

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA  
“ANTONIO NARRO”  
DIVISIÓN DE INGENIERÍA  
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DEL SUELO**



**USO DE SUBSTANCIAS HÚMICAS DE LEONARDITA EN LA REMEDIACIÓN  
DE UN SUELO SALINO-SÓDICO CONTAMINADO CON PLOMO**

**Por:**

**CARLOS YEGROS DÍAZ**

**TESIS**

Presentada como Requisito Parcial para la  
Obtención del Título de:

**INGENIERO AGRÍCOLA Y AMBIENTAL**

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

Diciembre de 2008.

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA  
“ANTONIO NARRO”  
DIVISIÓN DE INGENIERÍA  
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DEL SUELO**

**USO DE SUBSTANCIAS HÚMICAS DE LEONARDITA EN LA REMEDIACIÓN  
DE UN SUELO SALINO-SÓDICO CONTAMINADO CON PLOMO**

**Por:**

CARLOS YEGROS DÍAZ

**TESIS**

Presentada como Requisito Parcial para la

Obtención del Título de:

**INGENIERO AGRÍCOLA Y AMBIENTAL**

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN

---

Dr. Raúl Rodríguez García

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

Diciembre de 2008.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA  
"ANTONIO NARRO"  
DIVISIÓN DE INGENIERÍA

USO DE SUBSTANCIAS HÚMICAS DE LEONARDITA EN LA REMEDIACIÓN  
DE UN SUELO SALINO-SÓDICO CONTAMINADO CON PLOMO

Por:

CARLOS YEGROS DÍAZ

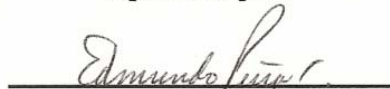
TESIS

Que se somete a consideración del H. Jurado Calificador

Como requisito parcial para obtener el título de:

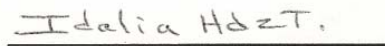
Ingeniero Agrícola y Ambiental

Aprobado por:



Dr. Edmundo Peña Cervantes

Asesor Principal

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Rubén López Cervantes  
Asesor  
\_\_\_\_\_  
M.C. Idalia Torres Hernández  
Asesora  
\_\_\_\_\_  
M.C. María del Rosario Zúñiga Estrada  
Asesora

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México

Diciembre de 2008.

## **DEDICATORIAS**

### **A DIOS**

Mi Señor, mi Guía, mi Proveedor, mi Fin Ultimo; sabes lo esencial que has sido en mi posición firme de alcanzar esta meta, esta alegría, que si pudiera hacerla material, la hiciera para entregártela, pero a través de esta meta, podré siempre de tu mano alcanzar otras que espero sean para tu Gloria.

### **A MIS PADRES**

Porque sólo la superación de mis ideales, me han permitido comprender cada día más la difícil posición de ser padres, mis conceptos, mis valores morales y mi superación se las debo a ustedes; esto será la mejor de las herencias; lo reconozco y lo agradeceré eternamente. En adelante pondré en práctica mis conocimientos y el lugar que en mi mente ocuparon los libros, ahora será de ustedes, esto, por todo el tiempo que les robé pensando en mí. ¡Gracias!

### **A MIS HERMANOS**

Por los grandes momentos compartidos en la vida, siempre he contado con ellos para todo, gracias a la confianza que siempre nos hemos tenido; por el apoyo y amistad. ¡Gracias!

### **A MI PROMETIDA**

Miriam Jiménez. Por su paciencia, por su comprensión, por su empeño, por su fuerza, por su amor y constante apoyo. Realmente ella me llena por dentro para conseguir un equilibrio que me permite dar el máximo de mí. Nunca le podré estar suficientemente agradecido.

### **A MIS FAMILIARES**

En especial a mis sobrinas y a todos mis demás familiares que directamente e indirectamente me impulsaron para llegar hasta este lugar, que me resulta muy difícil poder nombrarlos en tan poco espacio, sin embargo ustedes saben quienes son.

## AGRADECIMIENTOS

A mi Alma Terra Mater, la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro y en especial al Departamento de Ciencias del Suelo por permitirme ser parte de una generación de triunfadores y gente productiva para el mundo.

A la Dirección de Intercambio Académico de la Dirección General de Asuntos Culturales de la Secretaría de Relaciones Exteriores de México, por el apoyo económico que permitió solventar la carrera.

A Armando Becvort, Hugo Casco, Juan Llamas y Ricardo Villalba, personas que fueron mi apoyo durante este agradable y difícil periodo académico, por ser MIS AMIGOS y ser parte de mi vida, LOS VALORO.

A Liliana Jiménez y a la familia Jiménez Aguirre, por acoger a un extraño y convertirlo parte de su familia.

A mi comité de asesoría, al Dr. Edmundo Peña Cervantes, al Dr. Rubén López Cervantes, a la M.C. Idalia Torres Hernández y a la M.C. Rosario Zúñiga, primeramente por la confianza que tuvieron en mi persona para la realización de este trabajo y por otra parte su constante apoyo para el buen desarrollo del mismo.

A mi abuelo, Castorino Díaz Ibarra (†), por todos sus consejos, constante apoyo y por darme ánimos para seguir adelante, por ver en mi una luz de esperanza para mi familia. ¡Siempre estarás en mi corazón!

A todos mis maestros y personal administrativo del Departamento de Ciencias del Suelo, por sus enseñanzas, su amistad y muestras de cariño que siempre tuvieron conmigo.

A mis compañeros y amigos de la Generación CVI de la Carrera de Ingeniería Agrícola y Ambiental: Josefina, Rosa Amelia, Alma, Fazla, Fernando, Roberto Carlos, José Luís y Hugo, por todos los buenos y difíciles momentos que pasamos juntos durante la carrera.

Deseo expresar mi más sincero agradecimiento a las personas que desinteresadamente me brindaron su apoyo para la realización del presente trabajo.

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

	Pág.
DEDICATORIAS.....	I
AGRADECIMIENTOS.....	II
ÍNDICE DE CUADROS.....	IV
ÍNDICE DE FIGURAS.....	IV
INTRODUCCIÓN.....	1
Objetivo e Hipótesis.....	3
REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
Suelos Salinos.....	4
Factores de Formación de Suelos Salinos.....	5
Fuentes de Sales Solubles.....	6
Efecto de las Sales sobre los Suelos.....	7
Efecto de las Sales en las Plantas.....	8
Suelos Salino – Sódicos.....	9
Acumulación de Sodio Intercambiable en los Suelos.....	10
Propiedades Físicas – Químicas de los Suelos Salino – Sódicos.....	10
Contaminación de Suelos con Metales Pesados.....	11
Efecto de los Metales Pesados en los Suelos.....	13
El Plomo.....	15
Fuentes de Emisión de Plomo.....	16
Fuentes de Contaminación de Plomo en México.....	18
Problema del Pb en Torreón, Coahuila.....	20
Sustancias Húmicas.....	20
Los Ácidos Fúlvicos.....	22
MATERIALES Y MÉTODOS.....	25
Características Generales del Área.....	25
Metodología.....	26
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	29
Las Sustancias Húmicas.....	29
Variables del Suelo.....	29
CONCLUSIONES.....	38
REVISIÓN DE LITERATURA.....	39

## ÍNDICE DE CUADROS

	Pág.
Cuadro 1. Límites máximos permisibles de diferentes contaminantes en el suelo (PROY-NOM-147 SEMARNAT/SSA1-2004).....	13
Cuadro 2. Agentes quelatantes agrupados de acuerdo con su poder quelatante (Molina, 2003).....	24
Cuadro 3. Características físicas y químicas del suelo utilizado.....	27
Cuadro 4. Descripción de Tratamientos.....	28
Cuadro 5. Acidez Total de las tres sustancias húmicas, empleadas en el experimento.....	29
Cuadro 6. Concentración del Análisis de Varianza (ANVA) de variables medidas a lixiviados de un suelo salino – sódico, contaminado con plomo.....	36

## ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Mapa de localización del lugar del experimento.....	25
Figura 2. Comportamiento del pH del suelo en los lixiviados.....	30
Figura 3. Comportamiento de la CE del suelo en los lixiviados.....	30
Figura 4. Comportamiento de la HCO <sub>3</sub> del suelo en los lixiviados.....	31
Figura 5. Comportamiento del Cl del suelo en los lixiviados.....	32
Figura 6. Comportamiento del Mg del suelo en los lixiviados.....	32
Figura 7. Comportamiento del Ca del suelo en los lixiviados.....	33
Figura 8. Comportamiento del Na del suelo en los lixiviados.....	34
Figura 9. Comportamiento del K del suelo en los lixiviados.....	34
Figura 10. Comportamiento del Pb del suelo en los lixiviados.....	35

## INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas mundiales más señalados por la sociedad actual es la progresiva degradación de los recursos naturales, causada en parte, por la gran diversidad de contaminantes tóxicos orgánicos e inorgánicos, tanto en la atmósfera como en el agua y el suelo, procedentes de diversos procesos naturales y antropogénicos, generando en la mayoría de las veces un irremediable deterioro en el ambiente.

En las regiones semiáridas de México, a causa de las condiciones climáticas, al origen sedimentario de los suelos, al uso irracional de fertilizantes y pesticidas, a las fuentes y calidad de las aguas empleadas en la irrigación de cultivos, entre otros factores, se originan condiciones de salinidad y/o acumulación de sodio (Na) en exceso, lo cual resulta en detrimento de la producción agrícola. Otro problema que se ha convertido en un tema actual a nivel mundial tanto en el campo ambiental como en el de salud pública es la presencia de metales pesados, especialmente de plomo, en los suelos.

Por otra parte la necesidad de aumentar la producción de alimentos aprovechando de manera adecuada las inversiones cuantiosas realizadas en los distritos de riego y recursos disponibles, hace indispensable la rehabilitación o recuperación de áreas cuyo problema reside en el ensalitramiento de sus suelos (Aceves, 1981).

Los suelos agrícolas del Noreste de México se caracterizan por poseer pH de 7.8 a 8.7, menos de uno por ciento de materia orgánica, la fracción arcilla esta dominada por illitas y montmorillonitas y más del 25 por ciento de carbonatos de calcio (FAO/UNESCO, 1994), lo cual provoca fijación de iones metálicos, entre ellos el plomo, este es poco soluble o insoluble en suelos con estas características. La recuperación de éstos, es uno de los problemas más difíciles de resolver por los especialistas en remediación de suelos.



Una de las técnicas tendientes a resolver la contaminación originada por metales pesados en suelos, es aquella basada en el uso de plantas que tienen la propiedad de acumular metales pesados; proceso denominado “fitorremediación o fitoextracción” que consiste en la remoción, transferencia, estabilización y/o degradación y neutralización de compuestos orgánicos, inorgánicos y radioactivos que resultan tóxicos en suelos y agua. En la fitoextracción, se han empleado ciertos agentes quelatantes (compuestos orgánicos ligantes sintéticos de cationes), los cuales facilitan la disponibilidad de iones metálicos para el crecimiento de las plantas (Raskin *et al.* 1997).

Los ácidos húmicos y los ácidos fúlvicos, son parte de la materia orgánica y pueden complejar y/o quelatar cationes, debido a su alto contenido de grupos funcionales libres oxigenados. En los primeros dominan los grupos funcionales carboxilos y para los segundos, los grupos oxhidrilos fenólicos, porque más del 80 por ciento de la estructura molecular de dichos ácidos, está formada por los grupos funcionales mencionados (Schnitzer, 2000), sin embargo, algo similar a esto encontró López (2002), al analizar compuestos húmicos extraídos de compostas.

**PALABRAS CLAVE: Acido Fúlvico, Salino – Sódico, Contaminación con Plomo.**

## **OBJETIVO**

Determinar el comportamiento de tres sustancias húmicas de leonardita, en la remediación de un suelo salino – sódico contaminado con plomo.

## **HIPÓTESIS**

Con al menos una sustancia húmica de leonardita, se puede remediar el suelo salino – sódico contaminado con plomo.

## REVISIÓN DE LITERATURA

### Suelos Salinos

El término “salino” se aplica a todos aquellos suelos cuya conductividad del extracto de saturación es mayor que  $4 \text{ mmhos cm}^{-1}$ . A  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ , con un porcentaje de sodio intercambiable menor al 15%. Generalmente el pH es menor de 8.5. Casi siempre se reconocen los suelos salinos por la presencia de sales blancas en su superficie. La salinidad de un suelo puede ocurrir cuando éste tiene un perfil característico y plenamente desarrollado, o cuando posee material edáfico no diferenciado como en el caso de un aluvión. Las características químicas de los suelos salinos quedan determinadas principalmente por el tipo y cantidad de sales presentes. El sodio rara vez representa más de la mitad del total de los cationes totales solubles y por lo tanto, no es absorbido en forma importante. Los aniones principales son el cloruro, el sulfato y a veces el nitrato. Pueden presentarse también pequeñas cantidades de bicarbonato, pero invariablemente los carbonatos solubles casi no se encuentran. Los suelos salinos casi siempre se encuentran floculados debido a la presencia de un exceso de sales y a la ausencia de cantidades significativas de sodio intercambiable. En consecuencia, la permeabilidad es igual o mayor a la de suelos similares no salinos (Laboratorio de Salinidad de los E.U.A., 1982).

