

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE CIENCIAS SOCIOECONÓMICAS**



**Impacto Económico de la Fitorremediación de Suelos
Contaminados con Arsénico Utilizando Maíz (*Zea mays*), Girasol
(*Helianthus annuus*) y Alfalfa (*Medicago sativa*)**

Por:

Karina Margarita De los Santos Vázquez

TESIS

**Presentada como Requisito Parcial para
Obtener el Título de:**

ING. AGRÓNOMO ADMINISTRADOR

**Buenavista, Saltillo, Coahuila, México
Diciembre de 2018**

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE CIENCIAS SOCIOECONÓMICAS**



**Impacto Económico de la Fitorremediación de Suelos
Contaminados con Arsénico Utilizando Maíz (*Zea mays*), Girasol
(*Helianthus annuus*) y Alfalfa (*Medicago sativa*)**

Por:

Karina Margarita De los Santos Vázquez

TESIS

**Presentada como Requisito Parcial para
Obtener el Título de:**

ING. AGRÓNOMO ADMINISTRADOR

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México

Diciembre de 2018

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE CIENCIAS SOCIOECONÓMICAS

**Impacto Económico de la Fitorremediación de Suelos
Contaminados con Arsénico Utilizando Maíz (*Zea mays*), Girasol
(*Helianthus annuus*) y Alfalfa (*Medicago sativa*)**

Por:

Karina Margarita De los Santos Vázquez

TESIS

Que somete a la consideración del Comité Asesor Examinador como
Requisito parcial para obtener el título de:

ING. AGRÓNOMO ADMINISTRADOR

Aprobada por

Dr. Antonio Juárez Maldonado
Asesor Principal

Dr. Jesús Valdés Reyna
Coasesor

Dr. Lorenzo Alejandro López Barbosa
Coasesor

Dr. Lorenzo Alejandro López Barbosa
Coordinador de la División de Ciencias Socioeconómicas



Buenavista, Saltillo, Coahuila, México, Diciembre de 2018

AGRADECIMIENTOS

A Dios por darme la fortaleza para seguir adelante a pesar de la distancia familiar, por mantenerme firme y sobre todo brindarme una vida llena de experiencias y felicidad.

A mi "Alma Terra Mater", **UNIVERSIDAD AUTONOMA AGRARIA ANTONIO NARRO**, por permitirme formar parte de su equipo, darme la oportunidad de ampliar mis conocimientos y realizarme profesionalmente.

Al MC. Magín González Moscoso, por su apoyo incondicional en la realización de este trabajo, gracias por la amistad que con el tiempo se ha reforzado y por cada palabra de aliento durante este periodo.

Al Dr. Antonio Juárez Maldonado, por ser mi Asesor principal y permitirme participar en este proyecto, además de darle seguimiento y supervisión hasta culminar exitosamente.

Al Dr. Lorenzo Alejandro López Barbosa, por su colaboración como Coasesor, su aportación en el apartado financiero, por la confianza y el tiempo invertido hasta concluir este trabajo.

Al Dr. Jesús Valdés Reyna, por su colaboración como Coasesor, su tiempo y apoyo en la revisión de este trabajo.

A mis compañeros de carrera y de la universidad, quienes sin esperar nada a cambio me brindaron su confianza, con los que compartimos conocimientos y experiencias, haciendo este recorrido más agradable.

DEDICATORIAS

A mis padres

Sra. Ma. Teresa Vázquez Camacho, por brindarme la oportunidad de vivir, su apoyo y amor incondicional, ser mi pilar, compañera y ejemplo a seguir, por sacrificarse en todo momento en busca de mi bienestar. La vida no me pudo dar mejor recompensa que ser tu mi madre, gracias por todo. Te amo.

Sr. Elin De los Santos Vázquez, por los momentos compartidos que han sido especiales, porque a pesar de la distancia siempre creíste en mí, te quiero.

A mis hermanos

José Luis, Jorge Alberto, Elidia Gpe., Juan Antonio, Jesús Enrique, Roberto, Rodolfo, Martha Elena y Reyna Marilit, gracias a cada uno por sus consejos, por cada momento de felicidad compartido, demostrarme su apoyo incondicional, creer en mí, y acompañarme en este recorrido, son un ejemplo a seguir. Los amo.

A mis abuelos

Reynol Vázquez + y Consuelo Camacho +, que son mis estrellas y ángeles que iluminan mi camino, gracias por enseñarme el valor de la vida, por siempre los recordaré.

