangfei *et al.*, (1999), Rothenberg *et al.*, (2000).

Estos investigadores afirman que la permanencia en lugares con concentraciones de plomo por encima de los 300 mg Pb/Kg como casas construidas antes de 1970 o pintadas y remodeladas con pintura hecha a base plomo, tienen una influencia directa con los niveles de plomo en sangre de niños que las habitan por el hecho de que se meten a la boca todo lo que encuentran y entre los objetos que se introducen se encuentran juguetes sucios de tierra y el masticar pedazos de pintura (Mielke *et al.*, 1999; Kuangfei *et al.*, 1999; Rothenberg *et al.*, 2000).

Otro factor importante que puede estar influyendo en la dispersión de los resultados obtenidos para que no exista una heterogeneidad en las concentraciones de plomo en suelo encontradas es el hecho de que el pueblo de Vetagrande se localiza geográficamente entre un cañón rodeados por cerros, algunos creados con jales que son desechos de la actividad minera que tuvo lugar en el pasado y conforme existen deslaves de estos cerros ocasionados por las lluvias, la tierra proveniente de estos cerros se desplaza hasta el patio de las viviendas favoreciendo su almacenamiento con el paso del tiempo.

Igualmente, otro factor que influye en esta situación es la irregularidad del terreno y la ubicación de las viviendas que se localizan ya sea en la parte baja de alguna colina o arroyo a la misma altura donde pasan los vientos dominantes (en primavera, verano y otoño del Sur, Norte, Oeste, Sureste, Noreste y

Suroeste a razón de 8 Km/h; y en invierno a una velocidad promedio de 11 Km/h), lo que puede ocasionar el arrastre de partículas de plomo provenientes del polvo expulsado de la mina y que se almacena periódicamente con el tiempo por su deposición en el suelo de estas viviendas.

Por lo tanto, a pesar de que el plomo en el suelo de las viviendas está disponible para las personas que las habitan en concentraciones que fluctúan desde los 500 $\mu\text{g/g}$ a 2500 $\mu\text{g/g}$ de suelo, no existió una correlación positiva con la concentración de plomo en sangre de los niños y mujeres embarazadas de Vetagrande, Zacatecas, esto puede explicarse por la influencia de los hábitos higiénicos alimenticios de las personas y el cuidado que deben tener principalmente con los niños. Los hallazgos de esta investigación no permiten soportar el planteamiento hipotético de este estudio.

VI. CONCLUSIONES

Por los resultados obtenidos en el estudio queda claro que pese a que el suelo contiene elevados niveles de plomo, al menos en este tiempo la mina que opera actualmente en Vetagrande no es la responsable de la contaminación, siendo quizá la naturaleza del suelo la responsable. Así, se puede concluir del trabajo que:

1. La superficie del suelo de Vetagrande tiene elevados niveles de plomo (concentraciones que tienen un rango entre los 498.7 y 2755.4 $\mu\text{g Pb /g}$ suelo) y que están por encima de los 300 mg Pb /Kg suelo para que el suelo no sea considerado como contaminado por este metal, debido a su enriquecimiento natural por la presencia de éste y otros metales que se encuentran de forma ordinaria en él, además de las condiciones de trabajo que prevalecen en la zona propiciando aún más su acumulación, ya de por sí rica en el suelo.

2. Con fundamento en los resultados obtenidos de los valores promedio para las concentraciones de plomo en sangre en niños y niñas por su permanencia en sitios establecidos durante la mañana – tarde, no hay variación ni influencia alguna debida a su estancia a un lugar en particular durante el día.

Este hecho quedo comprobado al realizar la comparativa entre las concentraciones promedio de plomo en sangre para el total de niños y niñas por género con niveles mayor a los 10 $\mu\text{g/dL}$, donde se confirma este suceso ya que los valores tienen una diferencia estadística de 6.96% de probabilidad.

3. La explicación probable a los elevados niveles de plomo en sangre encontrados principalmente en los niños son los hábitos higiénicos y el cuidado de los padres en los niños que tuvieron niveles de plomo en sangre por encima de los 10 $\mu\text{g/dL}$ que es la concentración máxima permisible para este metal en

sangre, debido a que los niños absorben tres veces más plomo en comparación con los adultos y el riesgo se incrementa al mascar objetos que se encuentran tirados en el suelo y el meterse las manos sucias a la boca después de haber estado jugando en el suelo.

Esto confirmó porqué en el grupo de las mujeres embarazadas sólo dos de las 13 analizadas presentaron concentraciones de plomo en sangre mayor a los 10 $\mu\text{g/dL}$ indicando que a pesar de que en 5 de las viviendas de ellas el suelo tiene concentraciones por encima de los 300 mg Pb/Kg, sus niveles de plomo en sangre se encuentran por debajo del valor límite.

4. De acuerdo a lo observado en el modelo que relaciona la concentración de plomo en sangre en función de la concentración de plomo en suelo, se encontró que la concentración de plomo en sangre no está asociada con la concentración de plomo en suelo encontrado en la vivienda.