Se considera que un suelo es salino cuando la concentración de sales solubles – principalmente cloruros y sulfatos y, en casos extremos, nitratos de sodio, calcio y magnesio – en la zona de raíces alcanza niveles demasiado altos para el crecimiento y producción óptimos de las plantas. Los suelos salinos se desarrollan preferencialmente en aquellas regiones donde las lluvias son insuficientes para recuperar las pérdidas de agua causadas por la evapotranspiración, condición en la cual se favorecen los procesos de concentración y precipitación de minerales en ausencia de un régimen de lavado también se pueden desarrollar en condiciones húmedas, bajo condiciones de alta demanda evaporativa, nivel freático superficial y actividad humana (García, 2003).

Otra característica de un suelo salino es que en época de “secas” presentan dureza y costras blancas en la superficie del mismo, lo que trae como consecuencia un efecto negativo sobre la vegetación y por ende sobre las poblaciones microbianas en los suelos (Churchman *et al.* 1993).

La salinidad de los suelos en algunas de sus manifestaciones ha sido la causante, en mayor o menor grado, de la reducción en la capacidad productiva de los suelos de muchas regiones del mundo. La salinidad es común en las regiones áridas y semiáridas en donde la evapotranspiración excede a la precipitación y es necesario recurrir a la irrigación para satisfacer las necesidades de agua de los cultivos. Cuando las sales solubles se concentran en el perfil del suelo y exceden ciertos límites, se producen condiciones que afectan el crecimiento normal de las plantas, sus efectos son diversos y la intensidad de los mismos depende de la cantidad y tipos de sales predominantes, de factores del suelo, del clima, del régimen de lavado y del drenaje (García, 2003).

### **Factores de Formación de Suelos Salinos**

Si las sales liberadas por las rocas y los minerales primarios permanecieran en su lugar de origen, no tendrían tanta trascendencia en los procesos de suelos con problemas con sales y/o sodio; es decir, la cuestión surge cuando las sales son transportadas, por que usualmente se acumulan en otras regiones intensificando los problemas asociados con el ensalitramiento.

Con la excepción del transporte atmosférico de sales, el movimiento de estas se encuentra íntimamente ligado a los movimientos de agua. Una vez que las sales han sido introducidas en una determinada cuenca, la acumulación es factible si se presentan las siguientes condiciones naturales: depresiones con drenaje impedido, planicies con inundaciones periódicas, deltas de ríos; o inducidas: infiltración de canales y uso excesivo de volúmenes de riego, que favorecen la elevación del manto freático, intrusión de aguas salinas por abatimiento de niveles en los acuíferos, debido al exceso de bombeo, empleo de aguas de mala calidad, deficiente manejo de agua de riego y dosis excesivas de fertilización.

Cuando los mecanismos de acumulación de sales se producen por condiciones naturales, generalmente generan suelos con problemas de ensalitramiento debido a deficiencias de drenaje superficial y/o subterráneo, ya que cuando las aguas no drenan de manera satisfactoria se encharcan o alcanzan altos niveles freáticos que al evaporarse o evapotranspirar acumulan sales disueltas en la parte superior del suelo.

Cuando los mecanismos son inducidos, la acumulación de sales representa un problema de importancia económica, ya que, se presenta en áreas agrícolas bajo riego; la causa es el mal manejo de agua (Aceves, 1981).

Los factores que tienen mayor influencia en la formación de los suelos salinos son: topografía, actividad biológica, condiciones climáticas, procesos geomorfológicos de sedimentación, erosión, redistribución de materiales, así como cambios en la hidrología superficial y subterránea, además, los disturbios humanos tales como: la labranza, el riego con agua de mala calidad y la fertilización química (Matson, 1997).

### **Fuentes de Sales Solubles**

Las sales solubles del suelo consisten principalmente en varias proporciones de los cationes de sodio, calcio y magnesio y de los aniones cloruro y sulfato; el nitrato se encuentra generalmente en cantidades menores. La fuente original y en cierto modo la más directa de la cual provienen las sales antes mencionadas, son los minerales primarios que se encuentran en los suelos y en las rocas expuestas de la corteza terrestre. Los suelos salinos generalmente se encuentran en áreas que reciben sales de otras localidades, siendo el agua el principal factor de acarreo. Las aguas actúan como fuente de sales cuando se usan para riego y pueden también agregar sales al suelo bajo condiciones naturales, cuando inundan las tierras bajas o cuando el agua subterránea sube hasta muy cerca de la superficie (Laboratorio de Salinidad de los E.U.A., 1982).

Todas las formas de salinidad reducen la productividad de los suelos y afectan la producción de la gran mayoría de las especies agrícolas de importancia económica para la

producción de alimentos, combustibles o fibras. Esto hace que sea de mayor importancia un manejo que considere el uso de prácticas económicas que hagan posible un manejo sostenible; para ello es necesario tener en cuenta aspectos tales como la respuesta o la capacidad de adaptación de los cultivos a la salinidad y el uso de materiales de enmiendas de bajo costo y fácil consecución tales como residuos o subproductos industriales o agrarios. Antes de iniciar los procesos de recuperación es indispensable y prioritario realizar una caracterización adecuada del problema de sales, y es de fundamental importancia, la evaluación de la calidad de agua para riego con una predicción acertada del efecto posible que su uso pueda causar en el cultivo y en el suelo (García, 2003).

### **Efecto de las Sales sobre los Suelos**

La salinidad en los suelos es un problema para la agricultura del mundo, siendo el factor que más limita la productividad de los cultivos (Gouia *et al.* 1994). Las sales tienen efectos adversos sobre las propiedades físicas y químicas, y sobre los procesos microbiológicos del suelo. Los suelos afectados por sales representan cerca del 15% de las tierras áridas y semiáridas del mundo, y además representan el 40% de las tierras irrigadas (Serrano y Gaxiola, 1994).

El efecto de las sales sobre un suelo depende de muchos factores. Entre los principales se tiene el tipo y cantidad de arcilla, la fuerza iónica de la solución del suelo y del tipo de cationes intercambiables presentes en ella. Los procesos de evapotranspiración mayores que la precipitación privilegian la concentración creciente de la solución del suelo y el ascenso de las sales a la superficie por capilaridad, lo que da lugar a los parches o calvas salinas en las cuales solo plantas muy especializadas pueden sobrevivir debido al efecto osmótico de las sales acumuladas. Entre mayor sea la concentración de sales más negativo será el potencial osmótico y menor el potencial del agua del suelo; como el agua se mueve de aquellas regiones en donde la energía libre es mayor a las de menor energía libre, en un suelo salino con poca humedad el movimiento de agua será del interior de los tejidos vegetales o microbianos hacia el exterior, lo que implica plasmólisis celular, marchitez y muerte (García, 2003).

Un exceso de sales solubles en el suelo, sobre todo de sodio, reduce el poder de infiltración, puesto que estas sales actúan mediante presión osmótica, frenando la absorción tanto del agua como de otros iones presentes en el suelo. Como consecuencia de esta reducción de infiltración, la estructura del suelo se degrada, disminuyendo considerablemente la capacidad del mismo para mantener la cubierta vegetal (Seoánez, 1999).

### **Efecto de las Sales en las Plantas**

El efecto más importante que limita la producción y el crecimiento de las plantas, además de tener un efecto negativo en la germinación de las semillas es el estrés salino del ambiente y la sequía. Estos son los factores más serios, ya que los efectos de la salinidad afectan a más del 40% de las áreas de riego, especialmente en las zonas de mayor producción en el mundo (Serrano y Gaxiola, 1994).

Los efectos de la salinidad sobre la relación del agua en la planta, el desbalance nutricional, y la toxicidad de los iones, son responsables de la inhibición de su crecimiento y como consecuencia de la disminución de la productividad (McKenzie y Leshen, 1994).

La planta extrae agua del suelo ejerciendo una fuerza de absorción mayor que aquella que retiene el agua en el suelo. Si no puede hacer suficientes ajustes internos y ejercer suficiente fuerza no puede extraer agua; esto pasa cuando el suelo se seca demasiado, o cuando se acumulan sales que reducen su disponibilidad para el cultivo. Si el agua contiene sales, la planta requiere más energía para absorber la misma cantidad que cuando está libre de ellas. El efecto acumulativo trae como consecuencia una reducción importante en el agua aprovechable para el cultivo a medida que aumenta la salinidad la reducción del crecimiento, daño en los tejidos y necrosis son síntomas típicos del efecto de sales (García, 2003).

La salinidad del medio puede inhibir el crecimiento vegetal, tanto mediante perturbaciones en el balance de agua, como mediante la reducción de la turgencia, así como el agotamiento de la energía requerida para el metabolismo. Estas perturbaciones pueden estar generadas tanto por dificultad en la captación o transporte de agua dentro de la planta, como por efectos tóxicos ocasionados por un exceso de iones minerales en los tejidos (Ramos, 2000).

Los efectos nocivos de las sales sobre las células de las plantas tienen dos componentes principales: el estrés osmótico y la toxicidad de los iones. El componente osmótico no es específico del NaCl, es el resultado de la deshidratación y la pérdida de turgencia por los solutos externos. El estrés osmótico también resulta de la desecación y además es un componente común de sequía y estrés salino (Tarafdar y Rao, 1997).

### **Suelos Salino – Sódicos**

Los suelos salinos sódicos son aquellos suelos cuyo extracto de saturación tiene una conductividad mayor de  $4 \text{ dS m}^{-1}$  a  $25 \text{ }^\circ\text{C}$  y un contenido de sodio intercambiable mayor de 15%. El pH puede ser o no mayor de 8.5. Este tipo de suelos se forma como resultado de los procesos combinados de salinización y acumulación de sodio. Siempre que contengan un exceso de sales, su apariencia y propiedades son similares a las de suelos salinos (Bratos *et al.* 1986).

Este tipo de suelos se forma como resultado de los procesos combinados de salinización y acumulación de sodio. Siempre que contengan un exceso de sales, su apariencia y propiedades son similares a los suelos salinos. Cuando hay exceso de sales el pH raramente es mayor de 8.5 y las partículas permanecen floculadas. Si el exceso de sales solubles es lavado, las propiedades de estos suelos pueden cambiar notablemente, llegando a ser idénticas a los de los suelos sódicos. A medida que la concentración de sales disminuye en la solución, parte del sodio intercambiable se hidroliza para formar hidróxido de sodio que a su vez puede cambiar a carbonato de sodio. En cualquier caso el lavado de un suelo puede hacerlo mucho más alcalino - pH mayor de 8.5- las partículas se dispersan y el suelo se vuelve desfavorable para la entrada de agua y para las labores de labranza. Aunque el retorno de las sales solubles puede hacer que baje el pH y restaure las partículas a una condición floculada. El manejo de los suelos salino sódicos sigue siendo un problema hasta que se elimina el exceso de sales y de sodio intercambiable de la zona del cultivo y se restablece las condiciones físicas del suelo.



A veces estos suelos sódico – salinos contienen yeso y cuando son lavados, el calcio se disuelve reemplazando al sodio intercambiable. Esto tiene lugar con la eliminación simultánea del exceso de sales (Laboratorio de Salinidad de los E.U.A., 1982).

### **Acumulación de Sodio Intercambiable en los Suelos**

Las partículas del suelo absorben y retienen cationes a consecuencia de las cargas eléctricas que existen en la superficie. Una vez que los cationes adsorbidos se han combinado químicamente con las partículas del suelo, pueden ser reemplazados por otros cationes. Los cationes de sodio, calcio y magnesio son rápidamente intercambiables. Otros cationes como el potasio y el amonio pueden quedar retenidos en determinada posición sobre las partículas del suelo, de manera que se intercambian con gran dificultad, diciéndose entonces que se han fijado. El calcio y el magnesio son los principales cationes que se encuentran en la solución del suelo. Cuando en estos suelos se acumula un exceso de sales solubles, generalmente es el catión sodio el que predomina en la solución del suelo y, en esta forma, el sodio puede ser el catión predominante al cual esta sujeto el suelo, debido a la precipitación de los compuestos de calcio y magnesio. A medida que la solución del suelo se concentra más a consecuencia de la evapotranspiración del agua y su absorción por las plantas, los límites de solubilidad del sulfato y carbonato de magnesio casi siempre se exceden, por lo cual se precipitan, causando el correspondiente aumento en las proporciones relativas de sodio.

