

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA “ANTONIO NARRO” UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



Comparación de cantidades de metales pesados en dos campos de cultivo de la comarca lagunera.

**POR
FLORISEL PEREZ CONSTANTINO**

**TESIS:
PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL
TITULO DE:**

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

TORREÓN COAHUILA, MEXICO DICIEMBRE DEL 2012

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
UNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

Comparación de cantidades de metales pesados en dos campos de
cultivo de la comarca lagunera.

TESIS ELABORADOPOR EL C. FLORISEL PEREZ CONSTANTINO BAJO
SUPERVISIÓN DEL COMITÉ PARTICULAR DE ASESORÍA Y APROBADA COMO
REQUISITO PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

APROBADA POR:

Asesor Principal: _____

MC. MIGUEL ÁNGEL URBINA MARTÍNEZ

Asesor: _____

MC. CYNTHIA DINORAH RUEDAS ALBA

Asesor: _____

ING. RUBÍ MUÑOZ SOTO

Asesor: _____

Q.F.B. NORMA LYDIA RANGEL CARRILLO

DR. FRANCISCO JAVIER SÁNCHEZ RAMOS

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

Comparación de cantidades de metales pesados en dos campos de cultivo de la comarca lagunera.

TESIS DEL C. FLORISEL PEREZ CONSTANTINO QUE SE SOMETE A LA CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO EXAMINADOR, COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

COMITÉ EXAMINADOR:

PRESIDENTE _____

MC. MIGUEL ÁNGEL URBINA MARTÍNEZ

VOCAL _____

MC. CYNTHIA DINORAH RUEDAS ALBA

VOCAL _____

ING. RUBÍ MUÑOZ SOTO

VOCAL SUPLENTE _____

MC. VICTORIA JARED BORROEL GARCÍA

Dr. FRANCISCO JAVIER SÁNCHEZ RAMOS

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

Coordinación de la División de Carreras Agronómicas

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por darme la oportunidad de nacer y crecer, a ti Dios mío en quien puse mi fe y permitiste lograr uno de mis más grandes sueños, a ti por la oportunidad tan grande de terminar un logro más en mi vida.

A mi “Alma Terra Mater”, por mi carrera, por la estancia y felicidad que esta me brindo.

Al Dr. Miguel Ángel Urbina Martínez, por haberme brindado incondicionalmente su valioso apoyo y tiempo, como también por haber permitido realizar mí trabajo de investigación, por su asesoría, por compartir sus conocimientos y por su calidad de ser humano.

A la Q.F.B. Norma Lydia Rangel carrillo por sus consejos y su apoya en la realización de mis resultados de este proyecto.

DEDICATORIAS.

A mi padre, Humberto PerezPerez por haberme dado todo su apoyo, la confianza, todos sus buenos consejos para ser mejor persona cada día y ser mi ejemplo.

A mi madre, Martha Constantino Castro por haberme traído al mundo, haberme apoyado incondicionalmente también por tu gran manera de ser y todos los buenos consejos para salir adelante.

A mis hermanos: Valentín por haber sido quien me impulsara a seguir con mis estudios profesionales, confiar en mí y por su gran sacrificio por lo cual hoy en día es recompensado.

José Humberto por su gran apoyo y compartir muchos momentos felices de nuestra niñez y juventud.

Jesús Alberto por su apoyo, creer en mí y darme ánimos para seguir siempre adelante.

A mi novia Norma Edith Rodríguez Garrido por ser mi amiga y ser mi apoyo en toda la carrera también por estar apoyándome en los momentos buenos como en los difíciles.

A la señora Fabiana Elena Garrido Vázquez por todo su apoyo y haber confiado en mí, también por sus consejos en los momentos más difíciles que los necesitaba.

A Guadalupe Rodríguez Garrido por haberme brindado toda su amistad y haberme animado para seguir adelante.

A mis abuelitos Elsa Castro Santiago por darme todo su cariño desde la niñez hasta ahora, Mi abuelito Amadeo por enseñarme a hacer las cosas bien y todo su apoyo a lo largo de mi carrera.

A mis padrinos Carlos M. Gutiérrez y Verónica A. Santana por las palabras de aliento que me hacían más fácil la estancia lejos de mi casa y al haber cuidado siempre de mis papas.

INDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS.....	I
DEDICATORIAS.....	II
INDICE DE TABLAS.....	VI
INDICE DE CUADROS.....	VI
INDICE DE FIGURAS.....	VI
RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
I-INTRODUCCIÓN.....	3
1.1. Objetivos.....	6
1.1.1 Objetivo general.....	6
1.1.2. Objetivos específicos.....	6
1.1.3. Hipótesis.....	6
II-Revisión de literatura.....	7
2.1. El suelo.....	7
2.2. La explotación de recursos naturales.....	9
2.3. Metales y desarrollo de la civilización.....	10
2.4. Metales pesados, salud y ambiente.....	11
2.5. Metales pesados.....	12
2.6. Origen de la contaminación por metales pesados en suelo.....	14
2.6.1. Origen natural:.....	14
2.6.2. Origen antropogénico:.....	14
2.7. Características de los metales pesados.....	15
2.8. Toxicidad y aplicaciones de algunos metales pesados.....	16
2.8.1. ARSÉNICO:.....	16
2.8.2. Toxicocinética.....	17
2.8.3. Toxicodinamia.....	18
2.9. MERCURIO.....	19
2.9.1. Fuentes naturales.....	19
2.9.2. Toxicidad.....	19

2.9.3. Aplicaciones.....	20
2.10. PLOMO.....	20
2.10.1. Fuentes naturales	21
2.10.2. Toxicidad	21
2.10.3. Toxicodinamia.....	23
2.10.4. Aplicaciones.....	25
2.11. CROMO.....	26
2.11.1. Fuentes naturales	26
2.11.2. Toxicidad	27
2.11.3. Aplicaciones.....	28
2.12. CADMIO	29
2.12.1. Fuentes naturales	29
2.12.2. Toxicidad	30
2.12.3. Aplicaciones.....	33
2.13. COBRE.....	33
2.13.1. Fuentes naturales	36
2.13.2. Toxicidad	36
2.13.3. Aplicaciones.....	37
2.14. Zinc.....	37
2.15. Contaminación del suelo por metales pesados	38
2.16. Metales pesados en el suelo agrícola	43
2.17. La minería y la contaminación de suelos en México	44
2.18. Movilidad de los metales pesados en el suelo	45
2.19. Fitotoxicidad de los metales pesados.....	46
III. Norma oficial mexicana del Pb, Cd y Zn	50
3.1. Norma oficial mexicana nom - 021-semarnat-2000	50
3.2. Norma oficial mexicana (nom-001-semarnat-1996).....	50
IV. Límites máximos permisibles de metales pesados en el suelo según normas extranjeras.	51
4.1. Límite máximo de plomo (pb) en suelo.	51
4.2. Límite máximo de cadmio (Cd) en suelo según la EPA.....	51
4.3. Límite máximo de zinc (Zn) en el suelo según la EPA	51
V.MATERIALES Y MÉTODOS	51

5.1. Localización del área del estudio	51
5.2. Determinación de los sitios de muestreo.....	52
5.3 Localización geográfica de los puntos de muestreo	53
5.4. Muestreo de suelos.....	53
5.5. Determinación de metales pesados	53
5.6- Preparación de muestra.....	54
VI RESULTADOS Y DISCUSIÓN	54
6.1. Arsénico (As)	54
6.2. Cadmio (Cd)	56
6.3. Plomo (Pb).....	57
6.4. Zinc.....	59
6.5. Cobre (Cu).....	61
VII. CONCLUSIONES.....	63
VIII. RECOMENDACIONES.....	64
IX. BIBLIOGRAFIA	65

INDICE DE TABLAS

TABLA 1. Distribución del Plomo en el Organismo Humano	23
TABLA 2. Niveles de Plomo en Sangre y su Respuesta en Niños y Adultos	24

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Localización geográfica de los puntos de muestreo	53
Cuadro 2. Análisis de varianza para la concentración de As en tres localidades.	55
Cuadro 3. Análisis de varianza para la concentración de Cd en tres localidades.	56
Cuadro 4. Análisis de varianza para la concentración de Pb en tres localidades.	58
Cuadro 5. Análisis de varianza para la concentración de Zn en tres localidades.	60
Cuadro 6. Analisis de varianza para la concentración de Cu en tres localidades.	62

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Horizontes del Suelo.....	8
Figura 2. Concentración de As en tres localidades.	55
Figura 3. Concentración de Cd en tres localidades.....	57
Figura.4. Concentración de Pb en tres localidades.	58
Figura 5. Concentración de Pb en tres profundidades.	59
Figura.6 Concentración de Zn en tres localidades.	60
Figura. 7 Concentración de Zn en tres profundidades.....	61
Figura 8. Concentración de Cu en tres localidades.	62
Figura 9. Concentración de Cu en tres profundidades	63

RESUMEN

El presente trabajo tuvo como objetivo analizar los contenidos de metales pesados Arsénico (As), plomo (Pb), Cadmio (Cd) y Zinc (Zn), en suelos agrícolas, localizado en los Ejidos Villa Juárez Dgo, Municipio de Lerdo, el Ejido Venecia Dgo, Municipio de Gómez Palacio y en la Comunidad de San Miguel Municipio de Matamoros Coahuila. Se hicieron muestreos de suelo en el mes de Octubre del 2011 con el objetivo de determinar la cantidad de metales pesados en suelos agrícolas, se tomaran muestras 0 a una profundidad de 15 cm, 15-30 Y 30-60 cm tomando una distancia variable entre cada muestra. Los análisis físicos químicos de las muestras se realizaron en las instalaciones de la UAAAN UL. Los resultados de los contenidos de estos metales en los suelos son bastante variables, de acuerdo a su toxicidad donde las concentraciones mas altas de As los reporta la localidad de Matamoros con un valor de 0.18 partes por millón (ppm), seguido de la localidad de Cd. Juárez con valores de 0.15 y la localidad de Venecia reporto la concentración mínima con 0.13 ppm, encontrándose la mayor concentración de Cd en la localidad de Cd. Juárez con un valor de 0.49 ppm, las localidades de Matamoros y Venecia reportan valores de 0.40 ppm y 0.23 ppm respectivamente, el comportamiento de las localidades encontrándose el valor mayor de concentraciones de plomo en la localidad de Cd. Juárez con un valor de 27.83 ppm, el segundo valor, mas alto fue Matamoros con un valor de 25.27 ppm, el valor menor lo reporta Venecia con 22.32 ppm. Con los datos obtenidos se efectuó un análisis de regresión múltiple utilizando el paquete estadístico SAS.

Palabras clave: suelos, Normatividad, Contaminación, Metales pesados, Concentración.

ABSTRACT

This study aimed to analyze the contents of heavy metals arsenic (As), lead (Pb), Cadmium (Cd) and zinc (Zn) in agricultural soils, located in Villa Juarez DgoEjidos, Lerdo Municipality, the EjidoDgo Venice, City of Gomez Palacio and the Community of San Miguel Matamoros Municipality of Coahuila. Soil samples were made in October of 2011 with the objective of determining the amount of heavy metals in agricultural soils; samples were taken 0 to a depth of 15 cm, 15-30 and 30-60 cm taking a variable distance between each sample. The physical chemical analysis of samples was conducted in the UL UAAAN facilities. The results of the contents of these metals in soils are quite variable, according to their toxicity where the highest concentrations of As the reports the town of Matamoros with a value of 0.18 parts per million (ppm), followed by the town of Juarez values of 0.15 and the town of Venice reported the lowest concentration to 0.13 ppm, with the highest concentration of Cd in the town of Ciudad Juarez with a value of 0.49 ppm, the towns of Matamoros and Venice report values of 0.40 ppm and 0.23 ppm respectively, the behavior of the localities found the greater of lead concentrations in the town of Ciudad Juarez with a value of 27.83 ppm, the second value, Matamoros was highest with a value of 25.27 ppm, the value Venice lowest reported by 22.32 ppm. The data obtained was performed multiple regression analysis using the SAS statistical package.

Keywords: soil, Standards, pollution, heavy metals, Concentration.

I-INTRODUCCIÓN

En México, se ha detectado contaminación por arsénico en aguas subterráneas en diferentes regiones del país entre las que destaca:

La Región Lagunera, localizada en la parte norte de la Altiplanicie Mexicana y al sur del de Mapimí de la Región Hidrológica 36 integrada principalmente por los ríos Nazas y Aguanaval, así como una parte de Mapimí que cuenta con aproximadamente 2,879 pozos en explotación de los cuales el 58% están contaminados con arsénico en una concentración del orden de 50-700 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Los principales recursos acuíferos de esta Región están en los municipios de Francisco I. Madero, Matamoros, San Pedro, Torreón y Viesca en el estado de Coahuila; Gómez Palacios, Lerdo, Mapimí y Tlahualilo en el estado de Durango: cuyo desarrollo económico se basa en la agricultura, ganadería y actividades comerciales e industriales (Sanmiguel *et al.*, 2000).

El problema en la ciudad de Torreón es provocado principalmente por el plomo, cadmio y el arsénico, tres elementos dañinos para los humanos; sin embargo, los estudios, las denuncias y ahora las acciones que se han realizado en torno a este problema tienen como actor principal al plomo. En marzo de 1999 las autoridades federales aceptaron que Peñoles era la fuente de las emisiones tóxicas de plomo y dióxido de azufre (López, 1999).

Los metales pesados se han convertido en un tema actual tanto en el campo ambiental como en el de salud pública. Los daños que causan son tan severos y en ocasiones tan ausentes de síntomas, que las autoridades ambientales y de salud de todo el mundo ponen mucha atención en minimizar la exposición de la población, en particular de la población infantil, a estos elementos tóxicos (Valdés y Cabrera 1999).

La concentración de metal total en el suelo no corresponde necesariamente con la biodisponibilidad de metal. La biodisponibilidad de los metales pesados

depende de un número de factores físicos y químicos en el suelo. Estos incluyen las propiedades del suelo por ejemplo pH, contenido de materia orgánica, sulfato, carbonato, hidróxido, la textura del suelo y el contenido de arcilla (Mwegoha y Kihampa, 2010).

La contaminación del suelo consiste en una degradación química que provoca la pérdida parcial o total de la productividad del suelo como consecuencia de la acumulación de sustancias tóxicas en unas concentraciones que superan el poder de amortiguación natural del suelo y que modifican negativamente sus propiedades. Esta acumulación se realiza generalmente como consecuencia de actividades humanas exógenas, aunque también se puede producir de forma natural o endógena cuando los procesos de edafización liberan elementos químicos contenidos en las rocas y los concentran en el suelo alcanzando niveles tóxicos (Ortiz *et al.*, 2009).

Los efectos amortiguadores de los suelos se llevan a cabo por neutralización, degradación biótica o abiótica, precipitación disolución, oxidación-reducción, formación de complejos orgánicos o insolubilización. La cantidad máxima admisible de un contaminante, a partir de la que el contaminante está biodisponible en cantidades que pueden ser tóxicas, se llama carga crítica y marca el umbral de toxicidad. La LCASHM puede tener valores como: Cd: 23-87 g/ha/a, Pb: 6750-10125 g/ha/a, o As: 450-675 g/ha/a (Galán y Romero, 2008).

El problema en la ciudad de Torreón es provocado por el plomo, el cadmio y el arsénico, tres elementos altamente dañinos para los humanos. Sin embargo, los estudios, las denuncias y ahora las acciones que se han realizado en torno a este problema tienen como actor principal al plomo. Esto no significa que el plomo sea el más tóxico de los tres elementos de hecho ocurre lo contrario sino a que de los tres es el que ha sido utilizado por la humanidad más ampliamente y por ende es el que causa más problemas y más preocupación en todo el mundo. Valdría la pena estar conscientes de este hecho y no tener la impresión que es el plomo el único contaminante que nos preocupa (Valdés y Cabrera 1999).

La oxidación de los residuos de pirita da lugar a una intensa alteración de los suelos, provocando importantes cambios en las características morfológicas y la degradación de las propiedades del suelo. Uno de los efectos principal fue la fuerte acidificación de la capa superficial del suelo, con la disminución del pH desde valores próximos a 8 en el suelo afectando a valores próximos a 2 en la capa superior de 15 mm (García *et al.*, 2009).

La importancia de la hiperacumulación se da por que los metales pesados están presentes de forma natural en los suelos, pero en los últimos años las actividades industriales y la deposición de residuos tóxicos de todo tipo han contribuido a la acumulación de estos elementos en los suelos. A menudo la contaminación por metales pesados está directamente causada por la actividad industrial y minera, pero los casos más graves se han dado de forma accidental. Metales como el plomo (Pb), mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), selenio (Se) y cromo (Cr) son muy dañinos para la salud humana y para la de la mayoría de organismos vivos (Lluganyet *al.*, 2007).

Los metales acumulados en la superficie del suelo se reducen lentamente mediante la lixiviación, el consumo por las plantas, la erosión y la deflación (Puga *et al.*, 2006).

1.1. Objetivos

1.1.1 Objetivo general

Determinar la concentración de metales pesados Pb, Zn, Cd y As en suelos Agrícolas localizados en la región Lagunera (Ejido Villa Juárez Dgo. Municipio de Lerdo, Durango, México. Y el ejido Venecia Dgo. Municipio de Gómez Palacio

1.1.2. Objetivos específicos

Evaluar las características fisiológicas de los cultivos bajo los diferentes tipos de prácticas agrícolas y correlacionarlas con los niveles de metales pesados.

Analizar la concentración de cuatro elementos (Pb, Cd, Zn y As) en suelos agrícolas de la región Lagunera.

1.1.3. Hipótesis

La concentración de Pb, Cd, Zn y As en suelos agrícolas de la región Lagunera, rebasan los límites máximos permisibles según distintas normas oficiales.

II-REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. El suelo

El termino suelo se refiere al material exterior, poco compacto, de la superficie terrestre; uno de sus componentes principales es la fracción mineral, ésta proviene del material parental y es producto de la desintegración de las rocas provocada por el intemperismo físico, químico y bioquímico. La fracción mineral del suelo está constituida por partículas de diferentes tamaños: arena (200 – 20 micras), limo (20 -2 micras) y arcilla (menos de 2 micras). La cantidad de cada uno de los componentes de esta fracción varía de un suelo a otro y depende directamente del material de origen. A la proporción relativa de arena, limo y arcilla, expresada en porcentaje, se le conoce como textura del suelo (Valdés y Medina, 2005).

El suelo no es solamente una parte del ecosistema, también ocupa un papel básico para la supervivencia del hombre. Tiene importantes funciones como: filtro, amortiguador, almacén, y sistema de transformación, protegiendo al ecosistema global de los efectos de la contaminación (Ibarra, *et al.*, 1997).