La pregunta planteada en este trabajo quedó contestada ya que no se encontró asociación entre las concentraciones de plomo encontradas en la sangre de los individuos analizados con las existentes en el suelo de Vetagrande. Sin embargo, aunque dicha asociación no se encontró queda como incógnita el aclarar porqué a pesar de existir elevados niveles de plomo en la sangre principalmente de los infantes no hay una relación directa de acuerdo al modelo estadístico empleado con los elevados niveles de plomo contenido en el suelo. Para establecer con certeza las causas que propician el alto contenido de plomo en el suelo es necesario profundizar más en este estudio.

VII. ANEXO

Cálculo del tamaño de la muestra

La población total de niños menores de 6 años en Vetagrande es de 1122 individuos (INEGI, 2000). Para calcular el tamaño de la muestra representativa del total de los 1122 niños se utilizó el procedimiento descrito por Lyman (1993).

El procedimiento utilizado es el siguiente: de un total de N especímenes, un subconjunto n de éstos cuyas características puedan ser extendidas al total de individuos con un coeficiente de confianza de α se obtiene mediante:

$$\eta = \frac{Z_{\alpha/2}^2 \frac{\alpha}{2} \pi (1 - \pi)}{E^2} \quad (1)$$

donde:

E.- Es el error máximo aceptable, es la exactitud probabilística deseable (5% = 0.05).

π .- Porcentaje estimado de la población que tienen el problema que se debe estudiar (50% = valor que arroja n_{\max}).

α .- Nivel deseado de confianza (confiabilidad, 95%).

$Z_{\alpha/2}^2$.- Área bajo la curva Normal.

La población a muestrear es:

$$n = \frac{N - \eta}{N + \eta - 1} \quad (2)$$

Sustituyendo los datos en la ecuación (1),

$$\eta = \frac{(1.96)^2 \frac{0.5}{2} (1 - 0.5)}{(0.12)^2} = 33.34$$

sustituyendo el valor de η y de N en la ecuación (2) nos permite obtener el tamaño de la muestra representativa,

$$n = \frac{(1122) (33.34)}{1122 + (33.34 - 1)} = 32.40$$

esto implica que debemos hacer el estudio en 32 niños.

La selección de los 32 niños se realizó al azar de la siguiente forma: con un plano de la comunidad de Vetagrande se hizo una cuadrícula de 50 cuadros a los que se les asignó un número entero. Con un generador de números aleatorios se obtuvieron 32 números aleatorios eliminando aquellos que se repitieron y se localizaron aquellos sitios donde los números aleatorios coincidieron en los de la cuadrícula del plano. Con esto se identificaron los domicilios seleccionados y se pidió permiso a los habitantes de éstos para tomar las muestras sanguíneas y del suelo.

Análisis estadístico

Una población no expuesta contiene una concentración de plomo en sangre <10 $\mu\text{g/dL}$. Así, la distribución de plomo en sangre en una población no expuesta sería una función constante definida por una cota superior de 10 $\mu\text{g/dL}$. Para determinar si un individuo en particular está contaminado con plomo en sangre,

deberá de tener una concentración igual o mayor a 10 µg/dL (Lanphear *et al.*, 1998).

Con los valores de las concentraciones de plomo en suelo se intentó establecer una correlación con las concentraciones de plomo en sangre utilizando el modelo empírico descrito por Mielke *et al.*, (1999). Se realizó una prueba de bondad de ajuste del modelo mediante la prueba de la χ^2 .

El análisis de los datos experimentales para expresar la correlación entre los individuos que tienen concentraciones de plomo en sangre por encima de los 10 µg/dL y la concentración de plomo en suelo presente en sus viviendas fueron ajustados a un modelo empírico logístico. El modelo empírico se obtuvo con la intención de encontrar una expresión analítica que nos permitiera expresar la concentración de plomo en sangre en función de la concentración de plomo en suelo, sólo para aquellos individuos que de acuerdo a la SSA están en riesgo, es decir para los que presentaron concentraciones de plomo mayores a los 10 µg/dL. El modelo empírico utilizado se obtuvo mediante ensayo y error probando diferentes modelos y encontramos que el modelo que mejor describe estos datos es,

$$Conc. Pb Sangre = \frac{a - b}{1 - \left(\frac{Conc. Pb Suelo}{c} \right)^b} + d \quad (3)$$

El valor de los parámetros a, b, c y d, del modelo se obtuvieron mediante la técnica de regresión por mínimos cuadrados ponderados (Vega-Carrillo, 1989a, 1991). Los factores de ponderación, w, fueron el recíproco de la suma de las varianzas de la concentración de plomo en suelo y en sangre. Los valores de los parámetros de modelo son a = 28.9887, b = 0.0920, c = 313.4781, d = 13.6287. El modelo tiene una desviación estándar de 6.33. El modelo que se muestra en la figura 8.