En general, más de la mitad de los cationes solubles debe ser sodio, antes de que sean adsorbidas cantidades de importancia por el complejo de intercambio, sin embargo, en algunas soluciones de los suelos salinos, prácticamente todos los cationes son sodio, por lo que es el catión adsorbido predominantemente (Laboratorio de Salinidad de los E.U.A., 1982).

### **Propiedades Físicas – Químicas de los Suelos Salino – Sódicos**

Los suelos salino – sódicos tendrán la misma apariencia e iguales propiedades físicas de los suelos salinos no sódicos mientras exista el exceso de sales solubles, pues debido a tal exceso las partículas del suelo permanecen floculadas; pero si las sales solubles son

eliminadas mediante la lluvia o riegos, se modificaran las propiedades físicas de dichos suelos y se pondrán de manifiesto las propiedades de los suelos sódicos no salinos ocasionados por esta lixiviación o “congelación”.

Esto explica por qué no es recomendable lavar las sales de los suelos salino – sódicos mas allá de cierto limite antes de reemplazar al sodio intercambiable de la fracción coloidal del suelo.

Los suelos salino – sódicos son el resultado de la combinación de los procesos de salinización y sodificación, por lo que sus propiedades químicas serán la combinación de las propiedades químicas que presentan tanto los suelos salinos como los sódicos; presenta una acumulación de sales en el perfil, cuyo valor determinado en el extracto de saturación será mayor de  $4 \text{ mmhos cm}^{-1}$ , debido a lo cual, el pH toma valores menores de 8.5. Asimismo, presenta una acumulación de sodio intercambiable superior de 15 por ciento en relación a los demás cationes intercambiables, pero sin llegar a impartir su efecto defloculante sobre el suelo, mientras exista el exceso de sales que mantienen floculado al suelo. Así, aunque se contenga un exceso de sodio intercambiable, el perfil no mostrará las características físicas de un suelo sódico – no salino (Aceves, 1981).

### **Contaminación de Suelos con Metales Pesados**

Los metales pesados son elementos con elevados pesos atómicos, superiores a 44 y una densidad superior a  $5 \text{ g cm}^{-3}$ , excluyendo a los grupos Alcalino y Alcalinotérreo.

Aunque algunos son imprescindibles para el desarrollo de las funciones vitales de los organismos, los denominados esenciales como cobalto, cobre, hierro manganeso, molibdeno, zinc, vanadio estroncio, en cantidades excesivas son perjudiciales e incluso letales para los seres vivos. Los metales pesados no esenciales comúnmente implicados en problemas de contaminación de las aguas subterráneas son: cromo, cadmio, plomo, arsénico y antimonio (Kennish, 1992).

La recuperación de suelos contaminados con metales pesados es uno de los problemas más difíciles de las tecnologías de descontaminación. La restauración ambiental se puede llevar

a cabo por diversas estrategias que suponen eliminar los contaminantes o estabilizarlos en el suelo. Las técnicas más drásticas se basan en procesos físicos o físico-químicos, como la extracción físico-química de metales por lixiviación ácida y electro-ósmosis, o la inmovilización *in situ*, ej. vitrificación, en caso de contaminación superficial, la eliminación de la capa superficial del suelo contaminado. Estos métodos son muy drásticos y caros, precisan de equipos y personal especializado, y sólo son adecuados para la descontaminación de áreas pequeñas. Además, estos métodos eliminan la actividad biológica del suelo tratado y afectan negativamente a su estructura física (Bernal, 1997).

Actualmente, en nuestro país, la investigación realizada en materia de contaminación de suelos por elementos potencialmente tóxicos (EPT) y sus potenciales implicaciones hacia el ambiente y la salud, ha sido escasa; como consecuencia, el desarrollo tecnológico para dar solución a este tipo de problemas es insuficiente. Una de las causas de este vacío ha sido la falta de normatividad con respecto a los límites de limpieza para suelos contaminados con EPT. Muchos EPT, dependiendo de su forma química y concentración, así como de las condiciones y características del sitio en que se encuentren, pueden representar o no, un riesgo ambiental y de salud. Por esta razón, es indispensable que antes de evaluar la posibilidad de remediar un sitio, se determinen las características del contaminante (especie química, concentración, valencia, biodisponibilidad, solubilidad, toxicidad) y del sitio (pH, tipo de suelo, temperatura, permeabilidad, potencial redox), a través de una caracterización (Volke *et al.* 2005).

La escasez de regulaciones en materia de remediación de suelos contaminados ha generado la aparición de sitios contaminados, los que se han constituido en pasivos ambientales y causado la incertidumbre de los particulares en cuanto a las acciones que se deben llevar a cabo para remediar un sitio. En el año 1988 la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) estableció unos criterios interinos para llenar este vacío de la normatividad ambiental, sin embargo estos criterios interinos no tienen la formalidad jurídica para hacerlos realmente aplicables. De acuerdo a los datos presentados en el Informe 1995-2000 de PROFEPA, en México se tienen identificados 61 sitios contaminados por elementos pesados (PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004) por normativizar la remediación de sitios contaminados (SEMARNAT, 2005).

## Efecto de los Metales Pesados en los Suelos

Los metales pesados son elementos químicos, presentes en todo tipo de suelo y sus niveles de abundancia se reporta en porcentajes y partes por millón. Cuando el nivel de su contenido en el suelo es por debajo de los límites permitidos presenta un efecto inocuo en la vegetación y las poblaciones microbianas. Cuando el suelo presenta niveles mayores a los límites permitidos de estos elementos, se provoca la contaminación de suelo, en este caso se afecta a largo plazo a las plantas y a los microorganismos. Cuando el contenido de metales pesados en el suelo alcanza niveles que rebasan los máximos permitidos se generan efectos inmediatos como inhibición de crecimiento normal y el desarrollo de las plantas, lo que a su vez causa un disturbio funcional en otros componentes del ambiente, como la disminución de las poblaciones microbianas del suelo (Martin, 2000; Kabata, 1995).

Cuadro 1. Límites máximos permisibles de diferentes contaminantes en el suelo (PROY-NOM-147 SEMARNAT/SSA1-2004)

Contaminante	Uso agrícola/residencial (mg/kg)	Uso industrial (mg/kg)
Arsénico	22	260
Berilio	150	1900
Cadmio	37	450
Cromo Hexavalente	280	510
Mercurio	23	310
Níquel	1600	20000
Plomo	400	750
Selenio	390	5100
Talio	5.2	67
Vanadio	550	7200

En el suelo, los metales pesados están presentes como iones libres, compuestos metálicos solubles, compuestos insolubles como óxidos, carbonatos e hidróxidos. Su acción directa sobre los seres vivos ocurre a través del bloqueo de las actividades biológicas, es decir, la inactivación enzimática por la formación de enlaces entre el metal y los grupos –SH (sulfhidrilos) de las proteínas, causando daños irreversibles en los diferentes organismos. Para que los metales pesados puedan ejercer su toxicidad sobre un ser vivo, estos deben encontrarse disponibles para ser captados por este, es decir que el metal debe estar biodisponible. El concepto de biodisponibilidad se encuentra íntimamente relacionado con las condiciones fisicoquímicas del ambiente, que determinan la especiación y por lo tanto la concentración de metal libre y lábil. Por ello es fundamental al determinar el grado de contaminación por metales pesados de un ambiente, conocer su biodisponibilidad, es decir la concentración de metal libre presente en la muestra (Lloyd y Lovley, 2001).

Aproximadamente en un 10% de los metales se encuentran como contenido nativo pertenecientes a materiales de algunos suelos, pero más del 90% llegan al suelo por deposiciones atmosféricas secas y húmedas y como resultado de algunas prácticas agronómicas (Adriano, 1990). Algunos de estos metales como Cr, Cu, Co y Mo, son elementos traza esenciales para animales, microorganismos y plantas, mientras que otros como el Pb, Cd, Zn, no lo son; sin embargo en altas concentraciones todos ellos son considerados tóxicos. Su biodisponibilidad, y toxicidad a microorganismos incluyendo hongos micorrízicos, plantas y animales son influidos por diversos factores particularmente pH, temperatura, potencial redox, capacidad de intercambio catiónico de la fase sólida y competencia entre iones (Leyval *et al.* 1994; Schmit y Sticher, 1991).

Estos contaminantes pueden alcanzar niveles de concentración que provocan efectos negativos en las propiedades físicas, químicas y biológicas como: reducción del contenido de materia orgánica, disminución de nutrientes, variación del pH generando suelos ácidos, amplias fluctuaciones en la temperatura, efectos adversos en el número, diversidad y actividad en los microorganismos de la rizósfera. También dificulta el crecimiento de la cubierta vegetal protectora favoreciendo la aridez, erosión del suelo, y la dispersión de los contaminantes hacia zonas y acuíferos adyacentes y como consecuencia aumenta la

vulnerabilidad de la planta al ataque por insectos, plagas y enfermedades, afectando su desarrollo (Zhang *et al.* 2000).

## **El Plomo**

El plomo (Pb) es un metal pesado, azuloso, suave y maleable, usando en varios procesos industriales. El plomo existe naturalmente en la corteza terrestre, de donde es extraído y procesado para usos diversos. Cuando es ingerido, inhalado o absorbido por la piel, resulta ser altamente tóxico para los seres vivos en general y para los humanos en particular. Sobre todo en los sistemas endocrino, cardiovascular, respiratorio, inmunológico, neurológico y gastrointestinal; además de poder afectar la piel y los riñones. El plomo no es biodegradable y persiste en el suelo, en el aire, en el agua y en los hogares. Nunca desaparece si no que se acumula en los sitios en los que se deposita y puede llegar a envenenar a generaciones de niños y adultos a menos que sea retirado (Valdés, 1999).

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 plásticos de cloruro de polivinilo. Se usan silicatos de plomo para la fabricación de figuras de vidrio y de cerámica, las que resultan útiles para introducir plomo en los acabados de 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 mucho para mejorar las propiedades magnéticas de los imanes de cerámica de ferrita de bario. (<http://es.Wikipedia.org/wiki/plomo>)

En México, el plomo orgánico y el inorgánico se utilizan en diversos procesos industriales que van desde los muy artesanales (cerámica vidriada), hasta los que implican la utilización de sistemas sumamente tecnificados y automatizados (armadora de autos) (Lacasaña, 1996).

## **Fuentes de Emisión de Plomo**

Las fuentes de contaminación de plomo son múltiples, incluyen a los procesos de combustión de la gasolina, los procesos de industrialización (fundición y refinación) del Pb, las actividades de minería y las fabricas de todo tipo de baterías y pinturas (Joint Program FAO/OMS, 1995).

La combustión de la gasolina libera a la atmosfera partículas finas de hidrocarburos, haluros, óxidos y carbonatos de plomo (Pb), las cuales dependiendo de su tamaño pueden penetrar con facilidad al aparato respiratorio y ser absorbidas por el organismo (Fuentes y Soto- Mora, 1993). Los valores permisibles por la norma Mexicana para el Pb atmosférico son de  $1.5 \text{ mg m}^{-3}$ , aunque en ciudades con gran actividad industrial y vehicular como el D.F., las concentraciones de Pb en el medio ambiente pueden ser mayores a las permisibles (Avediz,1984; Romiew *et al.* 1994).

La exposición al plomo puede ocurrir al respirar aire o polvo en el lugar de trabajo, o al consumir alimentos o agua contaminados. Los niños pueden exponerse al ingerir pedazos de pintura seca que contiene plomo o al jugar en el suelo contaminado (ATSDR, 2005).

Las principales vías de absorción del Pb son el tracto gastrointestinal y el sistema respiratorio. El grado de absorción depende de varios factores entre los que se encuentran: el tamaño de las partículas, forma química, la solubilidad, el estado nutricional y la edad del sujeto expuesto (Conrad y Barton, 1978; Schweinsberg y Ven Karsa, 1990).

El plomo es un elemento que no tiene ninguna función fisiológica conocida en el organismo humano; por el contrario, existen muchas evidencias epidemiológicas que se demuestran que los niveles comunes de exposición al plomo en la población mundial ocasionan efectos adversos en la salud. Hardman *et al.* (1996) mencionan que el plomo (Pb) es un agente toxico que se acumula de manera progresiva en el organismo ocasionando daños en diferentes órganos y sistemas, produciendo así una variedad de signos y síntomas que dependen del tipo de intoxicación.

Como sucede con muchos tóxicos ambientales, los niños en la edad temprana son más susceptibles que los adultos debido a que tienden a ingerir y a absorber más plomo, en relación con su talla, y tomando en cuenta, por otro lado, la velocidad del desarrollo cerebral a esa edad (Landrigan *et al.* 1998).