El suelo es considerado un recurso natural frágil y no renovable, debido a que resulta difícil y costoso recuperarlo o, incluso, mejora sus propiedades después de haber sido alterado. El suelo realiza un gran número de funciones clave tanto ambientales como económicas, sociales y culturales que son esenciales para la vida. Es indispensable para la producción de alimentos y el crecimiento vegetal, almacena minerales, materia orgánica, agua y otras sustancias químicas y participa en sus transformaciones; sirve de filtro natural para las aguas subterráneas; es hábitat de una gran cantidad de organismos; proporcionan materias primas para la construcción, además de que es un elemento del paisaje y del patrimonio cultural (SEMARNAT, 2005).

La meteorización química y mecánica de las rocas y la influencia de ciertos procesos microbiológicos producen el suelo. La meteorización está controlada esencialmente por la energía solar, que regula el ciclo del agua y alimenta los sistemas vivos, y por circunstancias locales favorables (como la topografía) y propiedades intrínsecas de las rocas (permeabilidad, alterabilidad). Después de un largo periodo de meteorización, y bajo condiciones climáticas estables, el suelo puede alcanzar su equilibrio. Pero cuando uno de los parámetros del sistema varía, el equilibrio se rompe. La interacción con el Hombre, un componente singular de la biosfera, puede romper también el equilibrio, debido a su uso (agricultura, industria, minería, ganadería, etc.). Este tipo de modificación negativa del suelo se denomina normalmente degradación (Galán y Romero, 2008).

Los suelos se constituyen en capas, llamadas horizontes¹. Cada horizonte difiere en una o más características del superior o del inferior. Usualmente se reconocen cinco tipos de horizontes. Los horizontes se observan en la figura 1, y se detallan a continuación (Castro J. 2012).

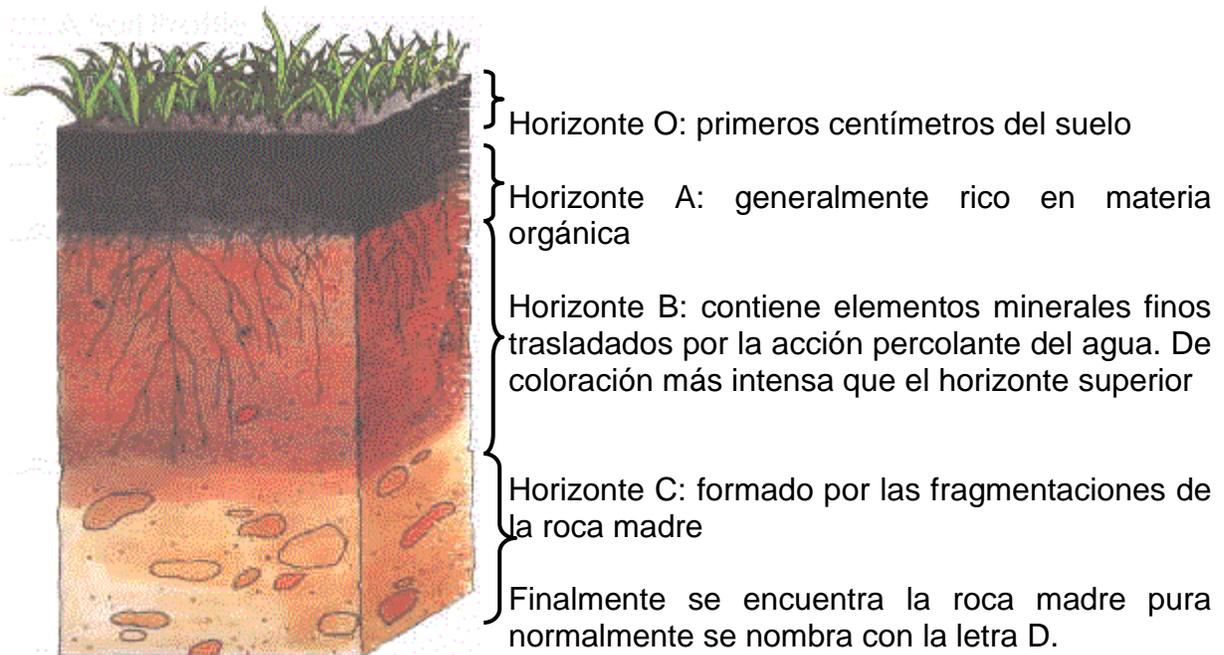


Figura 1: Horizontes del Suelo

¹ No todos los horizontes se encuentran en todos los suelos

2.2. La explotación de recursos naturales

El incremento demográfico mundial es bien conocido y es un hecho perfectamente aceptado. Lo que no está claro y a veces discutido es la incapacidad de los recursos naturales del mundo para satisfacer la necesidad de alimentar, vestir y encargarse de la población actual y futura. Durante innumerables siglos la riqueza mundial de los recursos naturales, los minerales, los bosques y el suelo, sólo se necesitaba para rendir un modesto interés que era suficiente para satisfacer las necesidades primarias del hombre. A medida que la población fue creciendo también fue necesario satisfacer intereses cada vez mayores hasta comenzar a utilizar los recursos capitales (Hudson, 2006).

La expansión demográfica vino de la mano con la revolución industrial, que puso a disposición del hombre las herramientas, las máquinas y los ingenios que hicieron posible la explotación de los recursos naturales a escala anteriormente inimaginable. Por lo cual, mientras la curva demográfica muestra una continua tendencia ascendente, los recursos naturales mostraban una tendencia descendente, a partir de la revolución industrial se iniciaron de la mano del hombre las acciones más destructivas, alterando y distorsionando el reciclado biológico de los compuestos químicos del suelo (ASOCAE).

Una de las consecuencias más negativas de la revolución industrial ha sido la dispersión de los contaminantes en el agua, atmósfera y suelo. De éstos, el suelo es el medio más estático, donde los contaminantes pueden permanecer durante mucho tiempo. Esta permanencia a largo plazo es especialmente grave en el caso de contaminantes inorgánicos como los metales pesados, que no pueden ser degradados. Su persistencia, acumulación progresiva y/o su transferencia a otros sistemas supone una amenaza para la salud humana y la de los ecosistemas. La minería y actividades asociadas generan una gran cantidad de residuos pétreos y lodos ricos en metales pesados que son depositados en la superficie del entorno minero. Así, el suelo original de la mina se degrada o se pierde irreversiblemente (Becerril *et al*, .2007).

2.3. Metales y desarrollo de la civilización

La corteza terrestre contiene elementos químicos de gran utilidad, entre ellos muchos metales que, desde tiempos remotos, han resultado de gran importancia para el desarrollo y progreso de las civilizaciones, hasta tal punto que sería muy difícil imaginar nuestra sociedad actual sin un extenso empleo de utensilios y herramientas elaborados con metales. De los elementos químicos que hoy conocemos, aproximadamente un 75 % son metales (Mohen, 1992).

Para los químicos y ambientalistas, resulta tal vez relevante y curioso que dos lejanos e importantes períodos históricos de la humanidad se identifiquen de acuerdo con los metales que en ellos se empleaban predominantemente. En efecto, la edad del cobre, siguió a la edad de la piedra y precedió a la edad del bronce (producido tradicionalmente por aleación de cobre con estaño) y a la más reciente edad del hierro (Harding, 2003). Esta antelación se debe a que el cobre puede encontrarse en muchos lugares en estado libre, es decir como elemento químico no combinado, mientras que prácticamente no se halla hierro libre, sino combinado con otros elementos.

Algunos historiadores estiman que unos diez mil años atrás, en algunas regiones de Asia ya se empleaba el cobre. Este metal, de un atractivo color rojizo, solía encontrarse libre, en vetas entre ciertas rocas, y podía ser extraído con paciencia y esfuerzo. Fue utilizado para construir instrumentos de labranza, armas y objetos de adorno que, por el elevado costo del metal, se guardaban en lugares ocultos (Wilson, 1994).

También es sabido que hace más de cinco mil años, nuestros ancestros ya habían comenzado a emplear el oro y la plata. Esto se debía, precisamente, a que esos metales, al igual que el cobre, se encontraban a veces en estado libre, y podían extraerse con cierta facilidad. Además, hay también evidencias acerca del uso de utensilios primitivos de hierro hace unos 4500 años (López y Blanco, 2005).

2.4. Metales pesados, salud y ambiente

A partir de la Revolución Industrial, la producción de metales pesados aumenta de forma exponencial. Los metales pesados se convierten en un tema actual tanto en el campo ambiental como en el de salud pública. Los daños que causan son tan severos y en ocasiones tan ausentes de síntomas, que las autoridades ambientales y de salud de todo el mundo ponen especial atención en minimizar la exposición de la población, en particular de la población infantil, a estos elementos tóxicos.

Algunos metales pesados como el cromo, manganeso, cobalto, cobre, zinc, molibdeno, vanadio o hierro participan en una serie de funciones catalíticas de importancia para los seres vivos. No obstante, para que puedan ser empleados por los microorganismos deben encontrarse en el medio a concentraciones muy reducidas (niveles de traza); sin embargo, el equilibrio necesario se ha visto afectado por la actividad humana, ya que los aportes al medio natural de iones metálicos se han incrementado de manera considerable. Este aporte antropogénico presenta diferentes vías, entre las que destacan como mayoritarias las operaciones mineras y de fundición. Los vertidos de aguas residuales urbanas, los vertidos industriales, los desechos de la manipulación de metales y el uso de fertilizantes y pesticidas.

La toxicidad de los metales pesados se ha documentado a lo largo de la historia: así, los médicos griegos y romanos diagnosticaron los síntomas por la ingestión de plomo.

Históricamente se ha considerado que hervir zumo de uva en recipientes de plomo ha podido ser la causa de numerosos envenenamientos entre la población y con ello, haber contribuido a la caída del Imperio Romano (Graeme y Pollack, 1998). Hoy en día, se sabe mucho más sobre los efectos de los metales pesados en la salud. La exposición a los metales pesados se ha relacionado con el retraso en el desarrollo, los distintos tipos de cáncer, dolor de riñón, e incluso con la muerte en algunos casos, en los cuales ha habido exposición a concentraciones muy altas. La

exposición a altos niveles de mercurio, de oro, y de plomo también se ha asociado al desarrollo de la autoinmunidad, lo que implica que el sistema inmunológico empieza a atacar a sus propias células, confundiéndolas con los invasores externos.

La autoinmunidad puede conducir al desarrollo de enfermedades en ligamentos y riñones, tales como artritis reumatoide, o en el sistema nervioso central y circulatorio. Desafortunadamente, a pesar de la evidencia de sus efectos en el deterioro de la salud, la exposición a los metales pesados continúa. Es por tanto necesario evitar la entrada de metales tóxicos en los medios acuáticos y, sobre todo, que las industrias reduzcan la concentración de metales hasta unos niveles que no generen problemas de toxicidad. En muchos casos se han establecido normativas que regulan las cantidades máximas de metal que puede contener un efluente antes de ser abocado al medio acuático y así evitar la contaminación del medio en la fuente de origen.

Con este fin se han desarrollado diferentes tecnologías que resultan efectivas aunque en algunos casos no son siempre adecuadas, suponiendo su aplicación un alto coste energético y de reactivos. La problemática mencionada demanda una tecnología limpia y capaz de retirar los contaminantes, permitiendo de nuevo su uso y el equilibrio de los ecosistemas.

2.5. Metales pesados

Los “metales pesados” son aquellos elementos químicos que presentan una densidad igual o superior a 5 gcm^{-3} cuando están en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalinotérreos). No obstante, en primer lugar, conviene aclarar que el término “metales pesados” es impreciso. En realidad se pretende indicar con este término aquellos metales que, siendo elementos pesados, son “tóxicos” para la célula. Sin embargo, en realidad cualquier elemento que a priori es benéfico para la célula, en concentraciones excesivas puede llegar a ser tóxico. Por tanto se seguirá manteniendo el término “metales pesados” para definir dichos elementos (Navarro *et al.*, 2007).

Los metales pesados más peligrosos son el Plomo, Mercurio, Arsénico, Cadmio, Estaño, Cromo, Zinc y Cobre. Estos metales son muy utilizados en la industria, y también se emplean en ciertos plaguicidas y medicinas. Los metales pesados son de toxicidad extrema porque, como iones o en ciertos compuestos, son solubles en agua y el organismo lo absorbe con facilidad. Dentro del cuerpo, tienden a combinarse con las enzimas y a inhibir su funcionamiento. Hasta dosis muy pequeñas producen consecuencias fisiológicas o neuronales graves. Los defectos congénitos incapacitantes que causa el envenenamiento con Mercurio, o el retraso mental debido al saturnismo causado por el Plomo, son ejemplos bien conocidos (Nebel y Wright, 1999).

Los metales pesados se clasifican en dos grupos:

1. Oligoelementos o micronutrientes. Necesarios en pequeñas cantidades para los organismos, pero tóxicos una vez rebasado cierto umbral. Incluyen: Arsénico (As), Boro (B), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Molibdeno (Mo), Manganeso (Mn), Níquel (Ni), Selenio (Se) y Zinc (Zn).
2. Sin función biológica conocida. Son altamente tóxicos, e incluyen Bario (Ba), Cadmio (Cd), Mercurio (Hg), Plomo (Pb), Antimonio (Sb) y Bismuto (Bi). Su persistencia, acumulación progresiva y/o su transferencia a otros sistemas supone una amenaza para la salud humana y la de los ecosistemas (Navarro *et al.*, 2007).

2.6. Origen de la contaminación por metales pesados en suelo

2.6.1. Origen natural:

Los metales pesados han existido desde siempre en la corteza terrestre, estos metales al meteorizarse se concentran en los suelos. Las concentraciones naturales de metales pesados en algún momento pueden llegar a ser tóxicas, ya que éstos tienen la capacidad de acumularse principalmente en plantas y producir efectos tóxicos para todos aquellos organismos que las consumen.

Las rocas ígneas ultra básicas (peridotitas y serpentinas) revelan los más altos contenidos en metales pesados, seguidas de las rocas ígneas básicas (gabros y basaltos). Las menores concentraciones se encuentran en las rocas ígneas ácidas (granito) y en las sedimentarias como las areniscas y las calizas. Los porcentajes más altos se dan para el Cr, Mn y Ni, mientras que el Co, Cu, Zn y Pb se presentan en menores cantidades, siendo mínimos los contenidos para el As, Cd y Hg (Sánchez ,2003)

El proceso natural de transformación de las rocas para originar los suelos produce una parte de los metales pesados, aunque estos metales originados de forma natural se encuentren a elevadas concentraciones, por lo regular no suelen rebasar los umbrales de toxicidad y además se encuentran bajo formas muy poco asimilables para los organismos.

2.6.2. Origen antropogénico:

La concentración de metales pesados y su movilidad en suelos ha aumentado por causas no naturales, siendo la actividad humana la fuente principal de este incremento de contaminación por metales pesados.

Las actividades humanas que provocan una modificación del contenido natural de los metales pesados son muy variadas: vertido industriales, vertidos procedentes de actividades mineras, aplicación de productos químicos agrícolas, lodos residuales,

gases de combustión, emisión de partículas por los automóviles y por último aunque no menos importante, los residuos sólidos de origen doméstico (Sánchez, 2003).

2.7. Características de los metales pesados

Los metales pesados se definen como aquellos elementos que tienen una densidad mayor de 5 g/cm³ en su forma elemental. Estos están conformados por 38 elementos, pero generalmente son 12 los utilizados más comúnmente y descargados como parte de una serie de residuos al medio ambiente: Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn, y Zn. Dos de los contaminantes encontrados con más frecuencia en las zonas mineras del país son el Arsénico y el Plomo, junto con el Cadmio en algunas de ellas (Valdez. 1999).

El término de metal pesado refiere a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y sea tóxico o venenoso en concentración incluso muy bajas. Los ejemplos de metales pesados o algunos metaloides, incluyen el plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn), arsénico (As), cromo (Cr), entre otros. No pueden ser degradados o destruidos fácilmente de forma natural o biológica ya que no tienen funciones metabólicas específicas para los seres vivos (Prieto *et al.*, 2009).

Lo que hace tóxico a los metales pesados no son en general sus características esenciales, sino las concentraciones en las que pueden presentarse, y casi más importante aún, el tipo de especie que forman en un determinado medio (Higuera y Oyarzun, 2008).

2.8. Toxicidad y aplicaciones de algunos metales pesados

2.8.1. ARSÉNICO:

Símbolo: As.

Número atómico: 34.

Peso atómico: 74.92

El arsénico es un metaloide, quebradizo, con estructura metálica cristalina, que presenta tres formas alotrópicas de colores amarillo, negro y gris. Pertenece al grupo V-A de la tabla periódica.

A pesar de su poca abundancia en la corteza de la tierra (0,0001%), ocupa el puesto 52 en el Rankin de abundancia de los elementos, por delante del molibdeno. El arsénico se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza pudiendo encontrarse cantidades detectables tanto en suelos, como en aguas superficiales, aguas subterráneas y otros medios. Es un constituyente natural de los minerales de plomo, cinc, oro y cobre. Fenómenos naturales tales como la meteorización, la actividad biológica y la actividad volcánica junto con las aportaciones antropogénicas son las responsables de la emisión de arsénico a la atmósfera, desde donde se redistribuye a la superficie de la tierra mediante la lluvia (BRADL *et al.*, 2005).

Los estados de oxidación más comunes del arsénico son -III, 0, +III, +V. La especie predominante de arsénico inorgánico en los sistemas acuáticos aeróbicos es el arseniato (As (V) como $H_2AsO_4^-$ y $HAsO_4^{2-}$), mientras que en ambientes reductores la forma predominante es el arsenito (As (III) como H_2AsO_3 y $H_2AsO_3^-$).

El As es considerado como un metaloide, es inodoro y no tiene sabor. Se encuentra en la naturaleza en dos formas principales como compuestos inorgánicos que son trivalentes o pentavalentes y también como compuestos orgánicos que pueden ser trivalentes o pentavalentes, y son provenientes de la biometilación de microorganismos que se encuentran en el suelo y agua. El As puede contaminar agua, aire y alimentos, ya que se emplea en numerosos procesos industriales como en refinerías, galvanizadoras y también está presente en pesticidas, herbicidas y fungicidas. La industria minero metalúrgica emite compuestos de As en forma de un polvo fino como arsénico inorgánico (BRADL *et al.*, 2005).

La movilidad y biodisponibilidad del arsénico depende principalmente de la especie química de arsénico presente, del pH del suelo o las aguas subterráneas, de la presencia de óxidos de manganeso e hierro y arcillas, del potencial redox y la presencia de otros iones competidores. Las especies más abundantes de arsénico en suelos y aguas son el As (V) y el As (III). De estos el As (III) es el que presenta una mayor movilidad y solubilidad, además de ser la especie más tóxica (BRADL *et al.*, 2005).