Para probar la validez del modelo empírico se utilizó la prueba de la χ^2 de la siguiente forma:

Planteamiento de la hipótesis estadística:

Ho: Los datos experimentales se describen mediante el modelo empírico

Ha: Los datos experimentales no se describen mediante el modelo empírico.

Estadístico de prueba:

Prueba de la χ^2 para 11 grados de libertad y un nivel de confianza del 95%

Criterio de rechazo:

Si la χ^2 Calculada es mayor o igual a la χ^2 de Tablas rechace Ho y acepte Ha.

En el Cuadro 1 se muestran los valores de la concentración de plomo en suelo y los valores de la concentración de plomo en sangre en función de la concentración de plomo en suelo obtenidos por el modelo y el resultado de la χ^2 calculada.

Obtención de la χ^2 Calculada:

Cuadro 1. Valores de plomo en suelo y sangre y prueba de ajuste de χ^2 para concentración de plomo en sangre.

Dato	Concentración de Pb en suelo [$\mu\text{g/g}$]	Concentración observada de Pb en sangre [$\mu\text{g/dL}$]	Concentración calculada de Pb en sangre [$\mu\text{g/dL}$]	$\frac{(\text{Conc. Pb Sangre}_{\text{obs}} - \text{Conc. Pb Sangre}_{\text{cal}})^2}{\text{Conc. Pb Sangre}_{\text{cal}}}$
1	498.7 \pm 22.3	19.0 \pm 4.4	21.145	0.218
2	511.2 \pm 22.6	28.0 \pm 5.3	21.136	2.229
3	569.8 \pm 23.9	23.0 \pm 4.8	21.098	0.172
4	662.2 \pm 25.7	16.0 \pm 4.0	21.044	1.209
5	669.4 \pm 25.9	12.0 \pm 3.5	21.041	3.885
6	849.4 \pm 29.1	27.0 \pm 5.2	20.957	1.743
7	1015.5 \pm 31.9	23.6 \pm 4.9	20.894	0.343
8	1693.4 \pm 41.2	23.0 \pm 4.8	20.714	0.252
9	2162.8 \pm 46.5	13.0 \pm 3.6	20.628	2.821
10	2172.3 \pm 46.6	15.0 \pm 3.9	20.627	1.535
11	2632.2 \pm 51.3	25.0 \pm 5.0	20.560	0.959
12	2755.4 \pm 52.5	27.6 \pm 5.2	20.543	2.390

$$\chi^2_{\text{Calculada}} = 17.754$$

De tablas (Kokoska y Nevison, 1988), se obtuvo el valor de la χ^2_{Tablas} para 11 grados de libertad y un nivel de confianza de 95%:

$$\chi^2_{\text{Tablas}} = 19.675$$

Conclusión:

Como $\chi^2_{\text{Calculada}}$ es menor a la χ^2_{Tablas} se acepta H_0 .

Esto implica que la expresión analítica (modelo obtenido empíricamente),

$$\text{Conc. Pb Sangre}(\text{Conc. Pb Suelo}) = \frac{28.99 - 13.63}{1 + \left(\frac{\text{Conc. Pb Suelo}}{313.48}\right)^{0.092}} + 13.63, \quad (4)$$

describe la correlación que existe entre las concentraciones de plomo en sangre en función de la de plomo en suelo.

El plano de la comunidad de Vetagrande se dividió en 6 regiones circulares tomando como punto de referencia al centro de la comunidad con un radio de 36 m de extensión para cada región cubriendo la extensión territorial de la cabecera municipal y se determinó el promedio de la concentración de plomo en suelo con el fin de establecer regiones con concentraciones de éste. Las concentraciones promedio para cada una de las zonas se muestran el cuadro siguiente:

Cuadro 4. Concentración promedio de plomo en suelo en las 6 zonas en que se dividió la cabecera municipal de Vetagrande.

Zona	Concentración promedio de plomo en suelo $\mu\text{g Pb/g}$ de suelo
1	729.30 ± 27.00
2	1176.66 ± 34.30
3	961.73 ± 31.00
4	455.95 ± 21.30
5	1104.62 ± 33.20
6	310.00 ± 17.60

VIII. BIBLIOGRAFÍA

Azcona – Cruz M.I., Rothenberg S.J., Schnnas – Arrieta L., Romero – Placeres M., Perroni – Hernández E. (2000^a). Niveles de plomo en sangre en niños de 8 a 10 años y su relación con la alteración en el sistema visomotor y del equilibrio. *Salud Pública de México*. 42: 4, 279 – 287.

Azcona – Cruz M.I., Rothenberg S.T., Schaas L., Zamora Muñoz J.S., Romero – Placeres M. (2000b). Lead - glazed ceramic ware and blood lead levels of children in the City Oaxaca, Mexico. *Archives of Environmental Health*. 55: 3, 217 – 222.

Bener A., Almehdi A. M., Alwash R., Al – Neamy F. R. M. (2001). A pilot survey of blood lead levels in various types of workers in the United Arab Emirates. *Environment International*. 27: 311 – 314.