En la mayoría de los niños intoxicados por plomo los impactos son subclínicos, es decir, no ocasionan signos o síntomas evidentes al efectuar una revisión clínica de rutina. Sin embargo, los estudios a fondo sobre poblaciones infantiles muestran que la capacidad cognitiva, la conducta y el crecimiento de esos niños se ven más afectados, en promedio, cuando se les compara con aquellos que han estado menos expuestos al plomo. Estos efectos del plomo sobre la salud se han replicado en diversas poblaciones en múltiples estudios, y los resultados de la mayoría de éstos en animales son congruentes con los llevados a cabo en humanos. La medición de los niveles de plomo en la sangre ha sido ampliamente validada como un indicador de riesgo para la salud. El plomo trastorna fundamentalmente los procesos bioquímicos, de casi todas las células y sistemas del organismo. Se une a las proteínas, particularmente a aquellas de los grupos sulfhídricos, de tal manera que puede alterar su estructura y función, o bien competir con otros metales en los sitios de enlace (Goering, 1993).

Puesto que el plomo es químicamente similar al calcio, interfiere en diversos procesos dependientes de este. Activa la proteína C quinasa (PCQ), que es una enzima dependiente del calcio vinculada con el crecimiento y la diferenciación celular, la conservación de la barrera hematoencefálica y la potenciación a largo plazo que se sospecha tiene que ver con la memoria (Markovac, 1988). Por otro lado, la placenta es un órgano accesible por el cual el Pb puede atravesar de la madre al feto desde las primeras semanas de la gestación (Chang y Wade, 1980). La alta sensibilidad del feto a los efectos tóxicos de Pb se debe a la inmadurez de la barrera hematoencefálica y la susceptibilidad de desarrollo del sistema nervioso durante la prematura modificación y la estructura del circuito neuronal, la habilidad del Pb para competir con el  $\text{Ca}^{++}$  y activar las proteínas quinasas puede alterar la



conducta de las células endoteliales en el cerebro inmaduro y alterar la barrera (Bressler y Goldstein, 1991; Bressler *et al.* 1999).

### **Fuentes de Contaminación de Plomo en México**

La amplia utilización de este metal, la inexistencia de un proceso de eliminación natural y elevada vida media hacen que se acumulen en los ecosistemas. Las fuentes contaminantes del Pb de acuerdo a su origen se clasifican en naturales y antropogénicas (Trinidad, 2006).

Las fuentes naturales son todos aquellos fenómenos naturales que emiten compuestos a base de plomo, como son emisiones volcánicas, la meteorización de rocas, los desgastes de cerros, volcanes, que constituyen una fuente relevante de los metales pesados en el suelo.

Las fuentes antropogénicas son consecuencia de las actividades del hombre, las que contaminan con Pb son múltiples, como la industria minera que esta catalogada como una de las actividades industriales mas generadoras de metales pesados (Environmental Health Criteria 165, Inorganic Lead. OMS, 1995). Las fundidoras, las fábricas de baterías, algunas pinturas, la loza de barro vidriado cocida a baja temperatura y las gasolinas con tetraetilo de Pb (que se dejaron de usar en México en 1997), y la emisión a la atmósfera de cada una de ellas es considerable, así como para el suelo (Díaz, 1999).

De acuerdo con Cabrera *et al.* (1999), la actividad minera genera el desprendimiento de sustancias toxicas, algunas de ellas asociadas con la roca, otras utilizadas para la separación de los minerales que se extraen y son difundidos en el ambiente las cuales se bioacumulan en el organismo humano ocasionando envenenamiento y una amplia variedad de enfermedades al trabajador así como también a los habitantes de las comunidades próximas a una mina y en concentraciones elevadas ocasiona la muerte.

Por ejemplo, los polvos de plomo provocan alteraciones al sistema nervioso central, desestabilizando el carácter, irritabilidad, insomnio, afecta las células reproductivas derivándose de esto malformaciones congénitas, abortos, partos prematuros, insuficiencias renales. En las familias mineras los niños son principalmente afectados, ocasionándoles pérdidas de la capacidad de aprendizaje, y lento crecimiento. El plomo se acumula en los

huesos impidiendo la producción de la sangre. En nueve sistemas de clasificación de riesgo citados por el Fondo para la Defensa Ambiental o Environmental Defense Fund, el Pb aparece como un material que es más peligroso que la mayoría de los productos químicos. Se le considera dentro del 10% de los materiales más peligrosos para la salud humana, el cual causa diferentes daños, la toxicidad en adultos está relacionada a la concentración de Pb en la sangre.

La minería en México ha sido la principal actividad industrial desde la época de la colonia, lo que ha hecho que sea una fuente principal de contaminación a través de la historia. Actualmente, la posición de la minería dentro de las industrias del sector primario es significativa aún cuando enfrenta problemas de mercados deprimidos (Gutiérrez, 2003).

Este elemento es una de las bases de la civilización tecnológica, ya que infinidad de industrias lo utilizan como materia prima o como componente básico de sus productos. Su intenso uso se debe a una serie de propiedades que lo hacen poco menos que imprescindible en algún tipo de industrias. Entre estas propiedades las más importantes son: densidad elevada, punto de fusión bajo, inercia química entre los ácidos, ductilidad, muchas de sus sales son corrosivas y algunas de sus sales son fuertemente tóxicas. La contaminación natural por plomo es pequeña. La contaminación artificial, es decir aquella procedente de la actividad humana es grande. Dos son las principales fuentes: emisiones industriales (fundiciones de hierro, zinc, cobre, y plomo; fábricas de pinturas, cerámicas, cristalería, pólvoras y explosivos; combustión del carbón etc.) y emisiones producidas por los vehículos. Actualmente se está restringiendo el contenido de plomo de las gasolinas, para reducir así las emisiones a la atmósfera (Seoáñez, 1999).

La industria minera, es otra fuente importante de contaminación, en México ha generado por décadas una gran cantidad de desechos y sitios contaminados a lo largo de todo el país. La excavación de minas, la remoción de minerales y el proceso y la extracción de metales puede causar daños ambientales y, en casos extremos, destruir el ecosistema; por ejemplo, se pueden dañar tierras de cultivo, favorecer la erosión y contaminar cuerpos de agua con sales solubles de elementos potencialmente tóxicos (EPT), como As, Se, Pb, Cd y óxidos

de S, entre otros. Asimismo, el material subterráneo puede generar volúmenes de residuos hasta ocho veces superiores al original (Volke *et al.* 2005).

### **Problema del Plomo en Torreón, Coahuila**

En la región lagunera de México se ha detectado y reportado una alta contaminación de plomo en el suelo y aire, la presencia de metales pesados y particularmente plomo, genera un grave problema y representa un gran riesgo dado que las condiciones ambientales de la región propician suelos secos y fuertes vientos que generan tolvaneras, las cuales dispersan el suelo y sus contaminantes en toda la región, provocando riesgos de salud en la población humana. El problema en la ciudad de Torreón Coahuila 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. El envenenamiento por metales pesados se debe al funcionamiento de la cuarta fundidora más importante del mundo, propiedad de la compañía Peñoles, situada en el centro de la ciudad de Torreón. En otros lugares puede presentarse la contaminación por plomo pero las fuentes emisoras pueden ser distintas (Valdés, 1999).

### **Sustancias Húmicas**

Schnitzer (1978), divide a la materia orgánica del suelo, en dos grupos: no húmicas y húmicas.

Las sustancias no húmicas son carbohidratos, proteínas, grasas, ceras, resinas, pigmentos y compuestos de bajo peso molecular (ácidos orgánicos) (Aleksandrova, 1994; Schnitzer y Schulten, 1995 y Yano *et al.* 1998). Las sustancias húmicas son una mezcla heterogénea de macromoléculas orgánicas, con estructura química compleja, distinta y mas estable que su

forma original; provienen de la descomposición de residuos de plantas y animales, así como de la actividad de síntesis de microorganismo (Schnitzer, 1978 y Stevenson, 1982).

Los ácidos húmicos y fúlvicos, son macromoléculas aromáticas complejas, muy estables, con estructura polimérica en forma de círculos, cadenas y racimos (Schnitzer y Schulten, 1995), y ciclos aromáticos condensados, con aminoácidos, amino- azúcares, péptidos y compuestos alifáticos (Schnitzer, 2000).

La forma de extracción de las sustancias húmicas, de compostas y otros materiales orgánicos, representan el punto mas crítico para su estudio. La manera más eficiente y con amplio uso, es por vía química, con ácidos y álcalis. El compuesto más usado es el hidróxido de sodio (Na OH) a concentraciones de 0.1 y 0.5 N, en solución acuosa (Sorge *et al.* 1994; Schnitzer y Schulten, 1995).

Una vez producido el humus, este se divide en tres fracciones: ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) y huminas residuales (HR), las cuales son llamadas sustancias húmicas (Stevenson, 1982).

Las sustancias húmicas (SH) son los ácidos húmicos (AH), los ácidos fúlvicos (AF) y las huminas residuales (HR) y son definidas como la mezcla heterogénea de macromoléculas orgánicas, con estructura química muy compleja, distinta y más estable que su forma original y provienen de la degradación de residuos de plantas y animales, gracias a la actividad enzimática de los microorganismos y por metamorfismo de residuos orgánicos, después de millones de años, sepultados por arcillas en deltas de ríos (minerales fósiles) (Fründ *et al.* 1994; Schnitzer, 2000).

Los AH y los ácidos fúlvicos AF poseen un alto contenido de grupos funcionales libres oxigenados (-COOH y -OH), que pueden complejar y/o quelatar cationes, sobre todo metálicos, ya que son mas rápidamente adsorbidos que los alcalino-térreos (Harter y Naidu, 1995). En los primeros compuestos orgánicos, dominan los grupos funcionales carboxilos (entre 500 y 900 meq 100g<sup>-1</sup>) y para los segundos, los grupos oxhidrilos fenólicos (no más de 1400 meq 100g<sup>-1</sup>), por que mas del 80 % de la estructura molecular de dichos ácidos, está formada por los grupos funcionales mencionados (Harter y Naidu, 1995; Schnitzer,

2000). Algo similar a lo anterior encontró López (2002), al analizar compuestos húmicos extraídos de compostas.

### **Los Ácidos Fúlvicos**

Es la porción soluble en agua bajo todas las condiciones de pH. Ellos permanecen en solución después de la separación de los ácidos húmicos por acidificación. Los ácidos fúlvicos (AF) son de color amarillo claro a café – amarillento, de bajo peso molecular, alto contenido de oxígeno, pero bajo contenido de carbón; contienen más grupos funcionales de naturaleza ácida, particularmente carboxilos. La acidez total es de 9000 a 1400 meq 100g<sup>-1</sup> y considerablemente más altos que los ácidos húmicos (400 a 870 meq 100g<sup>-1</sup>) (Stevenson, 1982).

Otra importante diferencia es que, el oxígeno de los ácidos fúlvicos puede ser considerado de gran manera, como grupos funcionales (-COOH, OH, C = O), unidos a cadenas alifáticas y ciclos aromáticos, mientras que en los ácidos húmicos, la mayor porción de oxígeno, parece estar presente como un componente estructural del núcleo y/o ciclos aromáticos (Stevenson y Schnitzer, 1982).

Del 75 – 90 % de los restos orgánicos están constituidos por agua. Una fracción pequeña de materia orgánica (MO), está constituida por carbohidratos, aminoácidos, ácidos alifáticos, proteínas, grasas, etc., y en su mayor parte están formadas por las llamadas sustancias húmicas, que son una serie de compuestos de alto peso molecular. Estas sustancias húmicas han sido divididas en grupos de acuerdo a su solubilidad en soluciones ácidas y básicas concentradas: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y huminas. Los ácidos húmicos (AH) son moléculas más grandes y complejas que los ácidos fúlvicos, además presentan contenidos más altos de Nitrógeno (N), pero menor de grupos funcionales (Meléndez, 2003).

Los AF se distinguen de los AH por su coloración más clara, por el contenido relativamente bajo en carbono (menos del 55%) y por su buena solubilidad en agua, alcohol, álcalis y ácidos minerales. Los fulvoácidos pertenecen al grupo de los ácidos hidroxicarboxílicos y

en la hidrólisis ácida forman sustancias reductoras y furfural, tienen alta capacidad de cambio (hasta 700 meq 100 g de sustancia), actúan destructivamente sobre los minerales, son propensos a formar complejos  $R_2O_3$  que poseen gran movilidad, por lo tanto parece ser que ya no existen dudas sobre los AF como grupos independientes de materias húmicas con propiedades distintas a la de los AH. A parte de los AF propiamente dicho se han descubierto hidratos de carbono, glucósidos, sustancias de naturaleza fenólica, ácidos urónicos y ácidos orgánicos nitrogenados. Datos obtenidos de espectroscopia infrarroja, dan testimonio de la presencia de elementos de naturaleza aromática. Sobre la baja aromatización de los AF hablan los datos de la composición elemental en el cual el porcentaje de carbono es significativamente más bajo y el de hidrógeno supera el de los AH (Meléndez, 2003).