2.8.2. Toxicocinética

La absorción del As depende del tamaño de partícula, las partículas de 1 a 2.5 μm se absorben en los pulmones y las de un tamaño superior a éste son tragadas y absorbidas por vía oral en un 95% en el tracto gastrointestinal.¹⁵ Su distribución es principalmente en hígado, riñón, esqueleto y otros tejidos y predomina en uñas, cabello y piel.

Una vez absorbido la biotransformación del As sigue varios caminos. Para la metilación el As (V) debe ser reducido a As (III) a través de un proceso mediado por el glutatión (GSH).^{15, 16} El metabolismo del As comprende reacciones de óxido/reducción y reacciones de metilación para transformar el ácido monometilarsónico (MMA) en ácido dimetilarsénico (DMA). Algunos autores sugieren que la toxicidad del As disminuye si se incrementa la metilación.

Actualmente se sabe que la toxicidad del arsénico se manifiesta por cambios cutáneos, hepáticos, neurológicos, hematológicos, cardíaco y hasta la muerte (Prieto, 1997), además es acumulativo y sólo es expulsado del cuerpo en forma gradual a través de orina, pelo, uñas y piel; por consiguiente los pacientes que sufren de envenenamiento con este elemento presentan diferentes sintomatologías que pueden ir desde anorexia, diarrea y náuseas hasta melanosis, leuco-melanosis, queratosis, hiperqueratosis, gangrena y cáncer de piel, entre otros (Nriagu, 1994). En algunas personas se reportan posibles casos de habituación crónica al arsénico llamados arsenicófagos, esto no disminuye su nivel toxicológico y adicionalmente se pueden presentar algunas de las sintomatologías antes mencionadas, ya que el

riesgo de adquirir cáncer de piel entre otras enfermedades es del orden de una persona por cada 10,000 habitantes que consumen agua con una concentración de 2 µg.L-1 de este elemento (Batsheba, 1996).

2.8.3. Toxicodinamia

Se ha reportado que ciertas proteínas y enzimas que contienen grupos sulfhidrilo se alteran por la exposición a As, y también se afecta la respiración de los tejidos y enzimas Mitocondriales (Casarett y Doull, 2001).

El As causa dolor abdominal y diarrea. Un efecto por exposición crónica al mismo es la anormalidad en la piel (aparecen pequeñas manchas color oscuro en las palmas y torso) llamada hiperqueratosis. También es causa común de anemias en personas que están expuestas a envenenamiento por vía oral. En forma sistémica causa leucopenia; también puede interferir en la eritropoyesis y es neurotóxico. La Agencia Internacional de Investigación del Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés) ha clasificado al As como un carcinógeno humano. Por vía inhalatoria se ha asociado con cáncer de pulmón, mientras que por ingestión se ha asociado con cáncer de piel.

La inhalación de niveles altos de Arsénico inorgánico puede producir dolor de garganta e irritación de los pulmones. La ingestión de niveles muy altos de Arsénico puede ser fatal. La exposición a niveles más bajos puede producir náusea y vómitos, disminución del número de glóbulos rojos y blancos, ritmo cardíaco anormal, fragilidad capilar y una sensación de hormigueo en las manos y los pies. La ingestión o inhalación prolongada de niveles bajos de Arsénico inorgánico puede producir oscurecimiento de la piel y la aparición de pequeños callos o verrugas en la palma de las manos, la planta de los pies y el torso. El contacto de la piel con Arsénico inorgánico puede producir enrojecimiento e hinchazón. El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS, por sus siglas en inglés) y la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés) han determinado que el Arsénico inorgánico es un elemento reconocido como carcinogénico en seres humanos (ATSDR, 2007).

2.9. MERCURIO

Es un metal pesado plateado que a temperatura ambiente es un líquido inodoro. Es un mal conductor del calor comparado con otros metales, aunque no es mal conductor de la electricidad. Se alea fácilmente con muchos otros metales como el oro o la plata produciendo amalgamas. Es insoluble en agua y soluble en ácido nítrico. Cuando aumenta su temperatura produce vapores tóxicos y corrosivos, más pesados que el aire.

2.9.1. Fuentes naturales

El mercurio es muy poco abundante en la corteza terrestre (<0,1 ppm) y aparece básicamente en depósitos de sulfuros formando parte del cinabrio (HgS) (Volesky, 1990).

2.9.2. Toxicidad

Los efectos inmediatos que puede producir por inhalación son: escozor de garganta, dolor de cabeza, náuseas, pérdida del apetito y debilidad muscular. Por contacto con ojos y piel: enrojecimiento, irritación. Por ingestión: vómitos, diarrea, pérdida del apetito y debilidad muscular (Ochiai, 1995).

La exposición prolongada o repetida puede provocar lesiones en riñones, cerebro y sistema nervioso.

Las enfermedades o lesiones asociadas al mercurio se llaman hidrargirismo o mercurialismo e hidrargiria.

La ingestión prolongada de alimentos contaminados con mercurio provoca la enfermedad conocida como de Minamata. En algunos casos puede verse afectado con pérdida de la vista (Volesky, 1990).

2.9.3. Aplicaciones

Su uso más antiguo, aparte de la extracción de oro y plata, fue en la confección de espejos, que aún hoy día se aplica. Se utiliza también en instrumentos de medición principalmente termómetros y tensiómetros, enchufes, rectificadores eléctricos, interruptores, lámparas fluorescentes y como catalizador. Una aplicación del mercurio es en la denominada lámpara de vapor de mercurio como fuente de luz ultravioleta o esterilizador de agua, así como la iluminación de calles y autopistas, El vapor de mercurio se utiliza también en los motores de turbinas, reemplazando al vapor de agua de las calderas.

Otro uso del mercurio se dirige a la industria de explosivos, y también ha sido notable su uso por los dentistas como compuesto principal en los empastes de muelas, pero que ha sido sustituido hace poco tiempo (en los países más desarrollados), por el bismuto de propiedades semejantes y ligeramente menos tóxico (Needleman, 2006). También se ha empleado en medicina a través de mercoquinol(oxiquinolinsulfonato de mercurio) y del hidrargirol(parafeniltioniato o parafenolsulfonato de mercurio), este último como antiséptico, al igual que otros muchos como el hidrargol, el hidrargiroseptol, el yoduro mercúrico, el cloroyoduro mercúrico, el mercuriol, etc.

2.10. PLOMO

Símbolo: Pb.

Número atómico: 82.

Peso atómico: 207.2

Color: gris.

El plomo es un metal pesado de densidad 11,4 g/cm³ a 16 °C, de color azulado, que al empañarse adquiere un color gris mate. Es flexible, inelástico y se funde con facilidad.

Su fundición se produce a 327,4 °C, hirviendo a 1725 °C. Sus valencias químicas normales son 2 y 4. Es relativamente resistente al ataque de ácido sulfúrico y ácido clorhídrico, aunque se disuelve con lentitud en ácido nítrico y ante la presencia de bases nitrogenadas. El plomo es anfótero, ya que forma sales de plomo de los

ácidos, así como sales metálicas del ácido plúmbico. Tiene la capacidad de formar muchas sales, óxidos y compuestos organometálicos.

Es uno de los metales más ampliamente distribuidos en la tierra ya sea de forma natural, o como consecuencia de su uso industrial. Es inodoro e insípido, no se disuelve en agua pero puede combinarse con otros químicos para formar lo que se conoce como compuestos de Pb o sales de Pb. Este metal se emplea en la producción de baterías y en algunos productos con latón y bronce. Anteriormente se utilizaba en las bases para pinturas y para aumentar el octanaje de las gasolinas. En México se sigue utilizando en el vidriado para recubrir utensilios de cerámica para cocinar, almacenar y servir alimentos. Por lo tanto, el ser humano se encuentra expuesto al Pb a través de múltiples rutas tales como aire, suelo, agua, polvo de las casas y alimentos contaminados (Copeland, 1971).

2.10.1. Fuentes naturales

El plomo rara vez se encuentra en su estado elemental, obteniéndose básicamente de la galena (PbS) y, en menor proporción, de otros minerales de plomo asociados a la galena y a los sulfuros complejos como la anglesita ($PbSO_4$), cerusita ($PbCO_3$), crocoita ($PbCrO_4$), etc.

2.10.2. Toxicidad

Los efectos de la intoxicación por plomo fueron descritos por Hipócrates en la antigua Grecia (Landrigan, 1990). Benjamin Franklin también describió el efecto de la ingesta de este metal entre los trabajadores de su imprenta, especialmente los que fabricaban y manipulaban los linotipos hechos de plomo. A pesar de tener referencias tan antiguas, el problema del plomo no se ha atendido como se debiera. Los textos de toxicología hasta la década de los setenta no dedicaban mayor atención a este problema. Desde mediados de los años setenta, las autoridades de salud de los Estados Unidos reconocieron al envenenamiento por plomo en niños como un problema grave al que llamaron epidemia silenciosa. Este envenenamiento

en niños se ha asociado a las superficies vidriadas como ventanas, puertas (Klein *et al.*, 1970) y pigmentos en determinadas pinturas (Copeland, 1971).

Una vez reconocido el problema, el creciente cuerpo de información sobre el daño del plomo a la salud ha llevado a las autoridades de salud a emitir normas cada vez más estrictas sobre los niveles de este metal en la sangre, mientras que las autoridades del medio ambiente prohibieron el uso de las pinturas basadas en plomo en 1978 y se empezó a sustituir paulatinamente el plomo en las gasolinas a partir de la década de los setenta. Al mismo tiempo, la Ley del Aire Limpio (Clean Air Act) señalaba límites máximos para la concentración del plomo en el aire (USEPA, 1986).

Se cree que el uso generalizado que le daban al plomo en la antigua Roma (en recipientes, tubería, etc.) tuvo que ver con la decadencia de su civilización. Los romanos usaban incluso el acetato de plomo, por su dulzura, como edulcorante del vino, agudizando la intoxicación en quien lo bebía (Volesky, 1990).

Una vez absorbido en el cuerpo humano, el plomo se almacena en los huesos, riñones e hígado. La sangre constituye un almacén temporal que se usa en medicina para medir la exposición al plomo durante los últimos 30 días. En los adultos, la exposición a niveles sumamente bajos de plomo causa incrementos pequeños, pero significativos, en la presión arterial. También el plomo causa enfermedades renales y afecta la fertilidad. En los casos agudos, la alta presión arterial (hipertensión) causada por la exposición al plomo, contribuye a que mueran miles de personas cada año, especialmente personas entre las edades de 35 y 50 años (Ochiai, 1995).

El Pb puede contaminar aire, alimentos y suelo. Ingresa al organismo a través de la vía respiratoria y/o gastrointestinal. La absorción del Pb a través del tracto respiratorio depende, entre otros factores, del tamaño de partícula y de la biodisponibilidad del compuesto. Por el tracto respiratorio las partículas se absorben en un 90% en los alvéolos. La absorción por vía oral depende del tamaño y la solubilidad de las partículas, en el tracto gastrointestinal la absorción del Pb en adultos es del 10% al 15% y en niños es del 42% al 50%. En niños el Pb se absorbe

a través de la vía gastrointestinal 1.6 a 2.7 veces más que en los adultos. Es posible que esta diferencia se deba a que los niños tienen un alto requerimiento de calcio y el Pb mimetiza a este elemento (Goyer, 1995).

Una vez que el Pb llega al torrente sanguíneo, el 96% se une a los eritrocitos; de éste el 50% se une a la hemoglobina, el 25% se une a proteínas y el otro 25% se encuentra libre. En niños el 73% del Pb absorbido se deposita en hueso (como los dientes) y en adultos el 94%. El resto se deposita en tejidos blandos como hígado, riñón, pulmones y puede llegar al sistema nervioso central (ATSDR, 1999). El Pb que no se absorbe en el intestino se excreta en heces y en orina eliminándose entre un 40% y un 70% de lo absorbido por todas las vías (Casarett y Doull, 2001). En la Tabla 1 se observa el tiempo de vida media que tiene el plomo en el organismo.

TABLA 1. Distribución del Plomo en el Organismo Humano

	Vida media
Sangre	36 días
Tejidos blandos	40 días
Huesos	27 Años

2.10.3. Toxicodinamia

El Pb se ha asociado con daño neuropsicológico, problemas de comportamiento e hiperactividad en niños (ATSDR, 1999). En adultos se han observado efectos como pérdida de la memoria, problemas de atención, irritabilidad, cefalea y temblores musculares. Además, en la exposición ocupacional y/o accidental los efectos que se han observado son nefropatía crónica, hipertensión, anemia, debilidad muscular y cólicos (Casarett y Doull, 2001). En la Tabla 2 se muestran diferentes niveles de PbS y sus efectos en niños y en adultos.

TABLA 2. Niveles de Plomo en Sangre y su Respuesta en Niños y Adultos

Respuesta en niños	Nivel de Pb en sangre (µg/dL)	Respuesta en adultos
	150	
Muerte		
	100	Encefalopatía
Encefalopatía		
Neuropatía		Anemia
Anemia		
Cólico		Longevidad disminuida
	50	Disminución en síntesis de hemoglobina
		Neuropatía periférica
Disminución en síntesis de hemoglobina	40	Disminución en la fertilidad (hombre) Neuropatía
Disminución en el metabolismo vitamina D	30	Hipertensión arterial Disminución de la capacidad auditiva
Disminución en la velocidad conducción nerviosa	20	
Protoporfirinaeritrocitaria		
Disminución del coeficiente intelectual (CI)	5-10	Hipertensión arterial
Disminución de la capacidad		Auditiva Abortos espontáneos
Disminución de la estatura		
Tabla adaptada de ATSDR, Case studies in environmental medicine No. 1 (ATSDR, 1999).		

La intoxicación aguda se presenta acompañada de alteraciones digestivas, dolores epigástricos y abdominales, vómitos, alteraciones renales y hepáticas, convulsión y coma. En tanto que la intoxicación crónica puede involucrar neuropatías, debilidad y dolor muscular, fatiga, cefalea, alteraciones del comportamiento, parestesias, alteraciones renales, aminoaciduria, hiperfosfaturia, glucosuria, nefritis crónica, encefalopatía, irritabilidad, temblor, alucinaciones con pérdida de memoria, cólicos, alteraciones hepáticas (INE, 2009).

El plomo causa anemia en los niños y en los adultos al impedir la formación de moléculas que transportan el oxígeno. En los adultos, la exposición a niveles sumamente bajos de plomo causa incrementos pequeños pero significativos en la presión arterial y no existe evidencia de que haya un umbral para este efecto. También en los adultos, el plomo causa enfermedades renales y afecta la fertilidad. La alta presión arterial (hipertensión) causada por la exposición al plomo, contribuye a que mueran miles de personas cada año, especialmente personas entre las edades de 35 y 50 años (Valdez Y Cabrera 1999).

2.10.4. Aplicaciones

El consumo anual de plomo es el orden de 3 millones de toneladas, de las cuales el 40 % se usa en la fabricación de acumuladores eléctricos y baterías. Otras aplicaciones importantes son: elementos de construcción (12 %), fabricación de forros para cables (6 %), pigmentos, soldadura suave, municiones, plomadas para pesca y también en la fabricación de soldaditos y otros juguetes (Volesky, 1990).

Se están desarrollando compuestos organoplúmbicos para aplicaciones como son la de catalizadores en la fabricación de espuma de poliuretano, tóxicos para las pinturas navales con el fin de inhibir la incrustación en los cascos, agentes biocidas contra las bacterias grampositivas, ácaros y otras bacterias que puedan invadir zonas íntimas, protección de la madera contra el ataque de los barrenillos y hongos marinos, preservadores para el algodón contra la descomposición y el moho, agentes molusquicidas, agentes antihelmínticos, agentes reductores del desgaste en los lubricantes e inhibidores de la corrosión para el acero.

Merced a su excelente resistencia a la corrosión, el plomo encuentra un amplio uso en la construcción, en particular en la industria química (Subletet *al.*, 2003).

Es resistente al ataque por parte de muchos ácidos porque forma su propio revestimiento protector de óxido, pero es atacado por las bases nitrogenadas. Como consecuencia de esta característica, el plomo se utiliza mucho en la fabricación y el manejo del ácido sulfúrico y ácido nítrico.

Durante mucho tiempo se ha empleado el plomo como pantalla protectora para las máquinas de rayos X. En virtud de las aplicaciones cada vez más amplias de la energía atómica, se han vuelto cada vez más importantes las aplicaciones del plomo como blindaje contra la radiación y los malos olores producidos por ésta.

Su utilización como cubierta para cables, ya sea la de teléfono, de televisión, de internet o de electricidad, sigue siendo una forma de empleo adecuada. La ductilidad única del plomo lo hace particularmente apropiado para esta aplicación, porque puede estirarse para formar un forro continuo alrededor de los conductores internos.

Se utilizan una gran variedad de compuestos de plomo, como los silicatos, los carbonatos y sales de ácidos orgánicos, como estabilizadores contra el calor y la luz para los plásticos de cloruro de polivinilo. Se usan silicatos de plomo para la fabricación de frituras de vidrio y de cerámica, las que resultan útiles para introducir plomo en los acabados del vidrio y de la cerámica. El azuro de plomo, $Pb(N_3)_2$, es el detonador estándar para los explosivos. Los arseniatos de plomo se emplean en grandes cantidades como insecticidas para la protección de los cultivos y para ahuyentar insectos molestos como lo son cucarachas, mosquitos y otros animales que posean un exoesqueleto. El litargirio (óxido de plomo) se emplea para mejorar las propiedades magnéticas de los imanes de cerámica de ferrita de bario.

2.11. CROMO

El cromo es un metal de transición duro, frágil, gris acerado, brillante y es muy resistente frente a la corrosión

2.11.1. Fuentes naturales

Se produce a partir de cromita ($FeCr_2O_4$) y puede existir en los diversos componentes en tres estados de valencia: Cr^{2+} , Cr^{3+} y Cr^{6+} , siendo los dos últimos los más frecuentes.

Aproximadamente la mitad de la cromita se extrae de Sudáfrica. También se obtiene en grandes cantidades en Kazajistán, India y Turquía (Tenorio, 2006).

Las principales fuentes de contaminación de este metal son, además de los residuos de los procesos industriales antes descritos, la minería y los procesos de obtención del mismo (Gavrilescu, 2004).

2.11.2. Toxicidad

El problema de salud más común en el ser humano por estar expuestos al Cromo involucra principalmente a las vías respiratorias. Estos efectos incluyen irritación del revestimiento del interior de la nariz, secreción nasal, y problemas para respirar (asma, tos, falta de aliento, respiración jadeante). En trabajadores, la inhalación de Cromo (VI) causa cáncer del pulmón y el incremento de tumores en el estómago está asociado con la ingestión de agua contaminada con Cromo hexavalente.