Beate J., Beate R., Joachim H., Bernd Hoelscher, and H – Erich W. (2000). The Effect of Low – Level Blood Lead on Hematologic Parameters in Children. *Environmental Research Section A* 82. 150 – 159.

Benin A.L., Sargent J.D., Dalton M., and Roda S. (1999). High concentrations of heavy metals in Neighborhoods near ore smelters in Northern Mexico. *Environmental Health Perspectives*. 107: 4, 279 – 284.

Bergdahl I.A., Gerhardsson L., Schjütz A., Desnick R.J., Wetmur J.G., Skerfving S. (1997). Delta – aminolevulinic acid dehydratase polymorphism: influence on lead levels and kidney function in humans. *Archives Environmental Health*. 52. 2: 91 – 106.

Berglund M., Lind B., Sörensen S., Vahter M. (2000). Impact of soil and dust lead on children's blood lead in contaminated areas of Sweden. Archives of Environmental Health. 55, 2: 93 – 97.

Binns H.J., LeBailly S.A., Fingar A.R., Saunders S. (1999). Evaluation of risk assessment questions used to target blood lead screening in Illinois. Pediatrics. 103: 1, 100 – 106.

Börjesson J., Bellander T., Jarup L., Elinder C. G., Mattsson S. (1997). In vivo analysis of Cadmio in battery workers versus measurements of blood, urine, and workplace air. Occupational and Environmental Medicine. 54, 6: 424 – 431.

Carpenter D. O., (1998). Health Effects of metals. Central Europe Journal Public Health. 6. No. 2, 160 – 163.

Carpenter D.O., Cikrt M., and Suk W.A. (1999). Hazardous wastes in eastern and central Europe: technology and health effects. Environmental Health Perspectives. 107, 4: 249 – 250.

Centers for Disease control. (1991). Preventing Lead Poisoning in Young Children. U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA.

Costa L.G. (1998). Signal Transduction in Environmental Neurotoxicity. Annual Review Pharmacology and Toxicology. 38. 21 – 43.

Diab R.D. (1999). A note on changes in atmospheric lead content in seven cities in South Africa. South African Journal of Science. 95, 117 – 121.

Diagnóstico de Salud del Municipio de Vetagrande. Secretaría de Salud del Estado de Zacatecas, 1999.

Environmental Protection Agency (EPA). (1993). Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge Final Rules. Federal Register, Part II 40 CFR Part 257 et al. 58.

Esteban E., Rubin Ch., Jones R.L., Noonan G. (1999). Hair and blood as substrates for screening children for lead poisoning. Archives of Environmental Health. 54, 6: 436 – 440.

Farias P., Hu H., Rubenstein E., Meneses González F., Fishbein E., Palazuelos E., Aro A., and Hernández Ávila M. (1998). Determinants of bone and blood lead levels among teenagers living in urban areas with high lead exposure. Environmental Health Perspectives. 106, 11: 733 – 737.

Furman A., and Laleli M. (2000). Semi – occupational exposure to lead: A case study of child and adolescent street vendors in Istanbul. Environmental Research. 83, 1 – 5.

Furman A., and Laleli M. (2001). Maternal and umbilical cord blood lead levels: An Istanbul study. Archives of Environmental Health. 56, 1: 26 – 28.

Gomaa A., Hu H., Bellinger D., Schwartz J., Tsai S.W., Gonzalez – Cossio T., Schnaas L., Peterson K., Aro a., and Hernández Avila M. (2002). Maternal bone lead as an independent risk factor for fetal neurotoxicity study. Pediatrics. 110, 1: 110 – 118.

Goyer R. A. (1997). Toxic and Essential Metal Interactions. Annual Review Nutrition. 17: 37 – 50.

Gulson B.J., Jameson C., Mahaffey K., Mizon K., Korsch M., and Vimpani G. (1997). Pregnancy increases mobilization of lead from maternal skeleton. Journal Laboratory Clinical Medicine 130: 51 – 62.

Gulson B.L., Mizon K.J., Palmer J.M., korsch M.J., Donnelly J.B. (2000). Urinary excretion of lead during pregnancy and postpartum. The Science of the Total Environment. 262, 49 – 55.

Hernandez A.M., Smith D., Meneses F., Sanin H.L., and Hu H. (1998). Environmentally exposed adults. Environmental Health Perspectives. 106:8, 473 – 477.

Hibbert R., Bai Z., Navia J., Kammen D.M., and Zhang J.J. (1999). High lead exposures resulting from pottery production in a village in Michoacán State, Mexico. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology. 9: 343 – 351.

Higgs J.F., Mielke W.H., and Brisco M. (1999). Soil lead at elementary public schools: comparison between school properties and residential neighbourhoods of New Orleans. Environmental Geochemistry and Health. 21, 27 – 36.

Hu H., Aro A., Payton M., Korrick S., Sparrow D., Weiss S. T., Rotnitzky A. (1996). The relationship of bone and blood lead to hypertension. JAMA 275: 1171 – 1176.