Los AH y AF son compuestos orgánicos no muy bien definidos químicamente, que constituyen la parte más elaborada de la descomposición de la materia orgánica. Se derivan de diferentes materias primas originadas principalmente de yacimientos de carbón orgánico conocidos como lignitos, turbas, también de materiales compostados; forman humatos y fulvatos con los cationes del suelo, con lo que evitan la retrogradación. Son capaces de fijar los nutrientes que son aplicados como fertilizantes, disminuyendo las pérdidas por lixiviación e inmovilización. Los AH son activadores de la flora microbiana del suelo con lo que aumenta la mineralización de la materia orgánica y la consecuente liberación de nutrientes a formas disponibles para las raíces de las plantas. Los AH y AF incrementan la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo y la retención de humedad. Estimulan el desarrollo de la raíz, y a nivel foliar aumentan la permeabilidad de la membrana celular facilitando la absorción de nutrientes. y son agentes naturales quelatantes de metales catiónicos, por lo que son utilizados para la nutrición mineral de los cultivos debido a la acción acomplejante que ejercen sus grupos funcionales carboxílicos ( $COOH^-$ ) e hidroxílicos (OH) (Molina, 2003). En el Cuadro 2 se muestra algunos agentes quelatantes, según el poder de complejar (quelatar).

Cuadro 2. Agentes quelatantes agrupados de acuerdo con su poder quelatante (Molina, 2003).

Fuerte	Intermedio	Débil
EDTA	Poliflavonoides	Ácidos cítrico
HEEDTA	Sulfonatos	Acido ascórbico
DTPA	Ácidos húmicos	Acido tartárico
EDDHA	Ácidos fúlvicos	Acido adípico
NTA	Aminoácidos	
CDT	Acido glutámico	
	Polifosfatos	

Los AF y AH tienen efecto en la disponibilidad de metales en el suelo y aceleran la eficiencia de la fitoextracción. Además, no tiene efectos negativos como los quelatos sintéticos, como EDTA ya que disminuyen seriamente el crecimiento de la planta, sin embargo, es un esfuerzo alto el obtener estos en cantidades suficientes para utilizarlos en la fitorremediación (Evangelou *et al.* 2004).

En un experimento realizado por Heidmann (2004), se observó que en promedio el 81 % de los AF fueron absorbidos a pH 4, y el 46 % a pH 6 y solo el 17 % a pH 8, respectivamente. Las SH pueden unirse a las superficies de los minerales por diversos mecanismos, incluyendo intercambio de ligadores, interacciones eléctricas, puentes por cationes y el agua e interacciones hidrofóbicas. La absorción de Pb en la superficie prenotada de grupos hidroxilo, es el más importante mecanismo de absorción. El Pb puede formar unión (puente catión) con AF formando un complejo. Altas concentraciones de Pb podrían inducir agregación de las moléculas de AF en solución, pero con cobre (Cu) no. Las moléculas de

AF con alto peso molecular son adsorbidas por caolinitas, con la presencia de Pb y los AF de bajo peso molecular, permanecen en solución.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Características Generales del Área

El experimento se llevó a cabo en el invernadero del área de practicas experimentales del Departamento de Ciencias del Suelo del *Campus* principal de la Universidad Autónoma Agraria “Antonio Narro” (UAAAN), ubicada en Buenavista, Saltillo, Coahuila, México, que de acuerdo al Global Positions System (GPS), tiene las siguientes coordenadas 25° 21’ 13” de latitud norte, 101° 02’ 01” de longitud oeste y una altitud de 1742 msnm.

Los meses más cálidos son Junio, Julio y Agosto con temperaturas máximas de 37 °C. Durante Enero y Diciembre se registran temperaturas de hasta -10 °C, con heladas regulares en el periodo de Diciembre a Febrero.

Los vientos predominantes son del suroeste durante casi todo el año a excepción del invierno donde predominan del noreste y se presentan con mayor intensidad los meses de febrero y marzo.



Figura 1. Mapa de localización del lugar del experimento



## Metodología

El suelo empleado fue colectado en terrenos de la Empresa Met Mex Peñoles, S. A. de Cv., situada en la ciudad de Torreón - Coahuila, el cual previo al tratamiento fue homogeneizado y tamizado a 2 mm y llevado a una caracterización del suelo (Cuadro 3).

El inicio del experimento, consistió en la colocación de 1000 gramos de suelo salino – sódico contaminado con plomo (Pb) en 21 unidades experimentales. A éstos se les agregaron 50 ml de agua destilada más 2 ml L<sup>-1</sup> y 4 ml L<sup>-1</sup> de los tratamientos presentados en el Cuadro 4, en donde las aplicaciones fueron realizadas cada quince días por la mañana.

Para solubilizar las sales, se adicionaron diariamente 50 ml de agua destilada por cada una de las 21 macetas que constó el experimento. Un día antes de la aplicación de cada tratamiento, se lavó el suelo con 250 ml de agua destilada, en seis ocasiones y se colectó el lixiviado en vasos de poliestireno, perfectamente ajustadas en la base de cada maceta.

Cada lixiviado, en cada fecha de colecta, fue llevado al espectrofotómetro de absorción atómica (EEA), en donde se les midió el sodio (Na), calcio (Ca), Magnesio (Mg), Potasio (K) y Pb. Además, el potencial de hidrógeno (pH), la conductividad eléctrica (CE), cloruros (Cl<sup>-</sup>), carbonatos (CO<sub>3</sub><sup>=</sup>) y bicarbonatos (HCO<sub>3</sub><sup>=</sup>). Al final de la experiencia, por extracto de saturación se midió el contenido de sulfatos solubles (SO<sub>4</sub><sup>=</sup>), al suelo inicial del testigo absoluto (Cuadro 3).

El experimento fue distribuido de acuerdo a un Diseño Experimental Completamente al Azar ( $\gamma = \mu + \tau_i + \varepsilon_{ij}$ ), con tres repeticiones y el análisis estadístico consistió en el análisis de varianza (ANVA) y la prueba de comparación de medias de Tuckey (P  $\alpha= 0.05$ ), para lo cual se empleó el paquete para computador MINITAB versión 14 para WINDOWS.

Cuadro 3. Características físicas y químicas del suelo utilizado.

Determinación	Resultado	Método
	Arena 56 %	
Textura	Limo 24 %	Hidrómetro de Bouyoucos
	Arcilla 20 %	
	Migajón arcillo-arenoso	
Densidad Aparente	1.31 g cm <sup>-3</sup>	Probeta
Ph	7.729	Potenciómetro
Conductividad Eléctrica	5.87 dS m <sup>-1</sup>	Puente de Wehastone
Capacidad de Intercambio Catiónico	22.2 meq 100g <sup>-1</sup>	Acetato de amonio
Materia Orgánica	0.78 %	Walkley- Black
Plomo	700 mg Kg <sup>-1</sup>	PROY-NOM-147 SEMARNAT/SSA1-2004.
Carbonatos Totales	18.27 %	Reacción Ácido - Base
Sodio Intercambiable	800 mg Kg <sup>-1</sup>	Acetato de amonio
Porcentaje de Sodio Intercambiable	15.67	Calculado
Magnesio Intercambiable	500 mg Kg <sup>-1</sup>	Acetato de amonio
Calcio Intercambiable	800 mg Kg <sup>-1</sup>	Acetato de amonio
Potasio Intercambiable	100 mg Kg <sup>-1</sup>	Acetato de amonio
Bicarbonatos Solubles	3.84 meq. L <sup>-1</sup>	Titulación
Cloruros Solubles	7.5 meq. L <sup>-1</sup>	Titulación
Sulfatos Solubles	59.18 meq. L <sup>-1</sup>	Turbidez con Cloruro de Bario
Sodio Soluble	550 mg Kg <sup>-1</sup>	Absorción Atómica

Calcio Soluble	160 mg Kg <sup>-1</sup>	Absorción Atómica
Magnesio Soluble	70 mg Kg <sup>-1</sup>	Absorción Atómica
Potasio Soluble	160 mg Kg <sup>-1</sup>	Absorción Atómica

Cuadro 4. Descripción de Tratamientos.

Tratamientos	Descripción
T1	TA
T2	AXE 2 ml L <sup>-1</sup>
T3	AXE 4 ml L <sup>-1</sup>
T4	AFE 2 ml L <sup>-1</sup>
T5	AFE 4 ml L <sup>-1</sup>
T6	KT 2 ml L <sup>-1</sup>
T7	KT 4 ml L <sup>-1</sup>

AXE: Axesal® (Nutrientes Vegetales S.A. de Cv.), desalinizador comercial compuesto por ácidos fúlvicos de leonardita.

AFE: ácidos fúlvicos de leonardita experimentales.

KT: K-Tionic® (Grupo Bioquímico Mexicano S.A. de Cv.), ácidos fúlvicos de leonardita comerciales.

TA: testigo absoluto, aplicación de 50 ml de agua destilada.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Las Sustancias Húmicas

Los AFE aventajaron al AXE y al KT en la acidez total, es decir, presentaron mayor cantidad de grupos funcionales carboxilo (-COOH) lo que quiere decir que estos compuestos están más oxidados, independientemente de su origen. Además, aquí se muestra en los tres compuestos húmicos empleados, que hay mayor cantidad de grupos -COOH sobre los grupos oxidrilo (-OH) (Fründ *et al.* 1994; Pettit, 2004).

Cuadro 5. Acidez Total de las tres sustancias húmicas, empleadas en el experimento.

Compuesto	AT (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	-COOH (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	-OH (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )
AXE	80	67	13
AFE	250	152	98
KT	50	38	12

### Variables del Suelo

De manera general se puede establecer, que al inicio del experimento, el pH del suelo con la adición de todos los tratamientos osciló ligeramente encima de 8, sin embargo, con el paso del tiempo y la incorporación de todos los tratamientos, los valores de esta variable disminuyeron. De manera particular, al aplicar al ácido fúlvico experimental a la cantidad de 4 ml litro<sup>-1</sup> de agua (AFE4) (Figura 2).

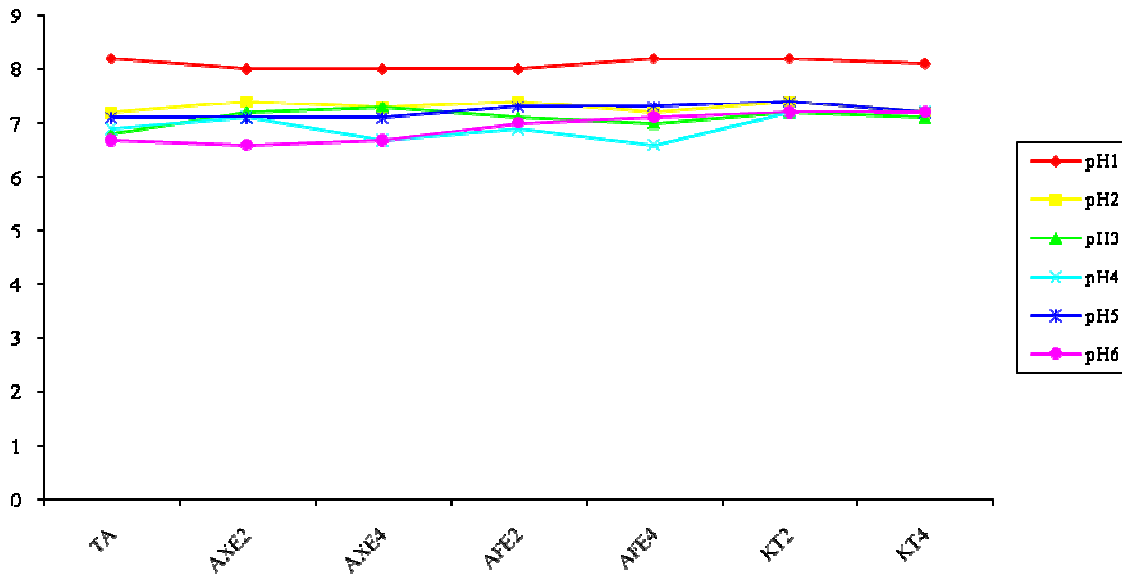


Figura 2. Comportamiento del pH del suelo en los lixiviados.

La conductividad eléctrica (CE) superior, se presentó en el primer y segundo muestreo, sobre todo al aplicar el ácido fúlvico experimental a la cantidad de de 4 ml  $\text{litro}^{-1}$  de agua (AFE4), el K- Tionic® a razón de 2 ml  $\text{litro}^{-1}$  de agua (KT2), sin embargo, conforme pasó el tiempo y el suelo se lavó, el contenido de sales disminuyó considerablemente, sobre todo cuando se aplicó el compuesto orgánico experimental (Figura 3).