Los riesgos sobre la salud asociados a la exposición a cromo dependen del estado de oxidación en que se encuentre. El cromo metal y los compuestos de Cr (III) no son considerados un riesgo debido a su nula o baja toxicidad, mientras que el Cr (VI) es tóxico en animales y humanos si se inhala o se ingiere oralmente, y también en plantas, debido a su alta movilidad y solubilidad en fase acuosa con respecto al Cr (III).

En principio, se considera al cromo (III) (en su estado de oxidación +3) un elemento esencial, aunque no se conocen con exactitud sus funciones. Parece participar en el metabolismo de los lípidos, en el de los hidratos de carbono, así como otras funciones.

Se ha observado que algunos de sus complejos parecen participar en la potenciación de la acción de la insulina, por lo que se los ha denominado "factor de tolerancia a la glucosa"; debido a esta relación con la acción de la insulina, la ausencia de cromo provoca una intolerancia a la glucosa, y esta ausencia provoca la aparición de diversos problemas. Por tanto, no se considera que el cromo metal y los compuestos de cromo (III) sean, especialmente, un riesgo para la salud; se trata de

un elemento esencial para el ser humano, pero en altas concentraciones resulta tóxico.

Por otra parte, los compuestos de cromo (VI) (en su estado de oxidación +6) son tóxicos si son ingeridos, siendo la dosis letal de unos pocos gramos. A pesar de que el estómago es capaz de reducir una determinada cantidad de Cr (VI) a Cr (III), existe siempre una dosis de cromo hexavalente que es absorbido entre en las células de diversos tejidos, causando daños en el ADN y aumentando así el riesgo carcinogénico.

La mayoría de los compuestos de cromo (VI) irritan los ojos, piel y mucosas. La exposición crónica a compuestos de cromo (VI) puede provocar daños permanentes en los ojos.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda desde 1958 una concentración máxima de 0,05 mg/L de cromo (VI) en el agua de consumo.

2.11.3. Aplicaciones

- El cromo se utiliza en metalurgia principalmente para aportar resistencia a la corrosión y un acabado brillante.

- Sus cromatos y óxidos se emplean en colorantes y pinturas. En general, sus sales se emplean como mordientes debido a sus variados colores.

- El dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) es un reactivo químico que se emplea en la limpieza de material de vidrio de laboratorio y, en análisis volumétricos, como agente valorante.

- Es común el uso del cromo y de alguno de sus óxidos como catalizadores, por ejemplo, en la síntesis de amoníaco (NH_3).

- La cromita ($Cr_2O_3 \cdot FeO$) se emplea en moldes para la fabricación de ladrillos (en general, para fabricar materiales refractarios). Con todo, una buena parte de la cromita consumida se emplea para obtener cromo o en aleaciones.

- En el curtido del cuero es frecuente emplear el denominado "curtido al cromo" en el que se usa hidroxisulfato de cromo (III) ($Cr(OH)(SO_4)$).

- Para preservar la madera se suelen utilizar sustancias químicas que se fijan a ella, protegiéndola. Entre estas sustancias se emplea óxido de cromo (VI) (CrO_3).
- Cuando en el corindón ($\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$) se sustituyen algunos iones de aluminio por iones de cromo se obtiene el rubí; esta gema se puede emplear en láseres.
- El "verde de cromo" (Cr_2O_3) es un pigmento que se emplea en pinturas esmaltadas y en la coloración de vidrios. El "amarillo de cromo" (PbCrO_4) también se utiliza como pigmento (Langard, 1993).

2.12. CADMIO

Es un metal pesado, blanco azulado, relativamente poco abundante. Es uno de los metales más tóxicos. Este metal conjuntamente con el plomo y el mercurio forman el denominado "bigthree" de los metales pesados (Volesky, 1990).

Su estado de oxidación más común es el +2. Puede presentar el estado de oxidación +1, pero es muy inestable.

2.12.1. Fuentes naturales

La actividad volcánica y la meteorización de las rocas son las principales causas naturales de emisión de cadmio a la atmósfera, junto con las emisiones producidas en los incendios forestales. Antropogénicamente el cadmio se produce fundamentalmente como un subproducto de la minería, fundición y refinación de minerales de cinc, y en menor medida, plomo y cobre.

El cadmio se encuentra muy asociado con el cinc en su geoquímica ya que ambos elementos tienen estructuras iónicas y electronegatividades similares, ambos presentan estructuras divalentes en todos sus compuestos estables, y ambos forman hidróxidos y complejos con iones de amonio y cianuro, así como una variedad de complejos orgánicos con aminas, sulfuros complejos, clorocomplejos y quelatos. El cadmio forma precipitado con carbonatos, arseniatos, fosfatos, oxalatos y ferrocianuros.

El cadmio se encuentra de manera natural en casi todos los minerales de cinc. Se emplea principalmente para electroplateado y galvanizado de otros metales, en aleaciones (otorga resistencia mecánica y térmica a los aceros), en la industria electrónica y textil, pigmentos y pinturas, contactos eléctricos, soldaduras, plaguicidas, fertilizantes, en las baterías recargables de níquelcadmio y como estabilizador del PVC (Inglezakis et al., 2002).

El único mineral que contiene sólo cadmio como metal es la greenockita (CdS), aunque es difícil de encontrar. No obstante, es frecuente que aparezcan pequeñas cantidades de su óxido revistiendo el silicato de Zn (hemimorfita) o su carbonato denominado octavita (CdCO₃) revistiendo la blenda. También se ha determinado cadmio en arcillas pizarrosas con concentraciones de 0,3 mg/kg.

2.12.2. Toxicidad

Debido a su enorme toxicidad (la cual se ha estudiado sólo recientemente), el cadmio, como ha se ha indicado, se ha unido al plomo y el mercurio para formar el “bigthree” de los metales pesados con mayor potencial para dañar a los humanos y al medioambiente (Volesky, 1990).

No se conoce que el cadmio tenga algún efecto beneficioso. Aunque las exposiciones prolongadas a este metal son extremadamente raras actualmente, la ingestión de altas dosis es causa de severas irritaciones del estómago, vómito y diarrea y su inhalación causa graves irritaciones en los pulmones.

Se acumula en el organismo humano, fundamentalmente en los riñones, causando hipertensión arterial. La absorción pulmonar es mayor que la intestinal, por lo cual, el riesgo es mayor cuando el Cadmio es aspirado. Ha sido asociado con la aparición de cáncer de próstata en humanos (INE, 2009).

El cadmio es uno de los metales pesados más tóxicos que afectan al ambiente y a los organismos vivos, posiblemente debido a que forma un enlace fuerte con el sulfuro y, por consiguiente, puede desplazar metales esenciales (como el cinc) de los sitios de unión de ciertas enzimas (Baes y Mesmer, 1976). Debido a esto, la descarga de este tipo de elementos en cuerpos de agua puede ser absorbida

y acumulada por microorganismos y, de esta manera, puede transferirse a los humanos a través de la cadena alimenticia (Benguella y Benaissa, 2002).

El problema con el cadmio es que reemplaza el calcio de los huesos y los vuelve quebradizos. La ingestión e inhalación son las principales rutas de exposición al cadmio. Algunas plantas, peces y crustáceos, pueden acumular el cadmio de la tierra o del agua contaminada; por lo cual, si son ingeridos, provocan grandes disturbios gastrointestinales acompañados de hipertensión arterial. Se ha demostrado que los riñones y el hígado son los principales órganos en los que se almacena este metal; además de causar cáncer, insuficiencia respiratoria e hipertensión en el ser humano (Benguella y Benaissa, 2002). El nivel crítico del cadmio en el riñón es de aproximadamente 200 mg/kg, el nivel normal se sitúa entre 20 y 100 mg/kg en un hombre de 50 años (Rodier, 1998).

En seres humanos, se ha reportado que el cadmio causa náuseas y vómitos a niveles de 15 mg/L (Cheung *et al.*, 2001). Su tiempo de vida media en los organismos vivos es indefinido y puede durar varios años, aunque se cree que en los mamíferos puede sobrepasar los treinta años (Albert, 1999). La intoxicación colectiva con cadmio más notable ocurrió en Japón, en el río Jintsu, donde se vertieron los desechos de una mina. Los habitantes de una comunidad cercana ingirieron cadmio en elevadas concentraciones junto con el arroz y el agua potable contaminados. Se detectaron más de cien muertes debido a la intoxicación por cadmio (Albert, 1999).

Hay evidencias de que el Cd han sido la causa de efectos negativos sobre la salud humana, de la mortandad en animales, y la perturbación de los ecosistemas naturales y los agro-ecosistemas. En general, los metales pesados pueden ser potencialmente tóxicos para la salud humana (Ortiz *et al.*, 2009).

Causan mayor preocupación los efectos de las exposiciones bajas al cadmio y a largo plazo. Algunos efectos de varios niveles y duraciones de exposición son los siguientes:

- En personas que han estado expuestas a un exceso de cadmio, en su dieta o por el aire, se ha observado un daño en los riñones. Esta enfermedad renal normalmente no es mortal, pero puede ocasionar la formación de cálculos y sus efectos en el sistema óseo se manifiestan a través de dolor y debilidad.

En trabajadores de fábricas, en donde el nivel de concentración de cadmio en el aire es alto, han sido observados severos daños en los pulmones originando, incluso, enfisemas.

- En animales expuestos durante largos periodos al cadmio por inhalación, se ha observado la aparición de cáncer de pulmón. Estudios en seres humanos también sugieren que una inhalación prolongada de cadmio puede resultar en incrementar el riesgo de contraer cáncer pulmonar, como en el caso de los fumadores. Sin embargo, no hay evidencia de que la ingestión de cadmio por la vía oral sea causante de cáncer.

- Ha sido también observada alta presión arterial en animales expuestos al cadmio.

Sin embargo, aún no se sabe si la exposición al cadmio desempeña un papel importante en la hipertensión humana.

- Otros tejidos también son dañados por exposición al cadmio incluyendo hígado, testículos, sistema inmunológico, sistema nervioso y sangre. Efectos negativos en la reproducción y el desarrollo han sido observados en animales expuestos al cadmio, pero no han sido reportados aún en seres humanos (Nordberg,1996).

La exposición al cadmio en los seres humanos se produce generalmente a través de dos fuentes principales: la primera es la vía oral (por agua e ingestión de alimentos contaminados.) La segunda vía es por inhalación. La población fumadora es la más expuesta al cadmio, porque los cigarrillos lo contienen (Nordberg *et al.*, 1985).

Algunos órganos vitales son blancos de la toxicidad del cadmio. En organismos sobreexpuestos, el cadmio ocasiona graves enfermedades al actuar sobre dichos órganos. Existen actualmente algunas descripciones de posibles mecanismos de toxicidad del cadmio. Sin embargo, la implicación real que este elemento tiene como agente tóxico ha sido poco estudiada, por lo que es de gran importancia llevar a cabo estudios para profundizar en los factores de riesgo, con objeto de realizar medidas preventivas en la población.

Una vez absorbido, el cadmio es transportado por el torrente circulatorio hasta el hígado, en donde se une a una proteína de bajo peso molecular. Pequeñas cantidades de ese complejo proteína-cadmio pasan continuamente del hígado al torrente sanguíneo, para ser transportado a los riñones y filtrado a través de los glomérulos, para posteriormente ser reabsorbido y almacenado en las células tubulares del riñón. Este último órgano excreta del 1 al 2 % del cadmio tomado directamente de las fuentes ambientales, lo que provoca una gran acumulación de cadmio en los riñones. La concentración del metal en el riñón es aproximadamente diez mil veces más alta que en el torrente sanguíneo. La excreción fecal del metal representa una mínima cantidad del cadmio no absorbido en el sistema gastrointestinal. Por otra parte, se estima que la vida biológica del cadmio en los humanos varía entre 13 y 40 años (Nordberg, 1996).

2.12.3. Aplicaciones

Aproximadamente tres cuartas partes del cadmio producido se emplea en la fabricación de baterías (especialmente en las baterías de níquel-cadmio). Otra parte importante se emplea en galvanoplastia (como recubrimiento). También algunas sales se emplean como pigmentos, por ejemplo, el sulfuro de cadmio se emplea como pigmento amarillo.

Otro uso tiene lugar en aleaciones para cojinetes debido a su bajo coeficiente de fricción y muy buena resistencia a la fatiga. Por último se emplea también en algunas aleaciones de bajo punto de fusión.

2.13. COBRE

Se trata de un metal de transición de color rojizo que junto con la plata y el oro forman la llamada familia del cobre. Es un metal conocido desde el Neolítico. El cobre posee buenas propiedades mecánicas tanto puro como en las aleaciones por lo que se emplea en una gran variedad de aplicaciones técnicas. Una de sus mejores propiedades físicas es que es muy buen conductor de la electricidad, lo cual junto a

su gran ductilidad lo hace la materia prima que más se utiliza para fabricar cables eléctricos. El cobre es un metal duradero y reciclable de forma indefinida sin llegar a perder sus propiedades mecánicas. Estas propiedades conducen a que, después del acero y del aluminio, sea el metal más consumido en el mundo.

El cobre es un metal de transición que pertenece al grupo I-B de la tabla periódica. Es un metal maleable, dúctil con una muy buena conductividad al calor y la electricidad (Bradlet *al.*, 2005). Presenta tres estados de oxidación 0, +I, +II. Es un elemento relativamente abundante en la corteza terrestre y moderadamente soluble, ocupando el puesto 26 en el ranking de abundancia en la corteza de la tierra detrás del Zn con una concentración media de 24 a 55 ppm.

En el estado de oxidación +II el cobre es isomorfo con los iones Zn^{2+} , Mg^{2+} y Fe^{2+} . El cobre aparece en una gran variedad de formas: sulfuros, sulfatos, carbonatos, y también como cobre elemental. La calcopirita ($CuFeS_2$) es el mineral más abundante de cobre, el cual contiene un 34% de cobre.

La forma química adoptada por el metal (iónica, complejo, precipitado), y por tanto, su movilidad y disponibilidad, depende de factores ambientales como el pH, el potencial redox, el tipo de suelo y sedimento, la dureza del agua y el contenido orgánico. Estos factores pueden variar de un medio a otro, dando lugar a condiciones de deficiencia de cobre o de toxicidad. La mayoría de sales cúpricas se disuelven en agua liberando el ión libre hidratado. El Cu^{2+} es un ión que fácilmente forma complejos y en su forma libre catiónica presenta una gran tendencia hacia la hidrólisis. En el medio ambiente el cobre está distribuido en las tres fases: acuosa (como ión libre o complejos solubles), sólida (en partículas, coloides, suelos y sedimentos) y biológica (adsorbido e incorporado) (Flemming y Trevors, 1989).

Existen fundamentalmente tres procesos que controlan los niveles de cobre en disolución, su transformación en las distintas formas químicas, su movilidad en los ecosistemas acuáticos y su disponibilidad para la biota, que son: 1) complejación, 2) precipitación y 3) adsorción. Estos procesos, así como la resultante especiación, reparto y biodisponibilidad del cobre, están gobernados por la química del Cu (II). Los principales ligandos inorgánicos que forman complejos con el cobre en las aguas naturales son los iones hidroxilo (OH^-) y carbonato (CO_3^{2-}), dependiendo del pH y la

dureza del agua. Otros ligandos inorgánicos importantes capaces de formar complejos inorgánicos con cobre en algunas aguas naturales son HS⁻, PO₄³⁻, Cl⁻, y NH₃. El papel de estos ligandos, a excepción del Cl⁻, es menor en agua de mar que en las aguas naturales debido a las bajas concentraciones que presentan. Tanto en agua de mar como en aguas naturales los ligandos orgánicos juegan un papel más importante que los ligandos inorgánicos en la química y formación de complejos de Cu disuelto. En la bibliografía se ha descrito un alto grado de complejación orgánica del Cu disuelto en las aguas de ríos (del 75 al 99% del Cu disuelto total) y también se ha observado una relación proporcional directa entre la capacidad de complejación y el contenido de carbono orgánico disuelto (COD) (Flemming y Trevors, 1989). En aguas con un alto contenido biológico existen una gran variedad de ligandos orgánicos entre los que se incluyen los productos de excreción nitrogenados de los organismos superiores como aminoácidos, polifenoles y metabolitos microbianos de bajo peso molecular; exopolisacáridos de origen microbiano; así como ácidos húmicos heteropoliméricos y fúlvicos procedentes de la descomposición vegetal. Estos ligandos, junto con la materia orgánica producida en la digestión anaeróbica de los lodos de las aguas residuales reducen la toxicidad de Cu y otros metales en los ecosistemas acuáticos.

El cobre posee un importante papel biológico en el proceso de fotosíntesis de las plantas, aunque no forme un compuesto con la clorofila. Para los seres humanos el cobre es importante en la formación de los huesos y en la síntesis de la hemoglobina.

Síntomas de carencia de cobre son la anemia y un escaso desarrollo de los huesos. Afortunadamente tal tipo de deficiencias son raras porque el cobre está presente en la mayor parte de los alimentos.

2.13.1. Fuentes naturales

Los principales precipitados de Cu que se forman en las aguas naturales incluyen Cu(OH)₂, CuO, Cu₂(OH)₂(CO₃) y Cu₃(OH)₂(CO₃)₂. Los fosfatos también forman precipitados con cobre. Los carbonatos y sulfuros presentes en los sedimentos contribuyen a la retención y acumulación de cobre.

La adsorción de cobre y su reparto entre los sedimentos y el compartimento acuático depende de las características adsorbentes del sedimento, las características metálicas y algunos parámetros medioambientales. Los factores que afectan a los procesos de adsorción/desorción de cobre en los medios naturales incluyen el pH, la concentración de Cu y de adsorbentes, el tipo de ligando y su concentración, y los cationes competidores. En general, la adsorción de cobre por las arcillas y la materia orgánica es función directa del pH, con una adsorción máxima para un pH de 7,0 (Tenorio, 2006).

El cobre es un metal procedente de minerales como la malaquita (CuCO₃·Cu(OH)₂), cuprita (Cu₂O) y calcopirita (CuFeS₂) (Tenorio, 2006).

2.13.2. Toxicidad

La enfermedad de Wilson es un trastorno hereditario que provoca la acumulación de cobre en el hígado y en otros órganos pudiendo producir hepatitis y alteraciones renales si no es tratada y diagnosticada adecuadamente (Volesky, 1990).