Hu H., Rabinowitz., and Smith D. (1998). Bone lead as biological marker in epidemiologic studies of chronic toxicity: Conceptual Paradigms. Environmental Health Perspectives. 106: 1, 1 – 7.

Jacob B., Ritz B., Heinrich j., Hoelscher B., and Wichmann H.E. (2000). The effect of low level blood lead on hematologic parameters in children. Environmental Research A 82: 150 – 159.

Jiménez – Gutiérrez C., Romieu I., Ramírez – Sánchez A.L., Palazuelos – Rendón E., Muñoz – Aquiles L. (1999). Exposición a plomo en niños de 6 a 12 años de edad. Salud Pública de México. 41: 2, 72 – 81.

Kafourou A; Touloumi G; Makropoulos V; Loutradi A; Papanagiotou A; Hatzakis A. (1997). Effects of lead on the somatic growth of children. Archives of Environmental Health. 52 (5); 377 – 383.

Karita K., Shinozaki T., Tomita K., Yano E. (1997). Possible oral lead intake via contaminated facial skin. The Science of the Total Environment. 199, 125 – 131.

Kaul B. (1999). Lead exposure and Iron deficiency among Jammu and New Delhi children. Indian Journal of Pediatrics. 66: 27 – 35.

Kaul B., Rasmuson O. J., Olsen L., Chanda R. C., Slazhneva I. T., Graovsky I. E., Korchevsky A. A. (2000). Blood lead and erythrocyte protoporphyrin levels in Kazakhstan. Indian Journal of Pediatrics. 67, 2: 87 – 91.

Khan A.H., Khan A., Khurshid A. (2001). Low – level lead exposure and blood lead levels in children: A cross – sectional survey. Archives of Environmental Health.56,6: 501 – 505.

Kokoska, S. and Nevison, Ch. (1988) Statistical Tables and Formulae, Springer-Verlag.

Kuangfei L., Yaling X., Xuefeng L., Zuoli W., Bukkens S.G.F., Tommaseo M., and Paoletti G. (1999). Metallic elements in hair as a biomarker of human exposure to environmental pollution: A preliminary investigation in Hubei province. Critical Reviews in Plant Science. 18: 3, 417 – 428.

Lacasaña Navarro M., Romieu I., Sanín Aguirre L.H., Palazuelos Rendón E., Hernández avila M. (1996^a). Consumo de calcio y plomo en sangre de mujeres en edad reproductiva. Revista de Investigación Clínica. 48, 6: 425 – 430.

Lacasaña Navarro M., Romieu I., MacConnell R., Grupo de trabajo sobre el plomo de la Organización panamericana de la Salud. (1996b). El problema de exposición al plomo en América Latina y el Caribe. Organización Panamericana de la Salud. 1 – 33.

Lanphear B.P., Burgoon D.A., Rust S.W., Eberly S., and Galke W. (1998a). Environmental Exposures to lead and urban Children´s Blood Lead Levels. Environmental Research, Section A. 76: 120 – 130.

Lanphear B.P., Howard C., Eberly S., Auinger P., Kolassa J., Weitzman M., Schaffer J., and Alexander K. (1999). Primary prevention of childhood lead exposure: a randomized trial of dust control. Pediatrics. 103, 4: 772- 777.

Lanphear B.P., Matte T.D., Rogers J., Clickner P.R., Dietz B., Bornschein L.R., Succop P., Mahaffey R.K., Dixon S., Galke W., Rabinowitz M., Farfel M., Rodhe C., Schwartz J., Ashley P., and Jacobs E.D. (1998b). The contribution of lead – contaminated house dust and residential soil to children’s blood lead levels. Environmental Research. 79, 51 – 68.

Lanphear B.P., Weitzman M., Winter N.L., Eberly S., Yakir B., Tanner M., Emond M., Matte T.D. (1996). Lead-contaminated house dust and urban children’s blood lead levels. American Journal of Public Health. 86: 1416 – 1421.

Lawendon G., Kinra S., Nelder R., and Cronin T. (2001). Should children with developmental and behavioral problems be routinely screened for lead?. Archives of Disease in childhood. 85: 286 – 288.

Loghman – Adham M. (1997). Renal effects of environmental and occupational lead exposure. Environmental Health Perspectives. 105 (9): 928 – 938.

Lurenda S.M., and Nam O.C. (2000). Lead exposure among small – scale battery recyclers, automobile radiator mechanics, and their children in Manila, the Philippines. Environmental Research Section A 82: 231 – 238.

Lynch R.A., Malcoe L.H., and Skaggs V.J. (2001). The relationship between residential lead exposures and elevated blood lead levels in a rural mining community. Environmental Health. 63, 3: 9 – 15.

Ma L.Q., and Rao G.N. (1999). Aqueous Pb reduction in Pb – contaminated soils by Florida phosphate rocks. Water, Air, and Soil Pollution. 110: 1 – 16.