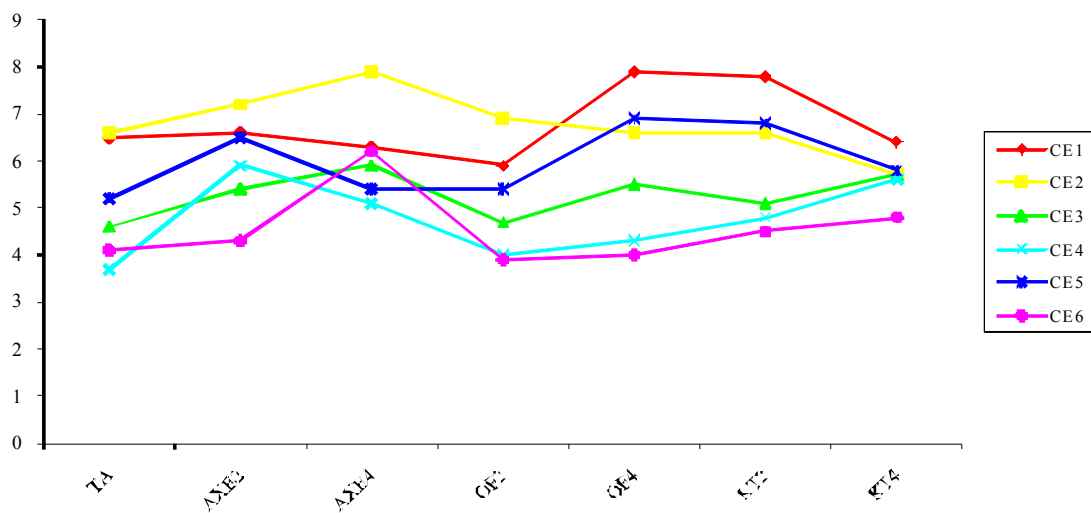


Figura 3. Comportamiento de la CE del suelo en los lixiviados.

Al agregar al Axesal® a la cantidad de 4 ml  $\text{litro}^{-1}$  de agua (AXE4) y el AFE a la cantidad de 2 ml  $\text{litro}^{-1}$  de agua, en el sexto y cuarto muestreo, respectivamente, el valor de los bicarbonatos ( $\text{HCO}_3$ ), disminuyó considerablemente después del primer muestreo (Figura 4).

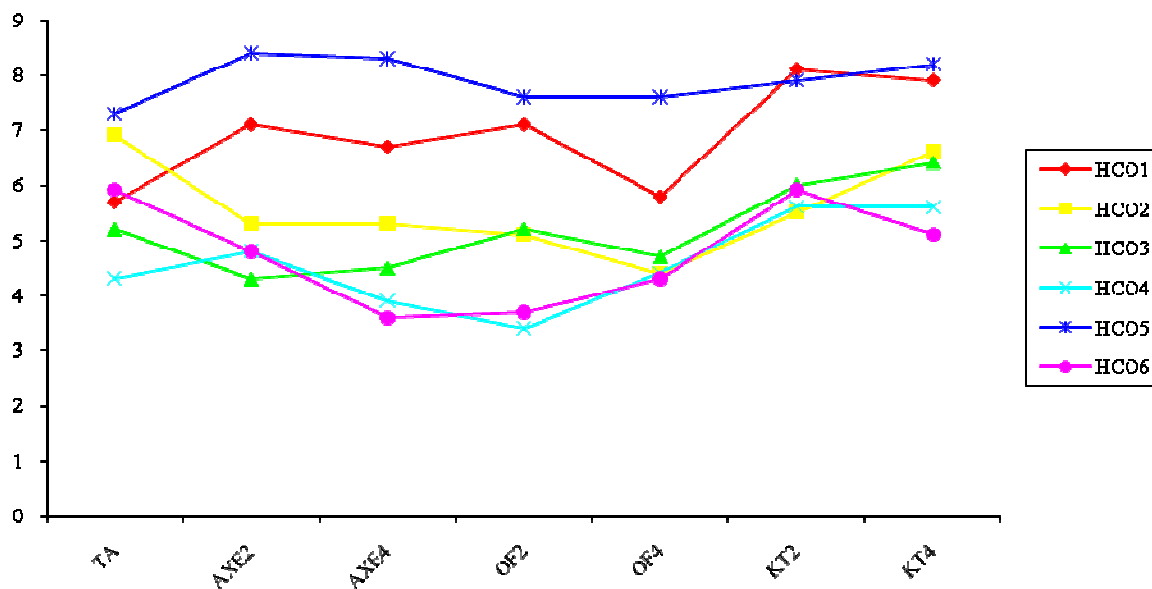


Figura 4. Comportamiento de la  $\text{HCO}_3$  del suelo en los lixiviados.

El valor de los cloruros ( $\text{Cl}^-$ ) es alto y en la Figura 5, se aprecia que en el quinto y sexto muestreo, la cantidad de esta sal en el testigo absoluto (TA), fue inferior al AXE, mientras que al aplicar el AFE fue superior el valor y con el KT fue más alto. Sin embargo, con agregación del AXE a 4 ml  $\text{litro}^{-1}$  de agua, en los primeros cinco muestreos, la cantidad de esta variable fue la inferior.

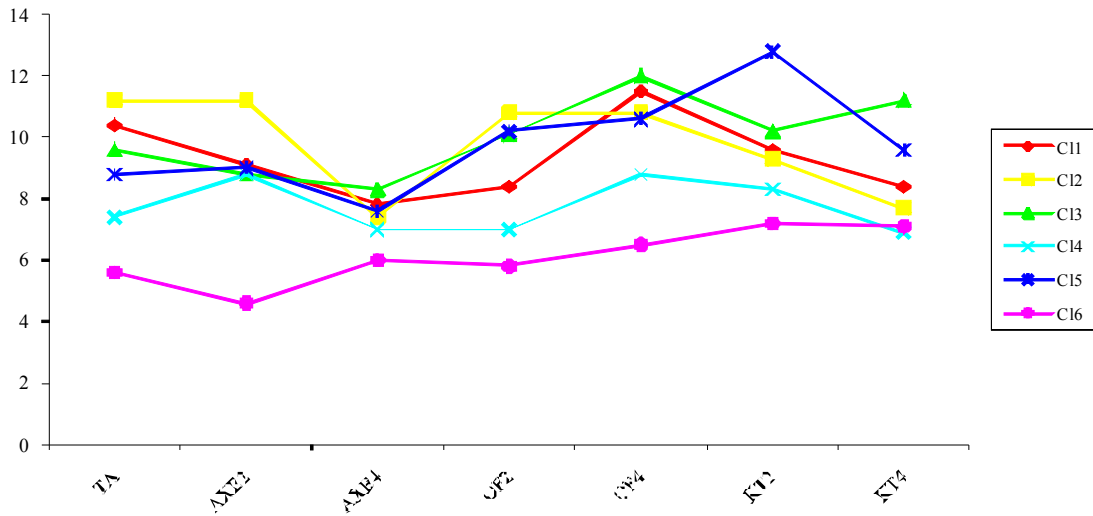


Figura 5. Comportamiento del Cl del suelo en los lixiviados.

La cantidad superior de magnesio (Mg), se presentó en el primer muestreo donde se agregó al AFE a la dosis de 4 ml  $\text{litro}^{-1}$  de agua. Conforme se agregaron los tratamientos y con el paso del período de tratamiento, la cantidad de Mg disminuyó de manera general y de forma particular, en el sexto muestreo, en el TA, con 2 ml  $\text{litro}^{-1}$  de agua de AXE y AFE a la misma dosis, el Mg fue lavado del suelo (Figura 6).

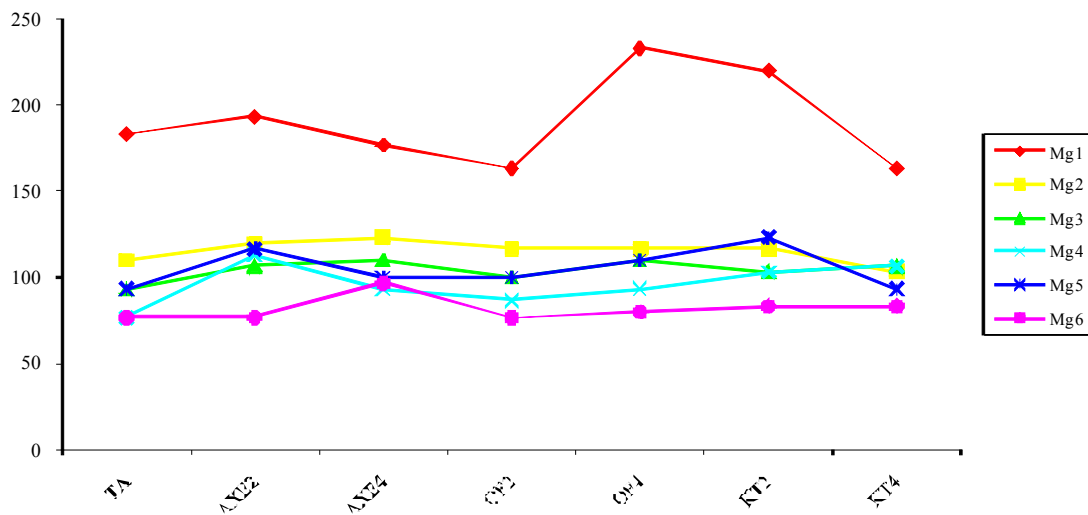


Figura 6. Comportamiento del Mg del suelo en los lixiviados.

En el cuarto muestreo, con todos los tratamientos y al agregar el KT a la dosis de 4 ml  $\text{litro}^{-1}$  de agua en el segundo y tercer muestreo, se presentaron los mayores valores de calcio (Ca), sin embargo, al adicionar 4 ml  $\text{litro}^{-1}$  de agua del AFE en el quinto muestreo, se manifestó el mas bajo valor de este parámetro (Figura 7).

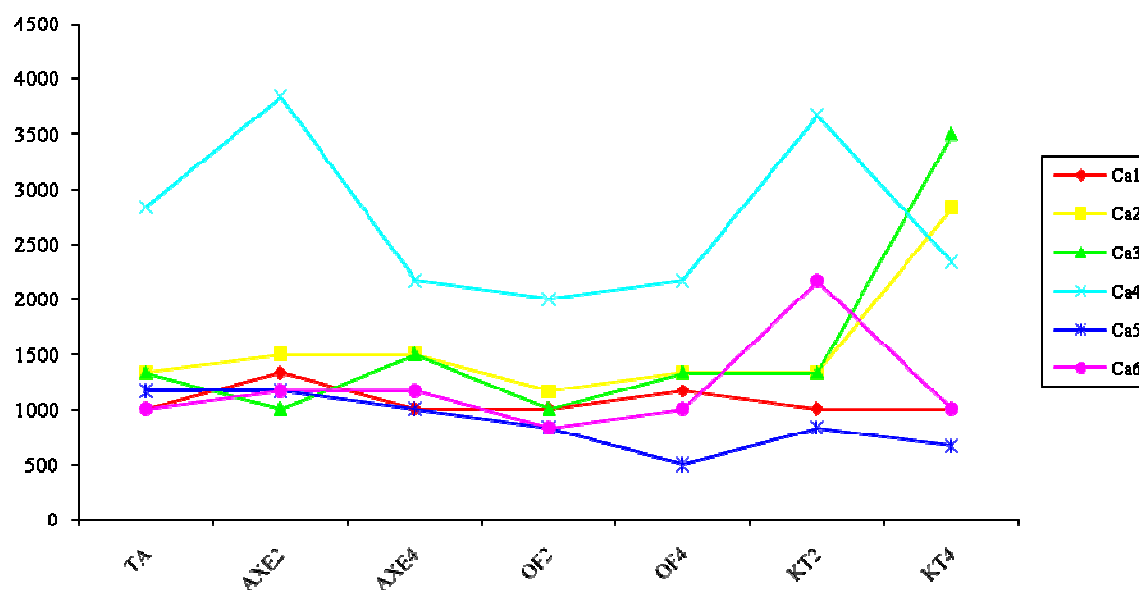


Figura 7. Comportamiento del Ca del suelo en los lixiviados.

El sodio (Na), de manera notable en el quinto muestreo, disminuyó con la aplicación del KT a la cantidad de 4 ml  $\text{litro}^{-1}$  de agua. Así, se puede determinar que al agregar los tratamientos, en específico el AXE y en el TA, las cantidades fueron elevadas y de manera general se puede establecer que con el paso del tiempo, los valores de este elemento aumentaron aún más (Figura 8).