El cobre en polvo es combustible y su inhalación puede provocar tos, dolor de cabeza, mareos, etc, por lo que se recomienda el uso de guantes, gafas y mascarillas en el manejo de este producto en los centros de trabajo donde se elabore y manipule. La Organización Mundial de la Salud (OMS) en la Guía de la calidad del agua potable recomienda un nivel máximo de 2 mg/L, el mismo valor ha sido adoptado en la Unión Europea como valor límite de cobre en el agua potable, mientras que en Estados Unidos la Agencia de Protección Ambiental ha establecido

un máximo de 1,3 mg/L. Se ha demostrado que el uso de sulfato de cobre en agua a concentraciones superiores a 3 mg/L provoca náuseas y otros efectos gastrointestinales adversos (Pizarro *et al.*, 1999).

2.13.3. Aplicaciones

Ya sea considerando la cantidad o el valor del metal empleado, el uso industrial del cobre es muy elevado. Es un material importante en multitud de actividades económicas y ha sido considerado un recurso estratégico en situaciones de conflicto.

- Cobre no metálico: el sulfato de cobre (II) es el compuesto de cobre de mayor importancia industrial y se emplea como abono y pesticida en agricultura, alguicida en la depuración del agua y como conservante de la madera.

- Cobre metálico: el cobre o sus aleaciones se utilizan tanto con un gran nivel de pureza en torno al 100 %, como si es aleado con otros metales. El cobre puro se emplea principalmente en la fabricación de cables eléctricos.

Algunos de los principales usos industriales de las aleaciones metálicas de cobre son: acuñación de monedas, bisutería, bombillas y tubos fluorescentes, electroimanes, instrumentos musicales de viento, interruptores eléctricos y enchufes, radiadores de automóviles, sistemas de calefacción y aire acondicionado, fontanería, motores eléctricos, etc. (Pizarro *et al.*, 1999).

2.14. Zinc

El zinc es un elemento que está ampliamente distribuido en el medioambiente, ocupa el puesto número 24 entre los elementos más abundantes de la corteza terrestre y su contenido en la litosfera está en torno a 70 mg Kg⁻¹. Se conocen cincuenta y cinco minerales que contengan cinc, siendo los más importantes la esfalerita (ZnS), esmithsonita (ZnCO₃) y la cincita (ZnO).

El zinc metálico no se encuentra libre en la naturaleza, encontrándose en su estado de oxidación +II. El ión Zn^{2+} es incoloro y existe en forma hidratada en soluciones acuosas neutras y ácidas; sin embargo en solución alcalina precipita el hidróxido, pero en exceso de base de dicho hidróxido se redisuelve para formar el ión cincato, $Zn(OH)_4^{2-}$. Debido a su naturaleza anfótera, el cinc forma gran variedad de sales; los cloratos, cloruros, sulfatos y nitratos son solubles en agua mientras que los óxidos, carbonatos, fosfatos, silicatos y sulfuros son relativamente insolubles en agua.

El zinc puede ser considerado, junto con el cadmio, como un metal muy biodisponible. Entre los factores que afectan a la movilidad y biodisponibilidad del cinc se encuentran el pH, el contenido de materia orgánica, el contenido de minerales de arcilla y el potencial redox. La movilidad del cinc decrece con el aumento de los valores de pH (Bradlet *et al.*, 2005).

2.15. Contaminación del suelo por metales pesados

Según la definición de la EPA un sitio contaminado “es aquel que tiene la presencia, verdadera o percibida, de alguna sustancia peligrosa o algún contaminante” (EPA, 2003).

Se considera un suelo contaminado aquel que presenta cambios en sus características físicas, químicas o biológicas debido a la presencia de un elemento o compuesto a partir del cual se producen efectos desfavorables en él, causando daños directos e indirectos en el hombre y el ambiente (Jiménez, 1998).

La contaminación no solo perjudica al suelo, si no también puede tener implicancias en aguas superficiales y subterráneas al ser arrastrados los contaminantes de ese lugar ya sea por medio de lluvias o simple infiltración. Además la presencia de contaminantes por sobre ciertos niveles implica múltiples consecuencias negativas para la cadena alimenticia (Contreras y Herrera 2005).

Las actividades mineras y metalúrgicas practicadas en la Comarca Lagunera han contaminado el suelo, el aire y el agua de la región con diferentes elementos potencialmente tóxicos como plomo, cadmio, arsénico y zinc. El diagnóstico más reciente en la ciudad de Torreón, Coahuila, en el área donde opera una planta fundidora, indica altos niveles de contaminación. Las concentraciones de plomo se encuentran en un rango de 389 a 8,060 ppm como valores mínimos y máximos a la profundidad de suelo de 0.0254 m. En el aire, la concentración de plomo fue de 0.1 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. La concentración de plomo en sangre de integrantes de la población de los alrededores de la planta industrial es de 5.30 a 16.40 $\mu\text{g}\cdot\text{dl}^{-1}$ de plomo en sangre de niños de uno y dos años de edad (Villalobos *et al.*, 2006).

La presencia en los suelos de concentraciones nocivas de algunos elementos químicos y compuestos (contaminantes) es un tipo especial de degradación que se denomina contaminación. El contaminante está siempre en concentraciones mayores de las habituales (anomalías) y en general tiene un efecto adverso sobre algunos organismos. Por su origen puede ser geogénico o antropogénico. Los primeros pueden proceder de la propia roca madre en la que se formó el suelo, de la actividad volcánica o del lixiviado de mineralizaciones. Por el contrario, los antropogénicos se producen por los residuos peligrosos derivados de actividades industriales, agrícolas, mineras, etc. y de los residuos sólidos urbanos. Desde un punto de vista legal, los contaminantes antropogénicos son los verdaderos contaminantes (Galán y Romero, 2008).

Los metales tienden a acumularse en la superficie del suelo quedando accesibles al consumo de las raíces de las plantas (Baird. 1999).

Las plantas cultivadas en suelos contaminados absorben en general más oligoelementos y la concentración de éstos en los tejidos vegetales está a menudo directamente relacionada con su abundancia en los suelos, y especialmente en la solución húmeda. Las concentraciones excesivas de metales en el suelo podrían impactar la calidad de los alimentos, la seguridad de la producción de cultivos y la salud del medio ambiente, ya que estos se mueven a través de la cadena alimenticia

vía consumo de plantas por animales y estos a su vez por humanos. (Pendías y Gulson, 2001).

El ejemplo más habitual de la contaminación de suelos por actividades de las industrias mineras en México es el beneficio del Oro y de la Plata, obtenidos comúnmente por amalgamación con Mercurio y por cianuración. En ninguno de los dos casos, es posible la recuperación total de los compuestos y/o elementos adicionados, por lo que es común encontrarlos en los residuos de los procesos (jales) en forma soluble. Durante el proceso de cianuración, se incrementa el pH por la adición de hidróxidos de calcio; al generarse hidróxido de sodio (en el caso de beneficio con Plata) como producto de la reacción, también se forma cianuro de sodio. La minería y actividades asociadas generan una gran cantidad de residuos pétreos y lodos ricos en metales pesados que son depositados en la superficie del entorno minero. Así, el suelo original de la mina se degrada o se pierde irreversiblemente. El “nuevo suelo” sufre un grave impacto durante la explotación minera, es frecuentemente inestable, y está formado por materiales poco aptos para el desarrollo de las actividades biológicas y los procesos formadores de suelo. Incluso después de desaparecida la actividad industrial estas condiciones adversas persisten durante mucho tiempo por el bajo nivel de materia orgánica y nutrientes, elevada y periódica erosión, gran fluctuación de temperatura superficial, sequía, condiciones de pH, etc., sin olvidar el elevado nivel de metales presentes en el substrato(Becerril *et al.*,2007).

Los metales pesados se encuentran generalmente como componentes naturales de la corteza terrestre, en forma de minerales, sales u otros compuestos. La contaminación en suelos por metales pesados ocurre cuando estos son irrigados con aguas procedentes de desechos de minas, aguas residuales contaminadas de parques industriales, municipales y filtraciones de presas de jales (Prieto *et al.*, 2009).

La contaminación del agua, aire y suelo por metales pesados es uno de los problemas ambientales más severos, además de ser muy difícil de resolver. Las fuentes más comunes de contaminación por dichos metales son: los procesos de

petróleo, las plantas generadoras de energía y los procesos metalúrgicos. De éstos, el Cadmio es un metal pesado que alcanza el medio ambiente entre otras razones por acción antrópica, ya que es utilizado en galvanoplastia, como protector contra la corrosión, estabilizador de plásticos, etc. Su eliminación del medio ambiente es prioritaria debido a su elevada toxicidad (Acosta *et al.*, 2007).

La explotación y beneficio de los recursos minerales, históricamente no controlados (desde un punto de vista ambiental), en el distrito minero de Sta. María de la Paz, ha provocado que se presente una extensa contaminación de suelos y sedimentos por arsénico y metales pesados (Pb, Zn, Cu) en el área de Villa de la Paz - Matehuala, S.L.P. 84 % de las muestras de suelo tanto en áreas urbanas como rurales presentaron una concentración de arsénico mayor de 100 mg/Kg, la cual es considerada por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) como el nivel máximo permisible a partir del cual se recomienda la remediación de un sitio (Monroy *et al.*, 2010).

Los metales pesados son peligrosos porque tienden a bioacumularse en diferentes cultivos. La bioacumulación significa un aumento en la concentración de un producto químico en un organismo vivo en un cierto plazo de tiempo, comparada a la concentración de dicho producto químico en el ambiente (Angelova *et al.*, 2004).

Una de las consecuencias más negativas de la revolución industrial ha sido la dispersión de los contaminantes en el agua, atmósfera y suelo. De éstos, el suelo es el medio más estático, donde los contaminantes pueden permanecer durante mucho tiempo. Esta permanencia a largo plazo es especialmente grave en el caso de contaminantes inorgánicos como los metales pesados, que no pueden ser degradados. Su persistencia, acumulación progresiva y/o su transferencia a otros sistemas supone una amenaza para la salud humana y la de los ecosistemas. La minería y actividades asociadas generan una gran cantidad de residuos pétreos y lodos ricos en metales pesados que son depositados en la superficie del entorno minero. Así, el suelo original de la mina se degrada o se pierde irreversiblemente (Becerril *et al.*, 2007).

La industrialización ocasiona la contaminación del medio ambiente de ecosistemas. Por consiguiente, el reconocimiento de contaminantes y la prevención

de su dispersión ambiental son una de las necesidades en este campo. Por consiguiente, debemos determinar las fuentes de contaminación del medio ambiente, sus efectos ambientales y sus métodos de prevención; También, la filtración de agua de desperdicios industriales y educación de instrucciones para la protección ambiental es trabajos vitales para controlar y proteger en contra de contaminantes (Tabariet *al.*, .2010). Para esto la comunidad microbiana se considera a menudo una caja negra. Sin embargo, los estudios dentro de esta caja negra, en las especies la composición o el nivel de tolerancia de la comunidad, pueden ser señalizadores útiles de efectos tóxicos de contaminantes de desde que es posible que la comunidad microbiana puede estar alterada sin resultar en cambios en la actuación global del sistema del terreno (Baathet *al.*, 1998).

Las concentraciones de Plomo (Pb), Zinc (Zn), Cadmio (Cd) y Arsénico (As) en diferentes profundidades de suelo afectado por presas de jales donde los metales acumulados en la superficie del suelo se reducen lentamente mediante la lixiviación, el consumo por las plantas, la erosión y la deflación. (Puga *et al.*, 2006).

El nivel de contaminación del medio ambiente del terreno por productos petroleros y fango de aceite ha acometido millones de metros cúbicos. Además, las áreas de la tierra contaminada o dañadas por los accidentes diferentes en aceite y tuberías de gas, las plantas, las refinerías, y otras instalaciones físicas constantemente aumentan. El tratamiento de terreno contaminado está relativamente complicado por una cantidad grande de arena, arcilla, y hollín mixto con productos petroleros y su viscosidad muy alta, lo cual crea problemas para ambos transporte e incineración. Las zonas costeras son grandemente afectadas por los problemas ecológicos, sociales y económicos guardando relación con el crecimiento demográfico e industrial o actividades de turismo (Zukauskaite y Jakubauskaite, 2008).

El efecto de la contaminación con hidrocarburos en la germinación y crecimiento vegetativo de diferentes especies de pastos sometidos a diferentes concentraciones de hidrocarburo, concluyendo que hay una inhibición en la germinación del trébol común y un marcado retrasó en el crecimiento de todas las plantas evaluadas (Benavides. *et al.*, 2006).

Por otra parte, en lugares donde se han venido utilizando aguas residuales para el riego agrícola, se reporta una tendencia creciente en las concentraciones de metales en los suelos, por efecto en el tiempo (años) de uso de esta agua, donde las cantidades de metal que se extraen y se miden en estos suelos, se han asociado positivamente con el tiempo de uso de agua residual; mostrando una mayor tasa anual de acumulación el Ni y Pb (Prieto *et al.*, 2009).

2.16. Metales pesados en el suelo agrícola

Esta actividad puede contaminar el suelo con metales pesados a través de la aplicación de fertilizantes que contienen trazas de metales pesados, de plaguicidas con metales pesados, de estiércol, purines, composta y lodos de aguas residuales. (Instituto Nacional de Salud Pública y Medio Ambiente de Holanda. 1992).

En los últimos años, y en las condiciones actuales en las que se han desarrollado las actividades agrícolas en México, pueden apreciarse diversas fuentes de contaminación que, con el paso del tiempo, tienden a provocar la alteración del suelo y a repercutir en la producción de los cultivos. Esto se debe a la adición de diversas sustancias, como: fertilizantes, pesticidas, aguas negras y lodos residuales de origen industrial y doméstico, vertidos industriales y elementos menores (Bonilla *et al.*, 1993).

Los elementos menores pueden participar en una serie de procesos al incorporarse al ciclo del agua, principalmente en la fase relacionado con el suelo, llegando a acumularse en éste como resultado de reacciones químicas, vía procesos de adsorción, solubilización, precipitación y cambios en sus estados de oxidación, o pueden estar presentes en tejidos vegetales, debido a la asimilación por la planta. En consecuencia, el uso agrícola de estos suelos contaminados por metales pesados, aparentemente, produce cultivos normales, pero potencialmente peligrosos para el consumo humano y animal (Fergusson y Vázquez. 2001).

2.17. La minería y la contaminación de suelos en México

México es uno de los países de Latinoamérica que se encuentra situado en una región volcánica rica en minerales. La tradición minera en el país se remonta a la época prehispánica, con la explotación de yacimientos situados principalmente en los territorios de Taxco, Pachuca, Guanajuato y Querétaro. La actividad minera alcanzó una gran relevancia económica y social hasta el periodo de la colonia, volviéndose entonces en el motor del crecimiento económico y modernización de la corona española. La minería abasteció de insumos a la industria de la construcción, metalurgia, siderurgia y química por más de tres siglos, ayudando a generar infraestructura y polos de desarrollo en el país. A nivel mundial, el auge de la minería mexicana se tradujo en un importante flujo de metales preciosos, especialmente Plata, hacia los circuitos comerciales europeos. Actualmente, la posición de la minería dentro de las industrias de sector primario es significativa aun cuando enfrenta problemas de mercados deprimidos (Volke *et al.*, 2005).

El ejemplo más habitual de la contaminación de suelos por actividades de las industrias mineras en México es el beneficio del Oro y la Plata, obtenidos comúnmente por amalgamación con Mercurio y por cianuración. En ninguno de los dos casos, es posible la recuperación total de los compuestos y/o elementos adicionados, por lo que es común encontrarlos en los residuos del proceso (jales) en forma soluble. Durante el proceso de cianuración, se incrementa el pH por la adición de hidróxido de calcio; al generarse hidróxido de sodio (en el caso de beneficio con Plata) como producto de la reacción, también se forma cianuro de sodio.

La minería y actividades asociadas generan una gran cantidad de residuos pétreos y lodos ricos en metales pesados que son depositados en la superficie del entorno minero. Así, el suelo original de la mina se degrada o se pierde irreversiblemente. El “nuevo suelo” sufre un grave impacto durante la explotación minera, es frecuentemente inestable, y está formado por materiales poco aptos para el desarrollo de las actividades biológicas y los procesos formadores de suelo (Becerril *et al.*, 2007).

2.18. Movilidad de los metales pesados en el suelo

La movilización de los metales pesados en el ambiente, suelo y en organismos, es una condicionante importante de sus características de bioacumulación, transferencia hacia otros organismos en la cadena trófica, su potencial tóxico y sus efectos (Kevin y Michael 2001).

Cualquier elemento que se encuentre depositado en el suelo, no necesariamente está disponible para la planta, ya que la absorción de éstos, depende de varios factores y características físico-químicas del suelo como el pH, Textura, etc., (Fitter y Kay 1987).

- PH. La mayoría de los metales tienden a estar más disponibles a pH ácido, excepto As, Mo, Se y Cr. directa o indirectamente, el pH afecta varios mecanismos de la retención del metal por el suelo (Bigham et al., 1996). El pH es un parámetro muy importante que tiene influencia en los procesos de sorción-desorción, precipitación y disolución, la formación de complejos y reacciones de oxidación-reducción (Narwal et al., 1999).

- Textura. La arcilla tiende a adsorber a los metales pesados, que quedan retenidos en sus posiciones de cambio.

- Materia orgánica. La formación de complejos por la materia orgánica del suelo es uno de los procesos que intervienen en la capacidad de solubilidad y asimilabilidad de metales pesados por las plantas; la toxicidad de los metales pesados aumenta en gran medida por su fuerte tendencia a formar complejos organometálicos, facilitando con ello, su solubilidad, disponibilidad y dispersión (Schmitt y Sticher, 1991)

- Capacidad de cambio. Está en función del contenido de arcilla y materia orgánica, fundamentalmente; en general cuanto mayor sea la capacidad de intercambio catiónico, mayor será la capacidad del suelo de fijar metales. El poder de adsorción de los distintos metales pesados depende de su valencia y del radio iónico hidratado; a mayor tamaño y menor valencia, se retienen con menor fuerza (Ahumada *et al.*, 1999).

- El potencial redox (disponibilidad de electrones) del suelo. Indica si los metales están en estado oxidado o reducido. Las condiciones de reducción en el suelo, se deben a la ausencia de oxígeno (anaerobio) ya que su utilización es mucho mayor a la contenida en el suelo. Esto puede ser de manera biológica o química. La oxidación en el suelo se da principalmente en suelos bien drenados (aerobia) (Schmitt y Sticher. 1991).

- Las formas solubles y cambiables de metales pesados en el agua se consideran fácilmente móviles y disponibles para las plantas, mientras que los metales incorporados en las estructuras cristalinas de las arcillas parecen relativamente inactivos (Ahumada *et al.*, 1999).

Existen otras formas que afectan la disponibilidad y movimiento de los metales pesados; el porcentaje de carbonatos, de óxidos de Fe, Mn y Al, los complejos con la materia orgánica y los óxidos de Fe-Mn (Iyenger *et al.*, 1981).