Markus J. and McBratney A. B. (2001). A review of the contamination of soil with lead II. Spatial distribution and risk assessment of soil lead. Environment International. 27: 399 – 411.

Mason H.J. (2000). A biokinetic model for lead metabolism with a view to its extension to pregnancy and lactation; (1) further validation of the original model for non – pregnant adults. The Science of the Total Environment. 246, 69 – 78.

Mejía J., Carrizales L., Rodríguez V.M., Jiménez – Capdeville M.E., Díaz – Barriga F. (1999). Un método para la evaluación de riesgos para la salud en zonas mineras. Revista Salud Pública de México. 41, 2: 132 – 140.

Meyer I., Heinrich J., and Lippold U. (1999). Factors affecting lead, cadmium, and arsenic levels in house dust in a smelter town in eastern Germany. Environmental Research A 81: 32 – 44.

Mielke H. (1999a). Lead in the Inner Cities. American Scientist. 87: 62 – 73.

Mielke H. W. and Reagan P. L. (1998). Soil Is an Important Pathway of Human Lead Exposure. Environmental Health Perspectives. 106 (Suppl 1): 217 - 229.

Mielke H.W., Gonzalez C.R., Smith M.K., and Mielke P.W. (1999b). The urban environment and children's health: soils as integrator of lead, zinc, and cadmium in New Orleans, Louisiana, USA. Environmental Health Perspectives Section A. 117 – 129.

Moline J., Lopez C.L., Torres S.L., Godbold J., Todd A. (2000). Lactation and lead body burden turnover: A pilot study in México. Journal Occupational Environment Medicine. 42:11, 1070 – 1075.

Monografía geológico – minera del estado de Zacatecas. (1991). Consejo de Recursos Minerales del estado de Zacatecas.

Niemuth N., Wood B.J., and Schultz B.D. (2001). Estimated change in blood lead concentration in control populations. Archives of Environmental Health. 56, 6: 542 – 551.

Nriagu J.O. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace elements. Nature 338: 47 – 49.

O' Connor M.E., Rich D. (1999). Children with moderately elevated lead levels: is chelation with DMSA helpful?. Clinic Pediatrics. 38, 6: 325 – 331.

O' Rourke M.K., Rogan S.P., Jin S., and Robertson G.L. (1999). Spatial distributions of arsenic exposure and mining communities from NHEXAS Arizona. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology. 9: 446 – 455.

Olaíz F.G., Rojas M.R., Fortoul I.T., Palazuelos E. (1997). High blood lead levels in ceramic folk art workers in Michoacán, Mexico. Archives of Environmental Health. 52, 1: 51 – 55.

Palazuelos Eduardo, Hernández Mauricio, Romieu Isabel, Cortés Marlene, Ríos Camilo, Muñoz Ilda, Castillo Javier.(1995). Contaminación del agua por plomo en México. Comisión nacional de los Derechos Humanos, México. 295 – 303.

Payne – Sturges P. G., and Breugelmans J.G. (2001). Local data area needed for local decision making. American Journal of Public Health. 91, 9: 1396 – 1397.

Pichtel J., Kuroiwa K., Sawyerr H. T. (2000). Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites. Environmental Pollution. 110: 171 – 178.

Pirkle J.L., Kaufmann R. B., Brody D.J., et al. (1998). Exposure of the U.S. population to lead, 1991-1994. Environ. Health Perspect. 106: 745 – 750.

Prospero J. M. (1999). Long – range transport of mineral dust in the global atmosphere: Impact of African dust on the environment of the southeastern United States. Proceeding National Academic Science. USA; 96: 3396 – 3403.

Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-199-SSA1-2000.

Raghunath R., Tripathi R.M., Sastry V.N., Krishnamoorthy T.M. (2000). Heavy metals in maternal and cord blood. The Science of the Total Environment. 250: 135 – 141.

Rhainds M, Levallois P, Dewailly E, Ayotte P. (1999). Lead, Mercury, and organochlorine compound levels in cord blood in Quÿbec, Canada. Archives of Environmental Health. 54 (1 P): 40 – 47.

Rhoads G.G., Ettinger A.S., Weisel C.P., Buckley T.J., Goldman K.D., Adgate J; Liroy P.J. (1999). The effect of dust lead control on blood lead in toddlers: a randomized trial. Pediatrics. 103 (3 P): 551 – 555.

Rothenberg S.J., Khan F., Manalo M., Jiang J., Cuellar R., Reyes S., Acosta S., Jauregui M., Diaz M., Sanchez., Todd A.C., and Jhonson C. (2000). Maternal bone lead contribution to blood lead during and after pregnancy. Environmental Research Section A 82: 81 – 90.

Rothenberg S.J., Manalo M., Jiang J., Khan F., Cuellar R., Reyes S., Sánchez M., Reynoso B., Aguilar A., Díaz M., Acosta S., Jauregui M., Jhonson C. (1999). Maternal blood lead level during pregnancy in South Central Los Angeles. Archives of Environmental Health. 54, 3 P: 151 – 157.