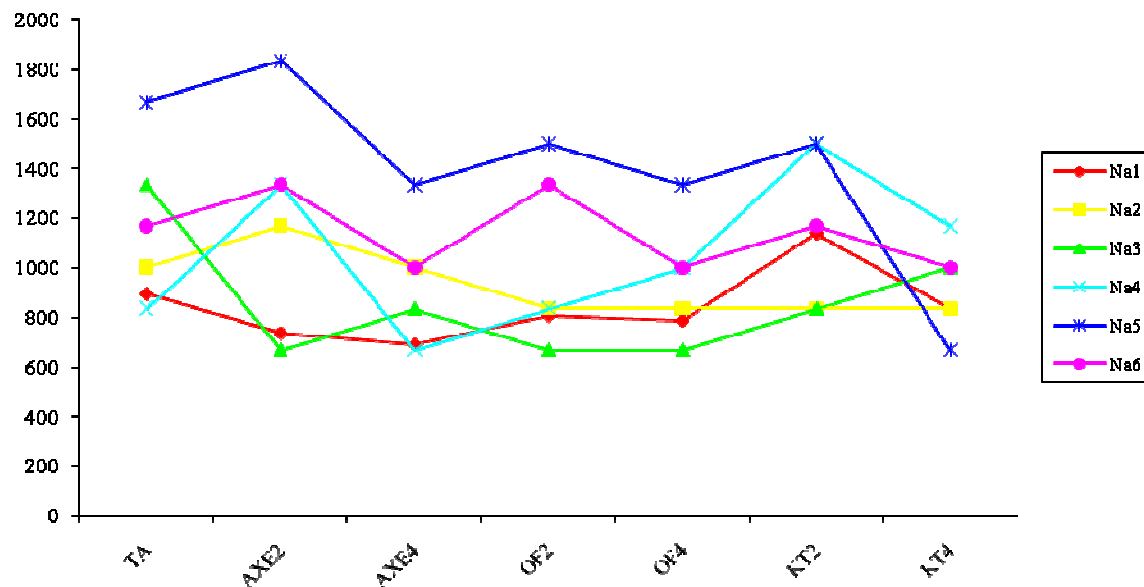


Figura 8. Comportamiento del Na del suelo en los lixiviados.

El potasio (K), de manera general, con la adición de los tratamientos y el paso de 105 días de duración del experimento, disminuyó. De forma particular, al aplicar el AFE a la dosis de 4 ml  $\text{litro}^{-1}$  de agua y el AXE a 2 ml  $\text{litro}^{-1}$  de agua, el valor de este elemento fue el más inferior en el sexto muestreo (Figura 9).

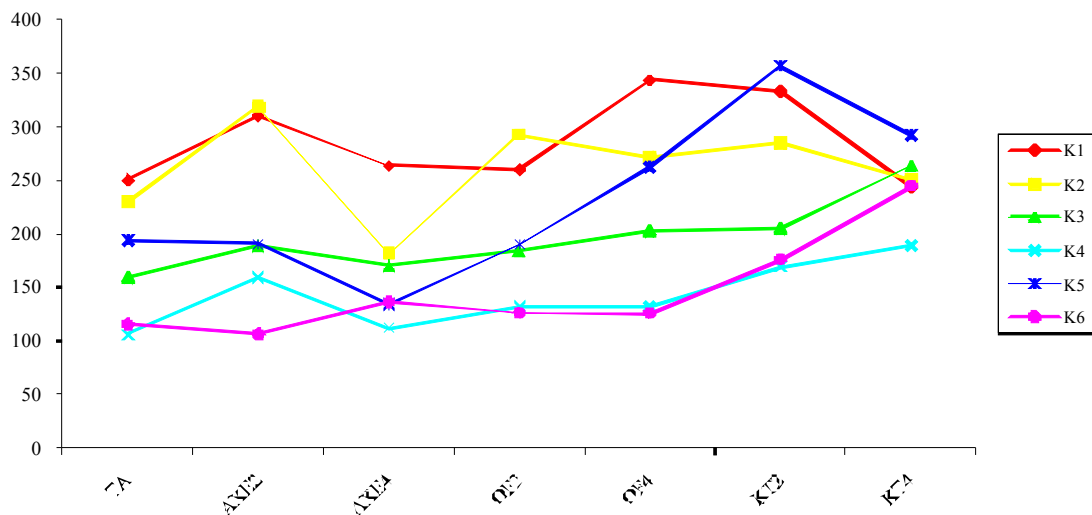


Figura 9. Comportamiento del K del suelo en los lixiviados

La cantidad de plomo (Pb), en el extracto, aumentó con el tiempo, es decir, después de 105 días de aplicados los tratamientos. Además, al agregar 4 ml  $\text{litro}^{-1}$  de agua del AXE y el KT, el lavado superior del Pb se presentó. (Figura 10)

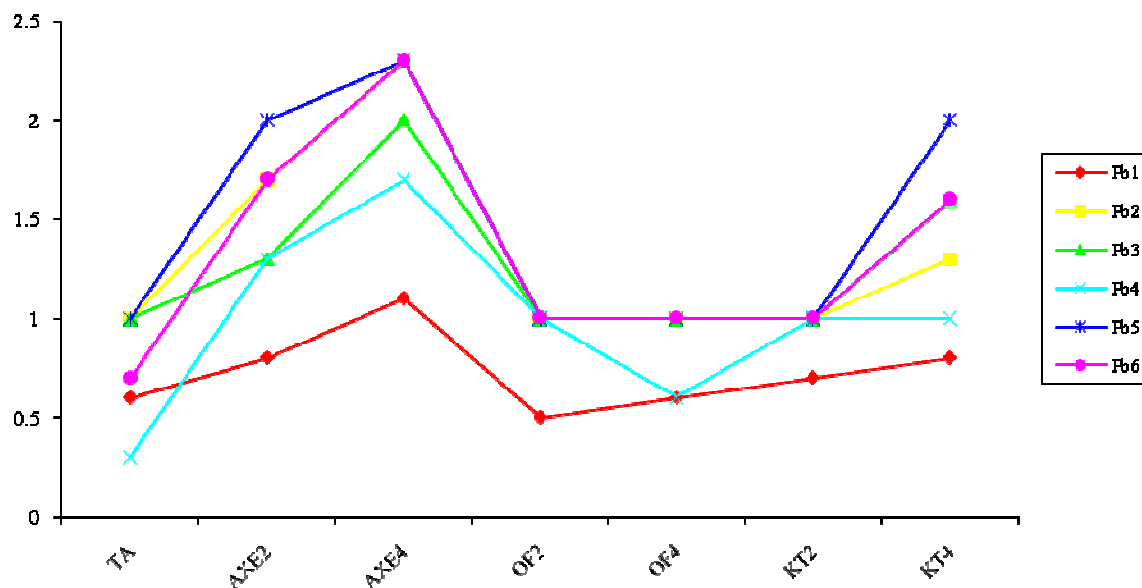


Figura 10. Comportamiento del Pb del suelo en los lixiviados.

Con base en el análisis estadístico, se puede establecer que en el pH, la CE y el Pb, los tratamientos realizaron efecto significativo en todos los muestreos; mientras que en el resto de las variables medidas, lo efectuaron solo en el último muestro (Cuadro 6).

Cuadro 6. Concentración del Análisis de Varianza (ANVA) de variables medidas a lixiviados de un suelo salino – sódico, contaminado con plomo.

Variable	Primer Lixiviado		Segundo Lixiviado		Tercer Lixiviado		Cuarto Lixiviado		Quinto Lixiviado		Sexto Lixiviado	
	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
pH	3.26	0.39*	1.41	0.289 <sup>NS</sup>	6.06	0.004**	3.22	0.040*	0.96	0.490*	2.89	0.056*
CE	6.35	0.003**	1.74	0.194 <sup>NS</sup>	1.32	0.322 <sup>NS</sup>	3.08	0.046*	1.07	0.432 <sup>NS</sup>	3.35	0.035*
HCO <sub>3</sub>	2.61	0.074*	1.06	0.436 <sup>NS</sup>	1.27	0.339 <sup>NS</sup>	2.14	0.124 <sup>NS</sup>	0.12	0.992 <sup>NS</sup>	5.49	0.006**
Cl	1.29	0.332 <sup>NS</sup>	2.00	0.145 <sup>NS</sup>	1.77	0.189 <sup>NS</sup>	0.87	0.542 <sup>NS</sup>	4.46	0.013*	12.16	0.00**
Mg	3.34	0.036*	1.37	0.301 <sup>NS</sup>	0.60	0.724 <sup>NS</sup>	3.54	0.030*	1.04	0.446 <sup>NS</sup>	1.39	0.296 <sup>NS</sup>
Ca	1.00	0.468 <sup>NS</sup>	1.02	0.458 <sup>NS</sup>	2.30	0.103 <sup>NS</sup>	1.19	0.374 <sup>NS</sup>	3.36	0.035*	0.77	0.608 <sup>NS</sup>
Na	0.90	0.256 <sup>NS</sup>	1.86	0.170 <sup>NS</sup>	1.76	0.189 <sup>NS</sup>	1.15	0.391 <sup>NS</sup>	2.21	0.114 <sup>NS</sup>	0.51	0.792 <sup>NS</sup>
K	2.02	0.141 <sup>NS</sup>	1.22	0.361 <sup>NS</sup>	3.30	0.037*	3.23	0.040*	4.41	0.014*	14.43	0.00**
Pb	13.43	0.00**	5.76	0.005**	5.64	0.005**	2.80	0.061*	23.0	0.00**	4.67	0.011*

Como discusión se tiene que en el pH, CE, HCO<sub>3</sub>, Mg, Ca y K, la dosis alta del ácido fúlvico experimental, realizó un efecto positivo en el suelo, es decir, disminuyó el valor del pH y redujo los demás compuestos y elementos; esto quiere decir que gracias a los grupos funcionales carboxilo (-COOH) del compuesto orgánico, complejaron y/o quelataron a los compuestos y elementos químicos y en el proceso de lavado, fueron eliminados del suelo (Pettit, 2004), situación similar fue realizada por los productos comerciales Axesal® y K-Tionic® en el contenido de Na y Pb.

Se han empleado ciertos agentes quelatantes sintéticos, los cuales facilitan la disponibilidad de iones metálicos para el crecimiento de las plantas (Raskin *et al.* 1997). Así, por ejemplo, el EDTA (ácido etilendiaminotetraacético), es particularmente efectivo ya que facilita la fitoextracción de Cd, Cu, Ni, Pb y Zn (Blaylock *et al.* 1997). Evagelou *et al.* (2004), emplearon DTPA (ácido dietilentriaminopentaacético) con hierro (DTPA-Fe), ácidos húmicos obtenidos de leonardita como agentes quelatantes y plantas de tabaco (*N. Tabacum*), en laboratorio, para fitoextraer cadmio (Cd) de un suelo contaminado y

concluyen que los ácidos húmicos tienen un efecto positivo en la biohabilidad del metal pesado y aceleran la fitoextracción.

Cabe destacar que el suelo utilizado en el experimento, contenía una alta cantidad de sulfatos ( $\text{SO}_4^{=}$ ), por lo que en estado seco reaccionaron con el Na, formando sulfato de sodio ( $\text{NaSO}_4$ ), una sal altamente soluble en agua, entonces al ser humedecido éstas se solubilizaron y al momento del riego pesado fueron lixiviados en esta sal, esto se notó principalmente en el TA, donde el contenido final de Na en el suelo, fue notablemente bajo con respecto a su contenido inicial.

Esto ya lo mencionaba Aceves (1981), que en concentraciones altas de  $\text{SO}_4^{=}$  en suelos salino – sódicos es recomendable el riego pesado con fines de lavado, no así para aquellos suelos con bajo contenido de  $\text{SO}_4^{=}$ , porque si las sales solubles son eliminadas mediante la lluvia o riegos, se modificarán las propiedades físicas de dichos suelos y se pondrán de manifiesto las propiedades sódicas no salinas, ocasionados por esta lixiviación o “congelación”.

Esto explica porqué no es recomendable lavar las sales de los suelos salino – sódicos más allá de cierto límite, antes de reemplazar al sodio intercambiable de la fracción coloidal del suelo.

## CONCLUSIONES

Los ácidos fúlvicos de leonardita solubilizan el sodio (Na) y en menor grado el plomo (Pb) del suelo y contribuyen de manera positiva en la reducción del pH y la conductividad eléctrica (CE) del mismo.

Los altos contenidos de sulfatos ( $\text{SO}_4^{=}$ ), en los suelos, contribuyeron para un mayor lavado de iones de Na en el suelo con el testigo absoluto, que en los suelos donde se adicionaron los mejoradores, lo que significó disminución del porcentaje de sodio intercambiable (PSI).