2.19. Fitotoxicidad de los metales pesados

Los metales pesados son sustancias altamente tóxicas, no biodegradables, que pueden acumularse en los organismos vivos. Cuando están presentes en el suelo, son fijados inicialmente por las plantas y, de este modo, comienza su transferencia a lo largo de la cadena trófica, transferencia caracterizada por una biomagnificación, lo que significa que el hombre, último eslabón de la cadena trófica, recibirá una mayor concentración de la sustancia tóxica en comparación con los organismos de niveles inferiores

La calidad del suelo es uno de los factores más importantes en el mantenimiento de la biosfera mundial. La incorporación de metales pesados en suelos y cultivos agrícolas por el depósito de desechos de la minería puede provocar la acumulación, a través de la cadena alimentaria, de los metales pesados como Cd, Pb, Cu y Zn, los cuales pueden afectar la salud humana. Los residuos orgánicos, residuos inorgánicos que contienen metales pesados representan una gran amenaza ya que no puede eliminarse completamente por la degradación del ecosistema como los

desechos orgánicos (Malarkodiet *al.*, 2007). Muchos sitios urbanos tienen concentraciones pesadas de metal que significativamente exceden los niveles que son generalmente declarados como ambientalmente aceptables y por consiguiente forman un riesgo potencial de salud para la humanidad, animales y plantas. La amenaza de metales pesados para el ambiente puede ser disminuida por fijación en el terreno mismo, así bajando el biomovimiento y riesgo de más movilidad. La remediación del suelo por la adición de abono compuesto aisladamente sin embargo, tendrá un efecto temporal porque cuando el abono compuesto pierde calidad, los metales regresarán a su disponibilidad original para plantas y los animales. Al mismo momento que la adición de minerales aisladamente no mejorará la calidad biológica del terreno o el soporte de la planta en crecimiento. La combinación de los dos materiales podría ser optimizada para proveer una inmovilización larga de término de los metales y también mejorar calidad biológica del terreno. Por el derroche utilizador produjo materiales (abone con abono vegetal) y minerales baratos (zeolites, bentonitas o óxido de zinc) el método para ser desarrollado pueden ofrecer un costo bajo, la solución sostenible para la remediación y el establecimiento de espacio verde. Asimismo, porque la tecnología ocurre in situ y no implica cualquier tratamiento termal, ambos combustible y dinero pueden ser salvados en el transporte del terreno, un hecho contribuyendo para la solución sustentable. (Van *et al.*, 2006).

La absorción de metales pesados por las plantas es generalmente el primer paso para la entrada de éstos en la cadena alimentaria. La absorción y posterior acumulación dependen en primera instancia del movimiento (movilidad de las especies) de los metales desde la solución en el suelo a la raíz de la planta (Prieto *et al.*, 2009). Sin embargo, los niveles de contaminación y su impacto en algunas áreas requieren de alternativas que en periodos relativamente cortos reduzcan los niveles de contaminación por metales pesados y otros contaminantes. De igual forma, es importante que estas estrategias mantengan las propiedades biológicas y la estructura física del suelo (Ortiz *et al.*, 2009).

El cadmio es un metal pesado muy utilizado en diversas industrias y ampliamente estudiado en las plantas debido a sus efectos tóxicos. Las respuestas a este metal no son específicas, ya que no difieren significativamente de las reseñadas

para otros metales pesados. Las plantas como posibles bioindicadoras de contaminación por Cd y de los biomarcadores que pueden ser utilizados para monitoreo ambiental. Para este fin, se describe al Cd como contaminante ambiental y sus efectos sobre las plantas y el medio ambiente. Seguidamente se presentan las respuestas moleculares de las plantas como señales de alarma temprana del daño generado por cadmio y se propone su uso en el monitoreo de la contaminación por este metal (Pernía *et al.*, 2008). La identificación de sulfuro de arsénico en sedimentos reducidos es difícil porque son a menudo de grano fino, en la abundancia bajo, e inestable en aire (Peggy *et al.*, 2004).

De acuerdo con la estrategia de acumulación de Baker (1981) las plantas hiperacumuladoras pueden superar en 100 ó más veces los valores normales de metales acumulados. Estas plantas son especies muy tolerantes a uno o más metales pesados y a menudo su distribución está restringida a suelos ricos en un amplio rango de concentraciones de metales, pues no son competitivas en zonas no contaminadas. La hiperacumulación ha evolucionado en más de 400 especies de plantas repartidas en 45 familias botánicas, siendo la familia Brassicaceae una de las que cuenta con más géneros de este tipo. Se encuentran distribuidas por todo el mundo, predominando en Nueva Caledonia, Cuba y la región Mediterránea, entre otros lugares (Baker *et al.*, 2000).

Los miembros de la familia Brassicaceae son conocidos por sus efectos protectores para materiales anticarcinogénicos y genéticos. Sin embargo, muchas de las especies de esta familia acumulan cantidades altas de metales, lo cual es un rasgo indeseable. El rábano (*Raphanus Sativus* L.) Se resalta por acumular metales de adentro se arraiga para una extensión superior que miembros de otros de Brassicaceae. Los vertederos de rábano acumulan concentraciones superiores de metaloides que las raíces; El metaloide y los isotyocianates (los productos de hidrólisis de los glucosinolates) contenidas en el rábano están propuestos como los agentes principales del modulador de la actividad de la genotoxicidad de las plantas crecido en terrenos contaminados con metales (Villatoro 2008).

Parece ser que la tolerancia en estas plantas no viene determinada por la acción de un solo mecanismo interno, sino de varios, que actuarían conjuntamente. En general, las hiperacumuladoras presentan una tasa de crecimiento baja, poca producción de biomasa y un sistema radicular pobre, posiblemente debido al costo energético que supone acumular niveles de metales en su interior que pueden exceder valores tan altos como el 1% del peso seco de la planta. Si el costo energético de esta protección interna es tan elevado, nos preguntamos si esta hiperacumulación es, en realidad, una ventaja adaptativa para estas plantas (Llugany *et al.*, 2007).

Unas basan su resistencia a los metales con la estrategia de una eficiente exclusión del metal, restringiendo su transporte a la parte aérea. Otras prefieren acumular el metal en la parte aérea en una forma no tóxica para la planta. La exclusión es más característica de especies sensibles y tolerantes a los metales, mientras que la acumulación es más común de especies que aparecen siempre en suelos contaminados o metalíferos (Llugany *et al.*, 2007).

Finalmente hemos de considerar que la aplicación de la fitoextracción no elimina el metal del medio, sino que lo transfiere a un organismo, quedando por resolver de forma efectiva qué hacer con las plantas una vez acumulado el metal en ellas. Este metal puede, como hemos dicho, no ser tóxico para la propia planta pero sí para cualquier organismo vivo que se alimente de ella. Se debería controlar en qué situaciones es favorable el uso de esta técnica y hasta qué punto las plantas hiperacumuladoras son una buena herramienta en fitoremediación (Llugany *et al.*, 2007).

III. Norma oficial mexicana del Pb, Cd y Zn

3.1. Norma oficial mexicana nom - 021-semarnat-2000

La normatividad en México hace referencia a un límite máximo permisible para el plomo 100-300 mg/kg-1 que son los valores sugeridos de elementos tóxicos en el suelo según la tolerancia de los cultivos que se indican.

La normatividad en México hace referencia a un límite máximo permisible para el cadmio es de 3-5 mg kg-1 que son los valores sugeridos de elementos tóxicos en el suelo según la tolerancia de los cultivos que se indican.

La normatividad en México hace referencia a un límite máximo permisible para el Zinc 1.0 mg kg-1 que son los valores sugeridos de elementos micronutriente extraíble en el suelo según la tolerancia de los cultivos que se indican.

3.2. Norma oficial mexicana (nom-001-semarnat-1996)

La normatividad en México que hace referencia a un límite máximo permisible para el plomo 10.0 mg kg-1 metal pesado en aguas residuales y suelos.

La normatividad en México que hace referencia a un límite máximo permisible para el cadmio es 0.10 mg kg-1 de metal pesado en aguas residuales y suelos.

La normatividad en México que hace referencia a un límite máximo permisible para el Zinc 20 .00 mg kg-1 metal pesado en aguas residuales y suelos.

IV. Límites máximos permisibles de metales pesados en el suelo según normas extranjeras.

4.1. Límite máximo de plomo (pb) en suelo.

El valor límite del plomo en suelos, según, la normatividad española es de 50-300 ppm. El valor de 50 se emplea en suelos con pH menor a 7, por lo tanto el de 300 se emplea para suelos con pH mayor a 7 (Puga et al., 2008).

4.2. Límite máximo de cadmio (Cd) en suelo según la EPA

La normatividad señala por la agencia de protección ambiental de Estados Unidos (EPA), para suelos de uso residencial y agrícolas es de 400 ppm. (Universidad Autónoma de Zacatecas. 2005)

4.3. Límite máximo de zinc (Zn) en el suelo según la EPA

La EPA Considera a los sitios excesivamente Fitotóxicos a los que contienen entre 200 y 400 ppm de zinc. El anteproyecto de norma del 2003 para la limpieza y remediación de los suelos contaminados a la agricultura en México señala que el valor máximo de zinc en el suelo es de 300 ppm (Puga et al., 2008).

V.MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Localización del área del estudio

El presente trabajo se realizó en el periodo de Octubre de 2011. Las muestras de suelos que fueron analizados, se sacaron de la parcela con cultivo de Maíz, del Ejido Villa Juárez Dgo. Municipio de Lerdo, Durango, México. Y el Ejido Venecia Dgo. Municipio de Gómez Palacio Los análisis de las muestras se realizaron

en el laboratorio de suelos de las instalaciones de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro UL.

5.2. Determinación de los sitios de muestreo

Se eligieron tres localidades de la Comarca Lagunera con tres tipos de características diferentes. Estas características se definen de la siguiente forma:

- La primera localidad se ubica en un área de siembra de hortalizas bajo un régimen de riego con agua residual, la cual se encuentra en el ejido San Miguel Municipio de Matamoros Coahuila.
- La segunda localidad está ubicada en un área de siembra de hortalizas bajo agricultura orgánica, específicamente donde se realicen aplicaciones de estiércol solarizado, las muestras se tomaron en el ejido Venecia Durango. Municipio de Gómez Palacio.



La tercera localidad se encuentra en un área de cultivo hortícola convencional donde se empleen prácticas agrícolas de fertilización química. Ubicada en Cd. Juárez Municipio de Cd. Lerdo Durango.

5.3 Localización geográfica de los puntos de muestreo

Los puntos de muestreo y su localización geográfica se presentan en el cuadro 1.

Cuadro 1. Localización geográfica de los puntos de muestreo

Sitio	Localización geográfica	Altura sobre el nivel del mar
Matamoros.	W: 103° 13' 41" N: 25° 31' 40"	1120 m
Villa Juárez.	W: 103° 44' 033" N: 25° 30' 20.4''	1150 m
Venecia.	W: 103° 22' 60'' N: 25° 46' 23''	1139 m

5.4. Muestreo de suelos

Las muestras de suelo se obtuvieron de la parcela antes mencionada el 11 de Octubre del 2011, los puntos que se tomaron dentro de la parcela del cultivo Maíz, fueron al zar en el cual fueron 12 muestras tomadas de 0 a una profundidad de 15, 15-30 cm y 30-60 cm la distancia entre cada muestra fue variable.

5.5. Determinación de metales pesados

Para determinar los metales pesados Pb, Cd, y Zn en suelos agrícolas el método que se utiliza de extracción con ácido nítrico HNO₃ 4 Molar (260 ml de HNO₃/LT),

- 1.- La muestra de suelo fue secada, y molida se tamizo con una malla de 2 mm, luego se realizó una mezcla simplificando las 12 muestras a 3 muestras cada una compuesta de 4 puntos muestreados
- 2.- Pesar 5 gr de suelo en la balanza analítica marca industry modelo sartorius y colocarlos en botes de plástico con tapón.
- 3.- Agregar con la probeta de 50 ml ácido nítrico 4 M y marcar el nivel del líquido.
- 4.- Colocarlo en baño María de 4 a 12 horas a una temperatura de 70° C.

5.- Sacarlo del baño María modelo Felisa de 110 V, dejarlo enfriar a temperatura ambiente y nivelar al volumen original si es necesario y tapar bien.

6.- Ponerlos agitar en el agitador de acción recíproca 1 hora.

7.- Filtrar con papel filtro y recoger el filtrado en un vaso de precipitado de 50 ml.

8.- Leer en el equipo de espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer 2380 donde se calibra dependiendo del metal que se analizara por lo cual Pb 20 ppm, Cd 2 ppm y Zn 1 ppm su nivel de estándar

Calculo para obtener el dato en Ppm (mg kg⁻¹)

Ppm Pb = $\frac{\text{CONC. LEÍDA EN ABS. AT.} \times \text{DIL. DE MASA}}{\text{DIL. DE VOLUMEN}}$. Igual para el Cd y Zinc.

5.6- Preparación de muestra

Se tomaron las muestras en bolsas de plástico de 1Kg de capacidad y se transportaron al lugar de análisis para después ponerlas a secar y una vez que perdieron la humedad se tamizaron para posteriormente realizar los análisis respectivos.

VI RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Arsénico (As)

El Cuadro 2. representa el análisis de varianza para la determinación de arsénico donde se reporto diferencia estadística altamente significativa entre localidades con una $p > F$ de 0.0001, la prueba de medias mostro una diferencia mínima significativa (dms) de 0.0131 donde las concentraciones mas altas de As los reporta la localidad de Matamoros con un valor de 0.18 partes por millón (ppm), seguido de la localidad de Cd. Juárez con valores de 0.15 y la localidad de Venecia reporto la concentración mínima con 0.13 ppm. (Figura.2.).

Cuadro 2. Análisis de varianza para la concentración de As en tres localidades.

Fuente de varianza	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	Valor de F	Pr > F
LOC (localidad)	2	0.03466667	0.01733333	40.00	<.0001
PAR (parcela)	9	4.440892E-16	4.934325E-17	Infin	1.0000
PR (profundidad)	2	0.00200000	0.00100000	Infin	0.1126
LOC*PAR	18	0.00000000	0.00000000	0.00	1.0000
PAR*PR	18	0.00000000	0.00000000	0.00	1.0000
Error	40	0.01733333	0.00043333		
Total	89	0.05400000			
R. Cuadrado		0.679012			
C.V.		13.28723			

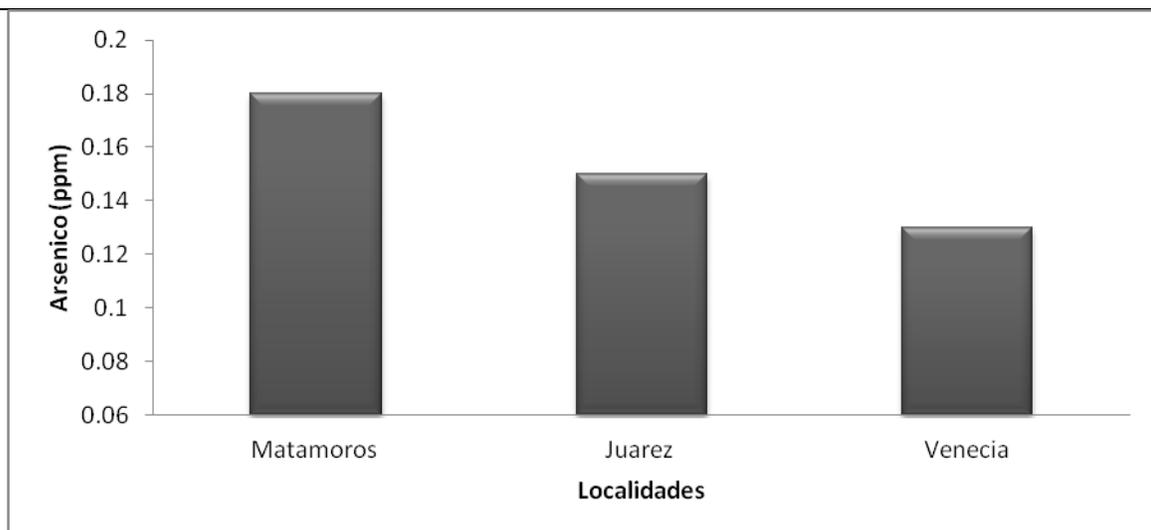


Figura 2. Concentración de As en tres localidades.

6.2. Cadmio (Cd)

El análisis de varianza (Cuadro 3), no reporto diferencia estadística entre parcelas ni entre profundidades, solo se encontró diferencia estadística altamente significativa entre localidades con una $pr > F$ de 0.0001, en la prueba de medias se encontró una $dms=0.0717$, encontrándose la mayor concentración en la localidad de Cd. Juárez con un valor de 0.49 ppm, las localidades de Matamoros y Venecia reportan valores de 0.40 ppm y 0.23 ppm respectivamente (Figura.3).

Cuadro 3. Análisis de varianza para la concentración de Cd en tres localidades.

Fuente de varianza	GL	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Valor de F	Pr > F
LOC (localidad)	2	1.11906889	0.55953444	301947	<.0001
PAR (parcela)	9	0.00001134	0.00000126	0.94	0.5183
PR (profundidad)	2	0.05787576	0.02893788	15616.0	0.1213
LOC*PAR	18	0.00002422	0.00000135	0.00	1.0000
PAR*PR	8	0.00003336	0.00000185	0.00	1.0000
Error	40	0.52028489	0.01300712		
Total		1.69729846			
R. Cuadrado		0.6934			
C.V.		30.0506			

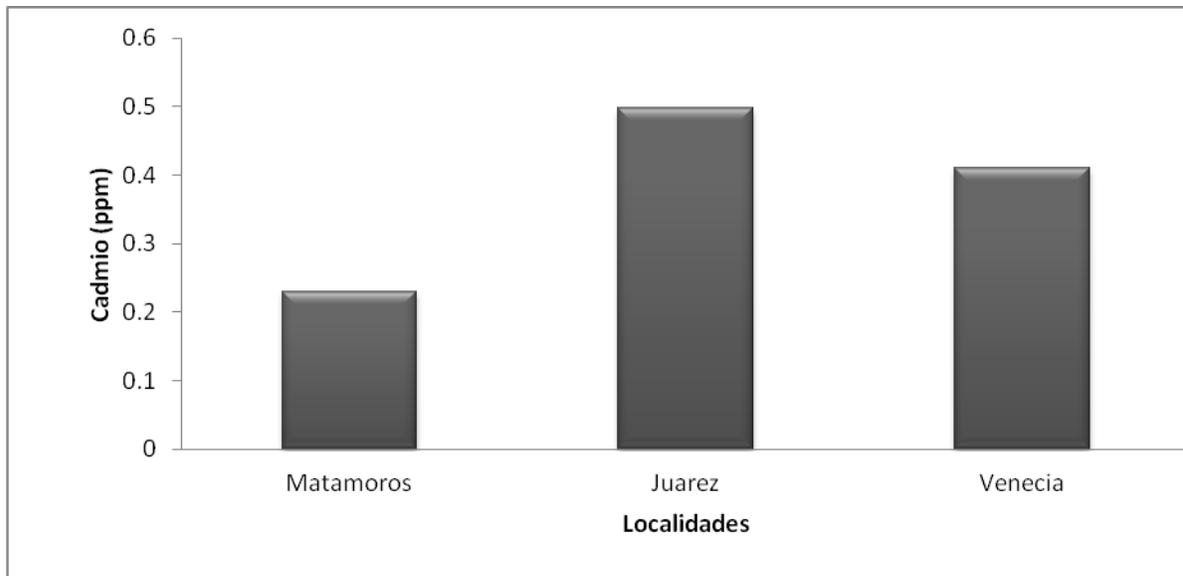


Figura 3. Concentración de Cd en tres localidades.