Rothenberg S.J., Schnaas – Arrieta L., Perez – Guerrero I.A., Hernandez – Cervantes R., Martínez – Medina S., Perroni – Hernández E. (1993). Factores relacionados con el nivel de plomo en sangre en niños de 6 a 30 meses de edad en el Estudio Prospectivo de Plomo en la Ciudad de México. Salud Pública de México. 35, 6: 592 – 598.

Ryan P.B., Scanlon K.A., and MacIntosh D.L. (2001). Analysis of dietary intake of selected metals in the NHEXAS – Maryland investigation. Environmental Health Perspectives. 109: 1, 1 – 8.

Sanín L.H., González – Cosío T., Romieu I., Hernández – Ávila M. (1998). Acumulación de plomo en hueso y sus efectos en la salud. Salud Pública de México. 40, 4: 359 – 368.

Scelfo M. G., Russell F. A. (2000). Lead in calcium supplements. Environmental Health Perspectives. 108 (4): 309 – 313.

Schell M.L., Czerwinski S., D. Stark A., J. Parsons P., Gomez M., Samelson R. (2000). Variation in blood lead and hematocrit levels during pregnancy in a socioeconomically disadvantaged population. Archives of Environmental Health. 55 (2): 134 – 140.

Sepúlveda – Arcuch V. (2000). Exposición a plomo ambiental en población infantil de la ciudad de Antofagasta aledaña a acopios de concentrados de este mineral. Tesis de Postgrado en Salud Pública. Coordinación de Investigaciones, División de Salud y Desarrollo Humano. Organización Panamericana de la Salud. 1 – 74.

Shorten C.V., and Hooven M.K. (2000). Methods of exposures assessment: lead – contaminated dust in Philadelphia schools. Environmental Health Perspectives. 108: 7, 663 – 666.

Silbergeld E.K., Sauk J., Somerman M., Todd A., McNeill F., Fowler B., Fontaine A., and Van Buren J. (1993). Lead in bone: storage site, exposure source, and target organ. Neurotoxicology. 14, 2 – 3: 225 – 236.

Solé E., Ballabriga A., and Domínguez C. (1998). Lead exposure in children: levels in blood, prevalence of intoxication and related factors. BioMetals. 2: 189 – 197.

Solé E., Ballabriga A., Domínguez C. (1998). Lead exposure in the general population of the metropolitan area of Barcelona: blood levels and related factors. The Science of the Total Environment. 224, 19 – 27.

Soong W.T., Chao K.Y., Jang C.S., Wang J.D. (1999). Long – term effect of increased lead absorption on intelligence of children. Archives of Environmental Health. 54 (4P): 297 – 301.

Subramanian K.S. (1987). Determination of lead in blood: comparison of two GFAAS methods. Atomic Spectroscopy. 8, 1: 7 – 11.

Succop P., Bornschein R., Brown K., and Tseng C. (1998). An empirical comparison of lead exposure pathway models. Environmental Health Perspectives. 106, 6: 1577 – 1583.

Tong S.T.Y., and Lam K, Che. (1998). Are nursery schools and kindergartens safe for our kids? The Hong Kong study. The Science of the Total Environment. 216: 217 – 225.

Torres – Sánchez L.E., Berkowitz G., Lopez – Carrillo L., Torres – Arreola L., Rios C., and Lopez – Cervantes M. (1999). Intrauterine lead exposure and preterm birth. Environmental Research section A 81. 297 – 301.

Trejo – Martínez C.M. (2001). Plomo: contaminación causada por plomo por una industria recuperadora del metal y su impacto sobre las personas que residen en sus cercanías. (Tesis doctoral). Universidad de San Carlos de Guatemala.

Vasken A.H. (1998). Mobilization of mercury and arsenic in humans by sodium 2,3 dimercapto-1 propane sulfonate (DMPS). Environmental Health Perspectives. 106, 4: 1 – 19.

Vega-Carrillo, H.R. (1989a) Least squares for different experimental cases, Revista Mexicana de Física. 35(4): 597–602

Vega-Carrillo, H.R. (1989b) Las ecuaciones diferenciales, *Educ. Mat.*, 1(2), 1989: 18-27.

Vega-Carrillo, H.R. (1991) Equivalence between two methods for experimental data fitting, Revista de la Sociedad Mexicana de Química. 35(5): 237-238.

Walkowiak J., Almann L., Krämer U., Sveinsson K., Turfeld M., Weishoff – Houben M., and Winneke G. (1998). Cognitive and sensorimotor functions in 6 – year –old children in relation to lead and mercury levels: adjustment for intelligence and contrast sensitivity in computerized testing. Neurotoxicology and Teratology. 20, 5: 511 – 521.

Widianarko B., Verweij R.A., Van Gestel C.A.M., and Straalen N.M. (2000). Spacial distribution of trace metals in sediments from urban streams of Semarang, Central Java, Indonesia. Environmental Research. 46, 95 – 100.