El uso de ácidos fúlvicos, puede ser sumada a la serie de alternativas tecnológicas para llevar a cabo la remediación de suelos contaminados con metales pesados y metaloides, así como para la desalinización y/o desodificación de los mismos, ya que la aplicación de estas substancias resulta una técnica económicamente factible para los productores y para las condiciones específicas de ciertas regiones de México.

## LITERATURA CITADA

- Aceves, Lorenzo A. 1981. Los Terrenos Ensalitrados y los Métodos para su Recuperación. Universidad Autónoma de Chapingo. Departamento de Suelos.
- Adani, F., P. Genevini, P. Zaccheo and G. Zocchi. 1998. The effect of commercial humic acid on tomato plant growth and mineral nutrition. *Journal of Plant Nutrition*.
- Adriano, D.C. 1990. Bioengineering of Trace Metals. *Advances in Trace Substances Research*. Lewis, Boca Raton, Fl. 513.
- Aleksandrova I., V. 1994. Interactions of structural units and the strength fixation in molecules of humic -like substances. *Eurasian Soil science*.
- ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 2005. Reseña Toxicológica del Plomo (versión para comentario público) (en inglés). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública.
- Avediz A. 1984. Normal de la Calidad de Aire en México. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, México.
- Blaylock, M. J., D. E. Salt, S. Dushenkov O., C. Gussman, Y. Kapulnik, B. D. Ensley and I. Raskin. 1997. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environ Sci. Tech*.
- Bernal, M. P. 1997. Apuntes. Departamento de Conservación del Suelo y Aguas y Manejo de Residuos Orgánicos de Edafología y Biología Aplicada del Segura. Consejo Superior de Investigación Científica. (CSIC). Murcia, España.
- Bratos J, Sicilia G, Remasal A. 1986. Análisis De Suelos Curso Para el S.P.Y D.A de Burgos. Unión Explosivos Río Tinto S.A.
- Bressler J., Goldstein W.G. 1991. Mechanisms of lead neurotoxicity. *Bichem Pharmacol*.
- Bressler J., Kyung-ah Kim, Tamal Ch., Goldstein G. 1999. Molecular mechanisms of lead neurotoxicity. *Neurochem Res*.

- Cabrera, F. C.; Díaz, E.; López, R. y Murillo, J.M. 1999. Heavy metal pollution of soils affected by the Guardamar toxic flood. *Sci Total Environ* 242 (1-3): 117 -29.
- Chang L.W., Wade P.R. 1980. Prenatal and neonatal toxicology and pathology of heavy metals. *Advan Pharmacol Chemot*
- Churchman, G.J., Skjemstad J.O., and J.M. 1993. Influence of Clay Minerals and Organic Matter on Effects of Sodicity on Soils. *Australian Journal of Soil Research*. 31:779-800
- Conrad M., and Barton J. 1978. Factors affecting the absorption and excretion of lead in the rat. *Gastroenter*.
- Evangelou, M. W. H. Hactice, D. Andreas, S. 2004. The Influence of Humic Acids on the Phytoextraction of Cadmium from Soil. *Chemosphere*. 57 207—213.
- Díaz, B. F. 1999. Evaluación del riesgo por la exposición a Plomo. Unidad de Toxicología Ambiental, Facultad de Medicina, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.
- FAO/UNESCO. 1994. World Reference Base for Soil Resources. Wageningen/Rome.
- Feuchter A., F. R. 2000. Profesor-Investigador del CRUNO-UACH. Transferencia De Tecnología Para El Rescate De Suelos Mediante La Integración Ganadera."Recuperación De Suelos Salinos Agrícolas, Mediante El Establecimiento De Praderas Bajo Riego Y Cultivos Alternativos", disponible en:  
<http://www.zoetecnocampo.com/Documentos/recuperacion/recuperacion01.htm>
- Fuentes AL, Soto – Mora C. 1993. Influence of lead on pregnant women in metropolitan Mexico City. *Cont Toxicol*.
- Fründ, R., K. Guggenberg, K. Haider, H. Knicker, I. Kogel – Knaber, H.-H. Ludeman, J. Luster, W. Zech and M. Spiteller. 1994. Recent advances in the spectroscopic

characterization of soil humic substances and their ecological relevance. Z. Pflanzenernähr. Bodenk.

García A. 2003. Curso de Salinidad de Suelos disponible en:  
<http://www.gratisweb.com/ocaclevante/calidadagua.pdf>

Goering, P.L. 1993. Lead- protein interactions as a basis for lead toxicity. Neurotoxicology

Gouia, H., M.H. Ghorbal, and C.B. Touraine. 1994. Effects of NaCl on Flows of and Mineral Ions and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> Reductasa Rate Within Whole Plants of Salt-sensitive Bean and Tolerant Cotton. Plant Physiol. 105:1409-1418.

Gutiérrez, M. 2003. Unión de Grupos Ambientalistas de Minería (UGAM). Disponible en:  
<http://www.union.org.mx/guia/actividadesyagravios/mineria.htm>

Hardman, J., Limbird, L., Mollinoff, P., Raymond, R., Goodman, A. 1996. Las Bases Farmacológicas de la Terapéutica. Editorial Mc Graw – Hil Interamericano. Novena Edición.

Harter, R. D. and R. Naidu. 1995. Rol of metal-organic complexation in metal sorption by soils, in Advances in Agronomy. (Ed.) D. L. Sparks.

Heidmann, I. 2004. INFLUENCE OF FULVIC ACID ON ION BINDING AND COLLOIDAL STABILITY OF KAOLINITE PARTICLES. DOCTOR OF NATURAL SCIENCES. Swiss Federal Institute of Technology Zürich. Diss. ETH No. 15531. Germany.

<http://es.Wikipedia.org/wiki/plomo>

Joint Program FAO/OMS. CODEX alimentary norms for fruit juice of concentrated fruit nectar of fruits. Codex Alimentaras, Vol. X, 1st ed. Rome: Food and Agricultural Organization, World Health Organization, 1995.

Kabata Pendias, A. 1995. Agricultural problems related to extensive trace metal contents of soil.



- Kennish, M.J. 1992. *ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects*. CRC Press, Inc., Boca Raton, FL
- McCullough, J., Hazen, T.C., Benson, S.M., Metting, F.B., and Palmisano, A.C. *Bioremediation of Metals and Radionucleids*.
- Kloke, A. 1980. *Rechwerw'80, Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden*, Mitt VDLUFA, H.
- Laboratorio de salinidad de E.U.A. 1982. *Diagnostico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódicos*. Ed. Limusa S.A. México DF.
- Landrigan P.J., Carlson J.E., Bearer C.F., Cramner J.S. *et al.* 1998. *Children's health and the environment: A new agenda for prevention research*. *Environ Health Perspect*.
- Lascaña M, Romieu I, McConnell R, y Grupo de trabajo sobre plomo de la OPS. 1996. *El problema de exposición al plomo en América Latina y el Caribe*. Metepec, Estado de México: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud/Organización Panamericana de la Salud.
- Leyval, C., Weissenhorn, I., Glashoff A., and Berthelin, J. 1994. *Influence des métaux lourds sur la germination des spores de champignons endomycorrhizien a arbuscules dans les sols*. *Acta Botánica Gallica* (in press)
- Lloyd, J. R., and Lovley, D.R. 2001. *Microbial Detoxification of metals and radio nuclides, current Opinion in Biotechnonology*.
- López, C. R. 2002. *Comportamiento de Substancias Húmicas de Diverso Origen en la Física de un Suelo Limo-Arcilloso y en la Fisiología del Tomate*. Tesis Doctoral en Sistemas de Producción. Universidad Autónoma Agraria "Antonio Narro". Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.
- Martin, C.W. 2000. *Heavy metals trends in floodplain sediments and valley fill*.
- Markovac J. 1988. *Goldstein GW Lead activates protein kinase C in immature rat brain microvessels*. *Toxicol Appl Pharmacol*.

- Matson, A.P., Parton, W.J., Power, A.G., and Swift M.J. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science*. 257:504-508
- McKenzie, B.D., and Y.A. Leshen. 1994. *Stress And Stress Coping In Cultivated Plants*. 256 p. Kluwer Academic Publisher, London, UK.
- Meléndez, G. 2003. Taller de Abonos Orgánicos. Residuos orgánicos y la materia orgánica del suelo. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
- Molina, E. 2003. Taller de Abonos Orgánicos. Quelatos como fertilizantes. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
- Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que Establece Criterios para Determinar las Concentraciones de Remediación de Suelos Contaminados por Arsénico, Berilio, Cadmio, Cromo Hexavalente, Mercurio, Níquel, Plomo, Selenio, Talio y Vanadio, Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 11 de Noviembre de 2005.
- Pettit. 2004. Organic matter, Humate, Humic acid, Fulvic acid and Humin: Their Importance in Soil Fertility and Plant Health. Huma Tech. Inc Makers of Promax. <http://www.humate.info/>
- Ramos R. R. 2000. Aplicación de Sustancias Húmicas Comerciales como Productos de Acción Bioestimulante Efectos Frente al Estrés Salino. Tesis de Doctorado Universidad de Alicante España.
- Raskin, I., R. D. Smith and D.E. Salt. 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Biotechnology*.
- Romiew I., Palazuelos E., Hernández A., Ríos C., Muñoz I., Jiménez C., Caheron G. 1994. Sources of lead exposure in Mexico City. *Env Health Perspect*

- Schmitt, H. W., and Sticher, H. 1991. Heavy metals compounds in the soil. In: Marina, E. (ed): Metals and their Compounds in the Environment, VCH Verlagsgesellschaft Weinheim, Germany.
- Schweinsberg F, Ven Karsa L. 1990. Heavy metal concentrations in humans. (Comp Biochem Physiol).
- Schnitzer, M., and H. R. Schulten. 1995. Analysis of Organic Matter in Soil Extracts and Whole Soils by Pyrolysis – Mass Spectrometry. Advances in Agronomy.
- Schnitzer, M. 1978. Humic Substances: Chemistry and Reactions: in Soil Organic Matter (Ed.) Schnitzer and Khan. Soil Organic Matter. Elsevier, Amsterdam.
- Schnitzer, M. 2000. Life Time Perspective on the Chemistry of Soil Organic Matter. D. L. Sparks (Ed.). advances in Agronomy, Academic Press.
- Schweinsberg, F., Ven Karsa L. 1990. Heavy metal concentrations in humans.
- SEMARNAT.2005. PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Diario Oficial. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Viernes 11 de Noviembre de 2005. México D.F.
- Seoánez Calvo M, 1999. Ingeniería del Medio Ambiente Aplicada al Medio Natural Continental Mundi-Prensa, México. Pág. 60, 181y 290
- Serrano, R., and R. Gaxiola. 1994. Microbial Model and salt Stress Tolerance in plants. Crit. Rev. PlantSci. 13:121-138.
- Sorge, C., M. Schitzer, P. Leinweber and H.-R. Schulten. 1994. Molecular – Chemical characterization of organic matter in whole soil and particle-size fractions of a spodosol by pyrolysis-field ionization mass spectrometry. Soil Sci.
- Stevenson, F. 1982. Humus Chemistry: Genesis, Composition and Reactions. Wiley, New York, USA.

- Stevenson, F. L. and M. Schnitzer. 1982. Transmission Electron Microscopy of Extracted Fulvic and Humic Acids. *Soil Sci.*
- Tarafdar, C. J., and Rao, V. A. 1997. Response of Arid Legumes to VAN Fungal Inoculation. *Symbiosis.* 22:264-274
- Trinidad C., J. 2006. Uso de Compuestos Orgánicos y Acelga (*Beta vilgaris L.*) en la Fitoextracción de Plomo en un Suelo Contaminado. Tesis de Licenciatura en Ingeniero en Agrobiología. Universidad Autónoma Agraria “Antonio Narro”. Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.
- Valdés P. F. 1999. La Contaminación Por Metales Pesados en Torreón Coahuila. En Defensa del Ambiente A.C Torreón Coahuila.
- Valdés R. 1985. Estudio Fenológico de la UAAAN en el Área Correspondiente a Buenavista, Saltillo, Coahuila. Tesis de Licenciatura. UAAAN.
- Volke, S. T., Velasco, T. J. A y De La Rosa, A. 2005. Suelos Contaminados por Metales y Metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. S y G Editores, S.A. de C.V., México, D. F. ISBN: 968-817-492-0
- Yano, Y., W. H. McDowel and N.E. Kinner. 1998. Quantification of Biodegradable Dissolved Organic Carbon in Soil Solution whit Flow – Through Bioreactors. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:1556 -1564. Wang, Z., Y. Xu and Z.
- Zhang, Q., Davis, L.C., and Erick, L.E. 2000. Heavy metal. In: Hazardous Substance Res.