6.3. Plomo (Pb)

El análisis de varianza (Cuadro.4) mostro diferencia estadística altamente significativa en la variable plomo entre localidades y entre profundidades con una $pr>F$ de 0.0014 y 0.0001 respectivamente con una dms igual para ambos casos correspondiente a un valor de 1.34. La figura. 4 Muestra el comportamiento de las localidades encontrándose el valor mayor de concentraciones de plomo en la localidad de Cd. Juárez con un valor de 27.83 ppm, el segundo valor, mas alto fue Matamoros con un valor de 25.27 ppm, el valor menor lo reporta Venecia con 22.32 ppm. Para el caso de las profundidades Figura.5 a. la mayor concentración de plomo se encuentra en la primer y segunda profundidad siendo estadísticamente iguales con valores promedio de 26.93 y 25.67 ppm respectivamente la profundidad 3 (30-60 cm) alcanzaron un valor de 22.83 ppm, la dms reportada es de 1.34.

Cuadro 4. Análisis de varianza para la concentración de Pb en tres localidades.

Fuente de varianza	GL	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Valor de F	Pr > F
LOC (localidad)	2	456.7925600	228.3962800	2605.88	<.0014
PAR (parcela)	9	0.42943222	0.04771469	0.61	0.7700
PR (profundidad)	2	263.8945400	131.9472700	1505.45	<.0001
LOC*PAR	18	1.3987511	0.0777084	0.02	1.0000
PAR*PR	18	1.5776378	0.0876465	0.02	1.0000
Error	40	184.0730889	4.6018272		
Total	89	908.1660100			
R. Cuadrado		0.7973			
C.V.		8.5303			

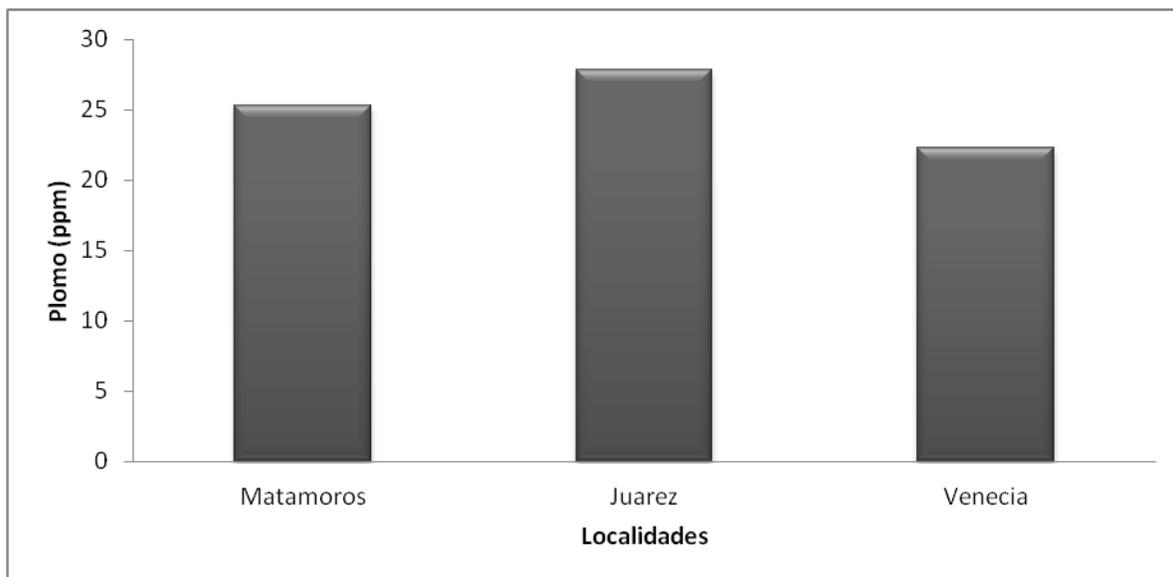


Figura.4. Concentración de Pb en tres localidades.

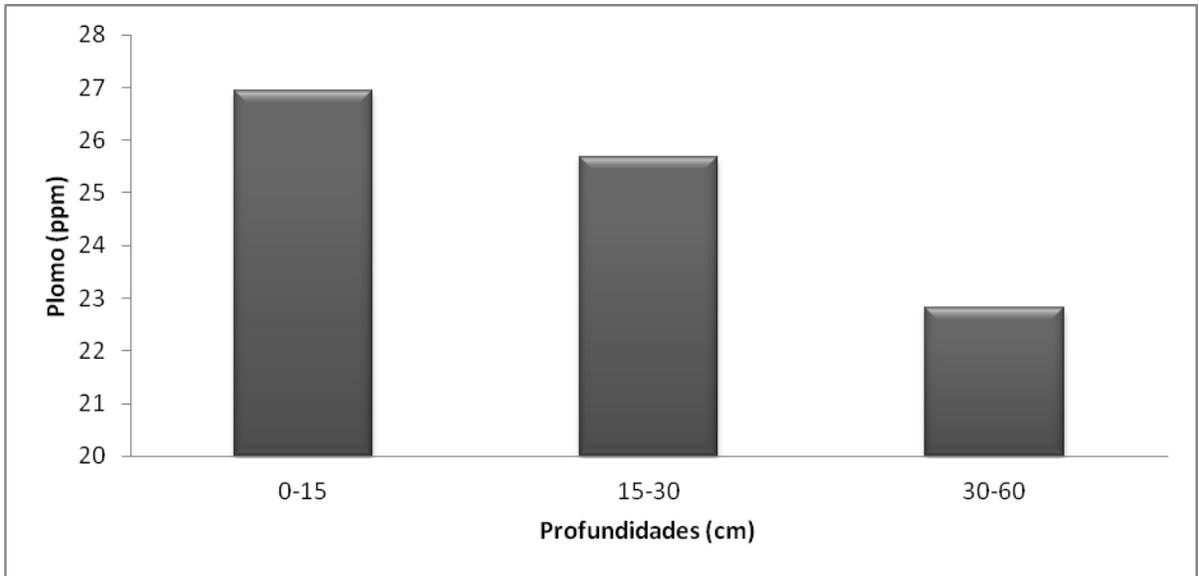


Figura 5. Concentración de Pb en tres profundidades.

6.4. Zinc

El análisis de varianza en la variable Zinc muestra diferencia estadística altamente significativa entre localidades y entre profundidades con una $p > F$ de 0.0001 para ambos casos (localidades y profundidades), (Cuadro.5), la comparación de medias reportó una dms de 1.51 en las localidades donde se obtuvo el mayor valor en la localidad de Venecia y Cd. Juárez siendo estas estadísticamente iguales con valores de 22.11 y 21.55 ppm , respectivamente la localidad de Matamoros mostro un valor de 19.76 ppm Figura.6 Las profundidades estadísticamente iguales en esta variable fueron 15-30 y 30-60 cm (segunda y tercera) con valores de 19.84 y 19.28 ppm, siendo estas menores a la primera profundidad que alcanzó un valor de 24.31 ppm, Figura.7, la dms encontrada fue de 1.51

Cuadro 5. Análisis de varianza para la concentración de Zn en tres localidades.

Fuente de varianza	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados medios	Valor de F	Pr > F
LOC (localidad)	2	90.4736267	45.2368133	493.83	<.0001
PAR (parcela)	9	1.2058000	0.1339778	1.48	0.2278
PR (profundidad)	2	456.1999267	228.0999633	2490.06	<.0001
LOC*PAR	18	1.6270400	0.0903911	0.02	1.0000
PAR*PR	18	1.6488733	0.0916041	0.02	1.0000
Error	40	231.4693333	5.7867333		
Total	89	782.6246000			
R. Cuadrado		0.7042			
C.V.		11.3756			

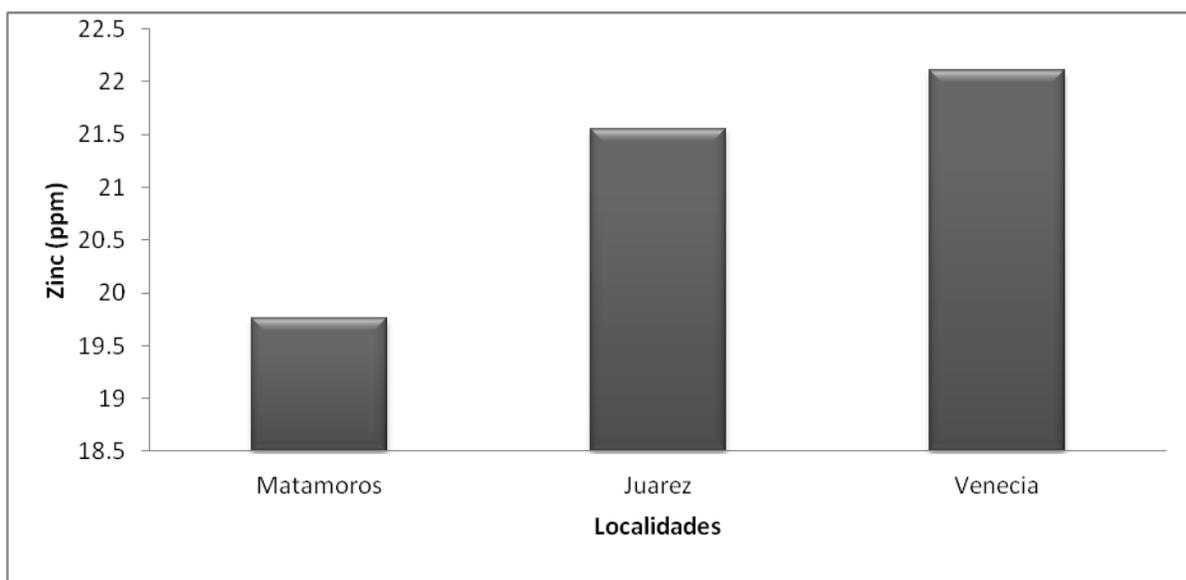


Figura.6 Concentración de Zn en tres localidades.

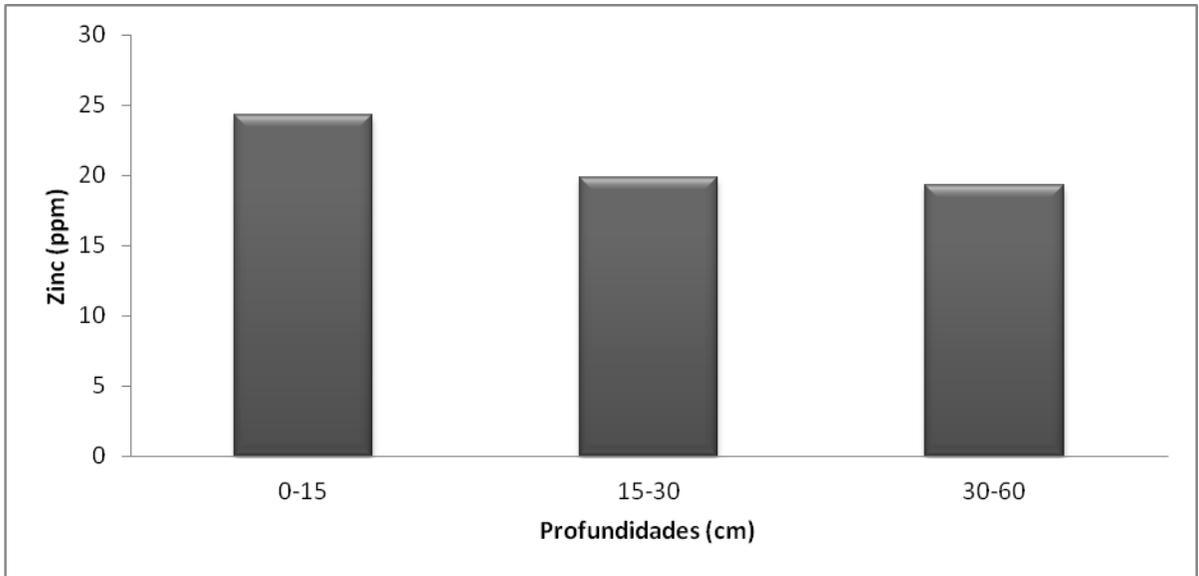


Figura. 7 Concentración de Zn en tres profundidades.

6.5. Cobre (Cu)

El análisis de varianza reporto diferencia estadística altamente significativa entre localidades y entre profundidades (Cuadro 6.), sin embargo al realizar la prueba de medias entre localidades esta nos muestra estadísticamente iguales reportando una $dms=1.48$, los valores que se reportaron fueron 8.2, 7.9 y 6.9 ppm correspondientes a Matamoros, Venecia y Cd. Juárez respectivamente (Figura.8).

Para las profundidades (Figura.9) se encontró una $dms= 1.48$, encontrándose estadísticamente las profundidades de 0-15 y 15-30 cm con valor de 8.8 ppm, la profundidad de 30-60 cm mostro un valor de 5.3 ppm.

Cuadro 6. Analisis de varianza para la concentración de Cu en tres localidades.

Fuente de varianza	GL	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Valor de F	Pr > F
LOC (localidad)	2	28.8858956	14.4429478	17.78	<.0001
PAR (parcela)	9	14.42938333	1.60326481	0.99	0.4804
PR (profundidad)	2	246.5458956	123.2729478	151.76	<.0001
LOC*PAR	18	29.1276600	1.6182033	0.29	0.9967
PAR*PR	18	14.6213267	0.8122959	0.15	1.0000
Error	40	222.5763111	5.5644078		
Total	89	556.1864722			
R. Cuadrado		0.5998			
C.V.		30.6328			

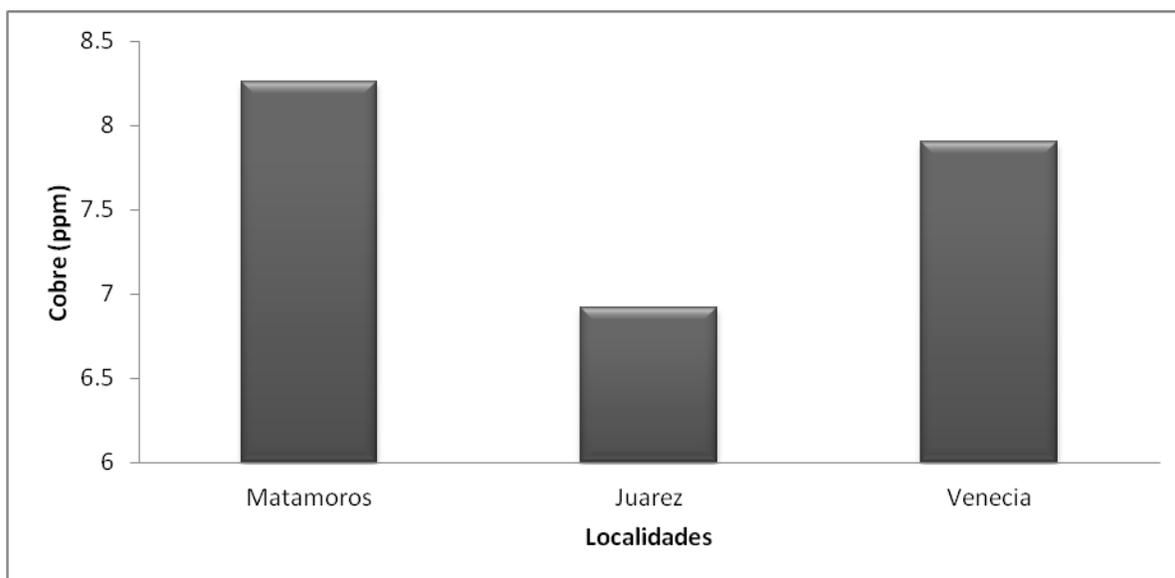


Figura 8. Concentración de Cu en tres localidades.

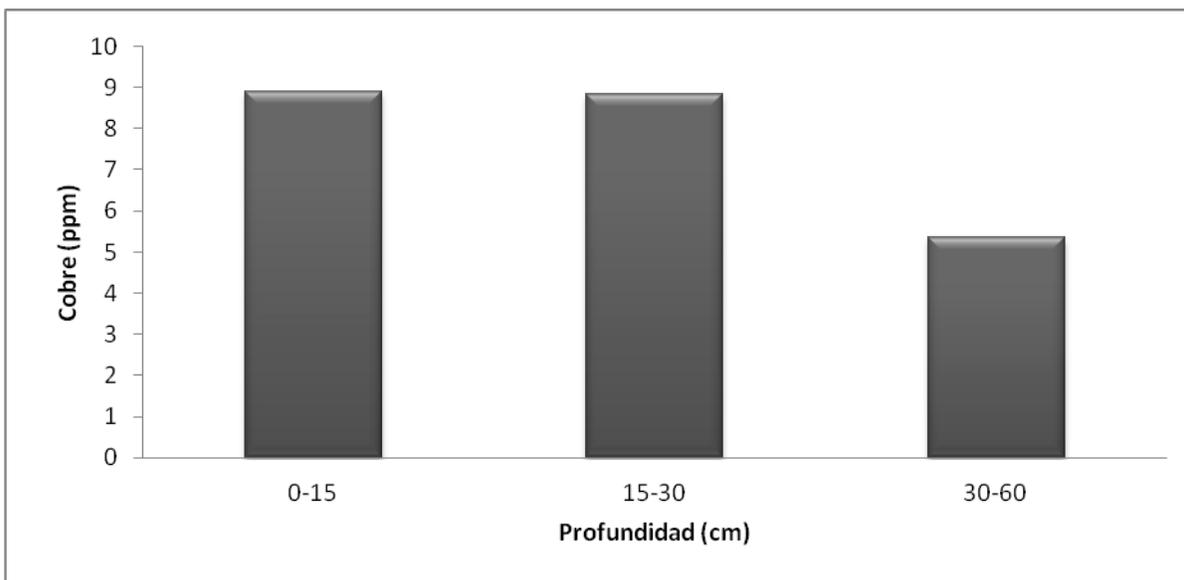


Figura 9. Concentración de Cu en tres profundidades

VII. CONCLUSIONES

Con base en los resultados obtenidos en la presente investigación, se detectó la presencia de metales pesados en los suelos analizados.