Winneke G., and Krämer U. (1997). Neurobehavioral aspects of lead neurotoxicity in children. Central Europe Journal Public Health. 5, 2: 65 – 69.

Información obtenida en la Red Mundial el 1 de noviembre del 2002:
<http://www.ucbcba.edu.bo>

Información obtenida en la Red Mundial el 1 de noviembre del 2002:
<http://www.sertox.com.ar>

Zhang Z.W., Moon C.S., Shimbo S., Watanabe T., Nakatsuka H., Matsuda – Inoguchi., Higashikawa., Ikeda M. (2000). Further reduction in lead exposure in women in general populations in Japan in the 1990's, and comparison with levels in east and south – east Asia. International Archives Occupation Environmental Health. 73: 91 – 97.

Zacatecas, Zac. a 21 de Noviembre de 2002



Universidad Autónoma de Zacatecas

Dr. Sergio Aguilar Espinosa
Coordinador del postgrado en Biotecnología
Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias
Presente

Estimado Dr. Aguilar,

UNIDAD ACADÉMICA
ESTUDIOS NUCLEARES

Cuerpo Académico
Radiobiología

Dr. Héctor R. Vega Carrillo
Apdo. Postal 336
98000 Zacatecas, Zac.
México

Teléfono y FAX:
(492) 922 7043

Buzón electrónico:
rvega@cantera.reduaz.mx

URL:
<http://cantera.reduaz.mx/~rvega>

Después de haber revisado el trabajo de tesis del Sr. **Adalberto Martínez Reyna** intitulado **"Plomo en suelo y su asociación con los niveles sanguíneos en niños y mujeres embarazadas"**, considero que reúne los requisitos para que sea sometido a revisión y eventual defensa.



Atentamente,

Dr. Héctor René Vega Carrillo
Investigador Nacional nivel I



Ccp. Interesado

DR. SERGIO AGUILAR ESPINOSA
COORDINADOR DEL POSGRADO EN BIOTECNOLOGÍA
UNIVERSIDAD DE COLIMA
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS
PRESENTE

Por este conducto me dirijo respetuosamente a Usted, para hacer de su conocimiento que he revisado el manuscrito del C. ADALBERTO MARTÍNEZ REYNA, estudiante de la Maestría en Ciencias área Biotecnología, titulado: *“Plomo en suelo y su asociación con los niveles sanguíneos en niños y mujeres embarazadas”*.

La tesis fue dirigida por el Dr. René Vega Carrillo de la Unidad Académica de Estudios Nucleares, de la Universidad Autónoma de Zacatecas y por el que suscribe, miembro de la Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad de Colima,

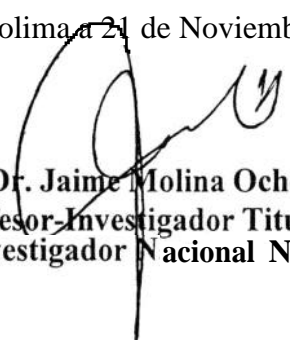
Apruebo esta tesis, para que sea autorizada su impresión, defensa y obtención del grado correspondiente.

Me es grato reiterarle mi disposición de colaboración y servicio, reciba mi consideración distinguida.

Atentamente

“ESTUDIA*LUCHA*TRABAJA”

Tecomán, Colima a 21 de Noviembre del 2002.



Dr. Jaime Molina Ochoa
Profesor-Investigador Titular C
Investigador Nacional Nivel I

c.c.p, Ing. Rodolfo Valentino Morentín Delgado. Director de la FCBA.
c.c.p. Dr. Héctor René Vega Carrillo. Codirector de tesis.
c.c.p. Interesado

Coordinador del Postgrado de la FCBA

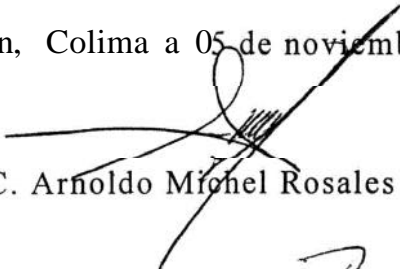
Presente


Por este conducto, los abajo firmantes profesores - investigadores de la FCBA de la Universidad de Colima, hacemos de su conocimiento que después de haber revisado el borrador de la tesis titulada "Plomo en suelo y su asociación con los niveles sanguíneos en niños y mujeres embarazadas", que presenta el C. Adalberto Martínez Reyna, alumno del postgrado en esta facultad, considerando que reúne los elementos suficientes de contenido y forma para que se imprima y se sigan los trámites académicos que correspondan.

Sin otro particular, le saludamos cordialmente:

ATENTAMENTE

Tecomán, Colima a 05 de noviembre de 2002.


M. en C. Arnoldo Michel Rosales


M. en C. Edelmirra Galindo Velasco


Dra. María del Rocío Flores Bello

Ccp Ing Rodolfo Morentin Delgado Dir. De la FCBA

Ccp. Interesado

Ccp. Archivo personal

Ccp. Expediente