Los niveles que se encontraron de metales pesados en las muestras de suelo de cada sitio analizado fueron superiores a los límites máximos permisibles que establecen las normas internacionales en su mayoría, siendo el Zinc y el Plomo los dos elementos que se encontraron con mayor concentración en los sitios de muestreo fuera de norma (EPA y Holanda).

En cuanto a la técnica empleada, se puede decir que esta fue adecuada para el análisis de las muestras de suelo, obteniéndose porcentajes de la determinación de los metales pesados.

VIII. RECOMENDACIONES

Realizar investigaciones más profundas de evaluación de metales pesados y continuar trabajando, con varias técnicas para evaluar diferentes parámetros.

Según lo reportado por Prieto-Méndez *et al.*, (2009), el plomo puede causar diversos daños en las plantas y en diferentes grados de acumulación. En algunas especies, la acumulación de plomo, a medida que se aumentan las dosis de este en el suelo hasta 1000 mg Kg^{-1} de Pb, tiende a incrementarse rápidamente en los órganos de las plantas hasta que éstas no lo toleran y mueren.

Realizar investigaciones sobre las interacciones complejas en donde participan la planta, el suelo y los contaminantes, ya que son múltiples y no son claras.

Elaborar proyectos para analizar las causas específicas por las que se acumulan los metales en el suelo.

Elaborar Normas Oficiales Mexicanas en materia de suelos regados con descargas de agua residual.

Aplicar metodologías de Biorremediación en suelos con plantas nativas de la región donde se detecten cantidades considerables de metales pesados.

IX. BIBLIOGRAFIA

- Acosta, I.,** M. Moctezuma, J. F. Cárdenas y C. Gutiérrez, 2007, Bioadsorción de Cadmio (II) en Solución Acuosa por Biomásas Fúngicas Vol. 18, Pág. 2-3.
- Ahumada, I.,** Mendoza, J., Ascar, L. 1999. Sequential extraction of heavy metals in soils irrigated with wastewater. *Commun. SoilSciPlant Anat.*, 30, pp. 1507–1519.
- Albert, L.A.** 1999. Curso Básico de Toxicología Ambiental. 2ª ed., Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. Noriega Editores. México.
- Angelova V.,** R, Ivanova, V. Delibaltova y k Ivanov, 2004. Bio-accumulation and distribution of heavy metals in fibre crops (flax, cotton and hemp). *Industrial Crops and Products*, N°19: Pp 197–205.
- ASOCAE** Asociación Española para la Cultura, el Arte y la Educación. El hombre y la tierra, consulta 5 de octubre de 2012, http://www.natureduca.com/hom_degrad_suelo1.php
- ATSDR** Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. 2007. Arsénico, consulta 11 de octubre de 2012, http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts2.html
- ATSDR,** “Toxicological Profile for Lead” Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA, 1999.
- Baath E,** M. Diaz, A. Frostegard y C. Campbell, 1998, Effect of Metal Rich Sludge Amendments on the Soil Microbial Community, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 64, pág. 1-5.
- Baes, C.F.** y Mesmer, R.E. (1976). *The hydrolysis of cations*. 1a. edición. Ed. Wiley-Interscience. E.U.A.
- Baird C.** 1999. *Environmental Chemistry*. 2nd Ed. W.H. Freeman & Company.
- Baker, A. S.** McGrath, R. Reeves, y J. Smith, 2000. Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. En: *Phytoremediation of*

Contaminated Soil and Water (eds. Terry, N. y Bañuelos, G.), pp. 85-107, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.

- Batsheba, A. G.** 1996. Drinking water regulations in the United States of America. GovernmentAffairsCoordinator. Dallas WaterUtilities. 1-15.
- Becerril, J.M., O. Barrutia, J.I. García, A. Hernández, J.M. Olano, C. Garbisu,** 2007, Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en la fitoremediación. Ecosistemas. Pág., 1
- Benavides, j., G. Quintero, A. Guevara, D. Jaimes, S. Gutiérrez y J. Miranda,** 2006, Biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos derivados del petróleo.Vol.4. pag.2.
- Benguella, B. y Benaissa, H.** 2002. Cadmium removal from aqueous solutions by chitin: kinetic and equilibrium studies. WaterResearch. 36, 2463- 2474.
- Bonilla-Fernández, G. G. Romero-Hernández y J. González- Domínguez.** 1993. Evaluación de metales pesados en terrenos agrícolas de la región de Atlixco y Huequechula, Edo. De Puebla. Rev. Int. Contam. Ambient. Vol .9 N°3 Pp 26.
- Bradl, H.B,** Kim, C., Kramar, U., Stüben, D., 2005. Heavy Metals in the environment. Chapter 2: Interactions of heavy metals. Ed. H.B. Bradl
- Casarett y Doull,** "Manual de TOXICOLOGIA", McGraw Hill, 5ta ed. 2001.
- CASTRO L. J.,** 2012 Uso Agronómico del Catastro de Suelos. (En línea)
- Cheung, C.W.;** Porter, J.F. y Mckay, G. 2001. Sorption kinetic analysis for the removal of cadmium ions from effluents using bone char. WaterResearch. 35(3), 605-612.
- Contreras A. P. y L. Herrera Z.** 2005. Suelos contaminados con hidrocarburos:RNA 16S como indicador de impacto. Universidad de Chile (en línea). <http://cabierta.uchile.cl/revista/26/articulos/pdf/rev6.pdf>. (Consultado en el 2012). Pp. 1-72.
- Copeland, R.A.;** Non-destructive neutron activation analysis of environmental samples, In: Proc. 161st Annu. Meet, American Chemical Society, Washington, USA 1971.

- Fergusson, J.E.** y Vazquez L.M. 2001. The heavy elements: Chemistry environment impact and health effects. Pergamon Press. London, UK. P. 17
- Fitter, A.** y Kay, R. 1987. Environmental Physiology of Plants. Academic Press. San Diego.
- Flemming, C.A.**, Trevors, J.T., 1989. Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. Water Air Soil Poll. 44, 143-158.
- Galán E.** y A. Romero, 2008, Contaminación de suelos por metales pesados, Universidad de Sevilla, facultad de química, pág. 2.
- García M.**, A. Herrero , B. Vicente, N. Castro, L. J. Corral , A. Rosenberg , and M. Monelli, 2009, The young stellar population of IC 1613 I. A new catalogue of OB associations Astronomy & Astrophysics vol. 502, pg. 1015
- Gavrilescu, M.**; Removal of heavy metals from the environment by biosorption, Engineering in Life Sciences, 219-232 (2004).
- Goyer R.**, "Nutrition and metal toxicity", American Journal of Nutrition pp. 646s– 650s USA, 1995.
- Graeme, K.A.** y Pollack, C.V.; Heavy metal toxicity, part II: lead and metal fume fever, The Journal of Emergency Medicine, 16 (2), 171-177 (1998).
- Harding, A.F.**; Sociedades europeas en la Edad del Bronce, Ariel, Barcelona, España 2003.
- Higuera** y Oyarzun, 2008, metales pesados y su Bioacumulación, <http://www.pr.nrcs.usda.gov/technical/Agronomy/usos1.htm> (consulta: 25
- Hudson N.** (2006). Conservación de suelo, primera edición, editorial reverté S. A. España. Pág. 335.
- Hutton, M.**, 1987. Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment SCOPE 31. Chapter 3: Cadmium. Ed. T.C. Hutchinson and K.M. Meena, Published by John Willey & sons
- Ibarra S. V.**, Castillo M., Gómez R., Arriaga A. R. M. y Becerra E. (1997). Evaluación de elementos traza en suelos agrícolas en el municipio de Santiago Ixc. Nayarit. En: Memorias del Congreso Nacional de Ciencias del Suelo. Villahermosa Tabasco. pp 61

- Inglezakis, V.J.**; Loizidou, M.D. y Grigoropoulou, H.P. (2002). Equilibrium and kinetic ion exchange studies of Pb²⁺, Cr³⁺, Fe³⁺ and Cu²⁺ on natural clinoptilolite. *WaterResearch*. 36, 2784-2792.
- Instituto Nacional de Ecología (INE)**. 2009. Metales pesados, consultada 11 de septiembre de 2012, <http://www.ine.gob.mx/sqre-temas/763-aqre-metales>
- Instituto nacional de salud pública y medio ambiente de Holanda**, 1992. (En línea). Metales pesados en suelos agrícolas Holanda http://www2.sag.gob.cl/Recursos-Naturales/criterios_calidad_suelos_agricolas/pdf/5_metales_pesados_suelo.pdf. Consultada el 7 de octubre 2012.
- Iyenger, S.**, Martens, D., Miller, W. 1981. Distribution and plant availability of soil zinc fractions. *SoilSci Soc. Am. J.*, 45, pp. 735–739.
- Jiménez B. R.** 1998. Degradación de suelos, contaminación de suelos. En: XVI Curso Internacional de Edafología “Nicolas Aguilera”. Huajuapán de León, Oax.
- Kevin, C.** y Michael L. 2001. Bioaccumulation of metals in plants, arthropods, and mice at a seasonal wetland. University of California, John Muir Institute of the Environment, Davis, California, USA.
- Kopittke, P.**, C. Asher, F. Blamey, N. Menzies, 2010. Toxic effects of Pb²⁺ on the growth and mineral nutrition of signal grass (*Brachiariadecumbens*) and Rhodes grass (*Chlorisgayana*). *PLANT AND SOIL*. 300(1-2):127-136
- Landgard, S.**; 1993. One hundred years of chromium and cancer: a review of epidemiological and evidence and selected case reports, *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health*, 81-89
- Landrigan, P.J.**; 1990. Lead in the modern workplace, *American Journal of Public Health*, 80 (8), 907-908
- Llugany M.**, R. Tolrà, C. Poschnrieder, J. Barceló. 2007. (en línea) Ecosistemas. Hiperacumulación de metales: ¿una ventaja para la planta y para el hombre? ([http://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/7664/1/ECO_16\(2\)_02.pdf](http://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/7664/1/ECO_16(2)_02.pdf)) (consulta 9 octubre 2012) Vol. 16 núm. 2 pág. 1-2.

- López** 1999, Panorama de la problemática referente a la contaminación por metales, la contaminación por metales pesados en Torreón Coahuila.
- López Sáez, J.A.** y Blanco González, A.; 2005. La mutación Bronce Final. Primer Hierro en el sector suroccidental de la Cuenca del Duero: ¿cambio ecológico y social? En: Bronce Final y Edad del Hierro en la Península Ibérica, Canelo, C.; Esparza, A.; Blanco, A.
- Malarkodi, M.,** R. Krishnasamy, R. Kumaraperumal y T. Chitdeshwari 2007.Characterization of Heavy Metal Contaminated Soils of Combatore District in Tamil Nadu. Journal of agromomy Vol. 6(1) Pág. 147-151.
- Mohen, J.P.;** 1992. Metalurgia Prehistórica, Introducción a la Paleometalurgia, Masson (Ed.), Barcelona, España
- Monroy M.,** F. Díaz-Barriga., I. Razo y L. Carrizales. 2002. Evaluación de la contaminación por arsénico y metales pesados (Pb, Cu, Zn) y análisis de riesgo en salud en villa de la paz-matehuala, s.l.p.
- Narwal, R,** Singh, B., Selbu, B. 1999. Association of cadmium, zinc, copper and nickel with components in naturally heavy metal rich soils studied by parallel and sequential extraction. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 30, pp. 1209 – 1230.
- Navarro-Aviñó J.P.,** Aguilar A. I., López-Moya J.R. 2007. Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. Ecosistemas, 16(2), 10- 25.
- Nebel B. J.** y Wright R. T. 1999. Ciencias ambientales: Ecología y desarrollo sostenible. Sexta edición. Editorial prentice Hall Hispanoamericana, S. A. México. 720 Pág.
- Needleman, H.L.;** 2006. Mercury in dental amalgam-A neurotoxic risk? The Journal of the American Medical Association, 295 (15), 1835-1836
- Nordberg, G.F.;** 1996. Human biomonitoring of trace elements: continued need for critical evaluation, Scandinavian Journal of Work, Environment and Health, 22 (5), 321-324
- Nordberg, G.F.;** Kjellström, T. y Nordberg, M.; 1985.Kinetics and metabolism, En: Cadmium and Health: A Toxicological and Epidemiological Appraisal, vol I.

Exposure, Dose and Metabolism, Friberg, Elinder, Kjellström and Nordberg (Eds.), CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 103-178

- Nriagu, J. O.** 1994. Arsenic in the environment. Part II: Human Health and Ecosystem. *Advances in Environmental Science and Technology*. Vol.27; Capítulo 5. 93-107.
- Ochiai, E.-I.;** 1995.Toxicity of heavy metals and biological defense, *Journal of Chemical Education*, 72 (6), 479-485
- Ortiz, H., R. Trejo, R. Valdez, J. Arreola, A. Flores y B. López,** 2009, Fitoextracción de plomo y cadmio en suelos contaminados usando quelite (*amaranthushybridus l.*) y micorrizas, pág., 3.
- Peggy A., D. Vlassopoulos, R. Root y N. Rivera,** 2004, The influence of sulfur and iron on dissolved arsenic concentrations in the shallow subsurface under changing redox conditions, pág, 2-4.
- Pendías K. y Gulson y Gutiérrez-Castrejón, T.** 2001. Efecto de aguas negras sobre la biomasa y actividades microbianas en suelos agrícolas del Estado de Hidalgo. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 9(3): 38.
- Pernía, B., A. De Sousa, R. Reyes y M. Castrillo,** 2008, biomarcadores de contaminación por cadmio en las plantas, *Interciencia*, vol. 33, N° 2, Pág., 1-2.
- Pizarro, F.;** Olivares, M.; Uauy, R.; Contreras, P.; Rebelo, A. y Gidi, V.; 1999. Acute gastrointestinal effects of graded levels of copper in drinking water, *Environmental Health Perspective*, 117-121
- Prado, G., G. Díaz, R. Gutiérrez, S. Vega, M. Noa, E. Chávez,** 2007, Residuos de plaguicidas organoclorados en leche de cabra de Querétaro, Querétaro, México. *Redalyc*, Vol., 38, pág., 3.
- Prieto J., C. González, A. Román, y F. Prieto** 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. review. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. N°10. Pag. 29 – 44.
- Prieto, G. F.** 1997. Depuración de aguas residuales mediante formación de ferritas In situ. Diseño y optimización de un reactor a escala piloto. Evaluación de 8

- ferritas. Tesis Doctoral. Universidad de Valladolid. Fac. Ciencias. Dpto. Quím. 293 pp.
- Puga S., M.** Sosa, T. Lebgue, C. Quintana y A. Campos. 2008. Heavy metals pollution in soils damaged by mining industry. *Ecología Aplicada*, Vol.5 N° 1,2, pp 149-155.
- Puga, S., M.** Sosa, T. Lebgue, C. Quintana y A. Campos, 2006, heavy metals pollution in soils damaged by mining industry. *Ecología aplicada*. Vol.5 Pág 2.
- Rodier, J.** (1998). Análisis de las aguas. Aguas naturales, aguas residuales, agua de mar. Editorial Omega. México.
- Sánchez B. M. I.** 2003. Determinación de metales pesados en suelos de Mediana del Campo Valladolid. Tesis de doctorado. Universidad de Valladolid. España.
- Sanmiguel, S. M. F. García, S. J. Serrano, G. B. y G. M. A. Rivera. 2000. Resurgimiento del hidroarsenicismo. Perfiles, Universidad Autónoma de Coahuila, México. 3-6.
- SEMARNAT** 2005. informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales, capítulo 3: suelos, México.
- Sublet, R.;** Simonnot, M.O.; Boireau, A. y Sardin, M.; 2003. Selection of an adsorbent for lead removal from drinking water by point-of-use treatment device, *Water Research*,
- Tabari, S.,** S.S. SaeediSaravi, G. Bandany, A. Dehgan y M. Shokrzadeh, 2010, heavy metals (Zn, Pb, Cd, and Cr) in fish, water and sediments sampled from Southern Caspian Sea, Iran, *Toxicology and Industrial Health*, pág. 2.
- Tenorio, G.;** 2006. Caracterización de la biosorción de cromo con hueso de aceituna, Tesis Doctoral, Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Granada, Granada, España
- Universidad Autónoma de Zacatecas.** 2005. Anónimo, Evaluación de riesgos ambientales por plomo en la población de Beta Grande Zacatecas Valdez.
- USEPA.** 1986. Air Quality Criteria for Lead, vols I-IV EPA, US Environmental Protection Agency, Washington, USA
- Valdés, F. Y V.M. CABRERA,** 1999, La contaminación por metales pesados en torreón, Coahuila, México. Pág. 3.

- Valdez M.** y Medina J.N. 2005. Ecología microbiana del suelo (1 edición). México, Pág. 130.
- Van, R.,** P. Vishnu, R. Tony, A. Abir, J. Andy, L. Mike, K. Sabeha, 2006, How to Remediate Heavy Metal Contaminated Sites with Amended Composts, pág. 1-2.
- Villalobos, J. A.;** VALDEZ, P. F.; GARCÍA, V. G.; ALONSO, C. J. 2006. Predicción del riesgo a la salud infantil en una zona contaminada por plomo. Revista Mexicana de Ingeniería Biomedical 27(1): 8-15.
- Villatoro, M.,** R., Font, M. I., De Haro, M. Romero, J. Anter, A. De Haro, A. Alonso, y M. Del Río, 2008, Modulation of genotoxicity and cytotoxicity by radish grown in metal-contaminated soils, mutagenesis, vol 24, Page 2-3.
- Volesky, B.;** 1990. Removal and recovery of heavy metals by biosorption, En: Biosorption of Heavy Metals, CRC Press, Boca Raton, Florida, USA
- Volke S. T.,** Velasco T. J. A. y. de la Rosa P. D. A. 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. 141 Pág.
- Wilson, A.J.;** 1994. The Living Rock: The Story of Metals Since Earliest Time and Their Impact on Developing Civilization, Woohed Publishing Ltd., Cambridge, UK
- Zukauskaite, A.,** y V. Jakubauskaite, 2008, Impact of heavy metals on the oil products biodegradation process, ISWA, Page, 2-4.