A mis sobrinos

Por darme tanta alegría, en especial a Carlos Eduardo y Brisa Citlally, que me motivan a seguir adelante, gracias pequeña por esperarme con tanta emoción cada regreso a casa y demostrarme tu amor incondicional, a Sofía por hacer mi estancia fuera de casa más agradable, llena de ternura y amor; a mi sobrina y ahijada Karol quien con el tiempo me ha demostrado su amor.

A mis cuñadas

Por darme el mejor regalo, mis sobrinos y dejarme compartir momentos con ellos, en especial a Verónica de Jesús García Moreno, por su apoyo incondicional, escucharme, aconsejarme y ayudarme en los momentos más difíciles, a quien aprecio y admiro; sin duda eres una persona muy especial.

A mis amigos

Tania Roque Cruz, Tomasa López Sánchez y Angélica Pérez Román, quienes aprecio y considero mis mejores amigas, que con el paso del tiempo se han convertido en familia, gracias por demostrarme su afecto cada regreso a casa y que a pesar de la distancia han sido constante con su amistad. A Noel López Herrera quien admiro y aprecio, gracias por compartir cada momento en esta etapa universitaria, por cada consejo y confiar en mí, gracias por ser mi confidente y mejor amigo.

A cada persona que se cruzó en mi sendero

Porque gracias a cada crítica constructiva y destructiva en algunos casos, me han ayudado a ser mejor persona, fortalecer mis valores y no darme por vencida.

INDICE

CAPITULO I INTRODUCCION	5
CAPITULO II MARCO TEORICO	7
2.1 Generalidades del suelo	7
2.1.1 Suelos calcáreos.....	8
2.2 Contaminantes del suelo	9
2.3 Definición y características de los metales pesados.....	9
2.4 Contaminación de suelo por metales pesados	11
2.4.1 Efecto de los metales pesados sobre las propiedades químicas del suelo .	12
2.4.2 Efecto de los metales pesados en la microflora del suelo.....	12
2.4.3 Efecto de los metales pesados en la planta.....	13
2.5 Arsénico.....	14
2.5.1 Fuentes de contaminación de Arsénico	15
2.5.2 Efecto del Arsénico en la salud	15
2.5.3 Arsénico en cultivos agrícolas	17
2.6 Tecnologías de remediación de suelos	18
2.6.1 Tecnología química	19
2.6.2 Tecnología biológica	21
2.7 Fitorremediación	22
2.8 Plantas hiperacumuladoras	24
2.9 Problemas de contaminación con arsénico en San Luis Potosí, México	25
2.10 Importancia sobre el análisis de rentabilidad para la agricultura	27
2.11 Marco legal sobre residuos de la fitorremediación.....	28
CAPITULO III MARCO METODOLOGICO	29
3.1 Objetivos.....	29
3.1.1 Objetivo general.....	29
3.1.2 Objetivos particulares	29
3.2 Hipótesis.....	29
3.2.1 Hipótesis general	29
3.3 Materiales y métodos	30
3.3.1 Colecta de suelo	31
3.3.2 Análisis físicos y químicos de suelos	32
3.3.3 Material vegetal.....	32
3.3.4 Diseño del experimento	33

3.3.5	Establecimiento del experimento en invernadero	34
3.3.6	Variables fisiológicas en invernadero.....	34
3.3.7	Trabajo en laboratorio.....	35
3.3.8	Bioacumulación de As	36
3.3.9	Análisis estadístico	36
3.3.10	Análisis del impacto financiero	36
CAPITULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN		37
4.1	Caracterización de suelos.....	37
4.2	Concentraciones de metales en suelo	38
4.3	Germinación, crecimiento y producción de biomasa	38
4.4	Bioacumulación de As.....	42
4.5	Impacto económico de la fitorremediación	44
CAPITULO V CONCLUSIONES.....		46
RESUMEN		47
BIBLIOGRAFIA		49
ANEXOS		61
	Anexo 1. Costo de producción por ha de cultivo de maíz.....	61
	Anexo 2. Costo de producción por ha de cultivo de girasol.....	62
	Anexo 3. Costo de producción por ha de cultivo de alfalfa	64

INDICE DE FIGURAS

Figura 1 Cáncer de piel causado por la ingestión prolongada de aguas con arsénico (Lillo, 2008).	16
Figura 2 Procesos implicados en la fitorremediación de suelos contaminados (Bernal <i>et al.</i> , 2007).	23
Figura 3 Esquema del distrito minero de Santa María de la Paz, los desechos relacionados y los acuíferos en Villa de la Paz, Matehuala y el complejo hidráulico artesiano en Cerrito Blanco con sus respectivas concentraciones de As y puntos de muestreo (Martínez <i>et al.</i> , 2013).	26
Figura 4 Flujograma del proceso de investigación.....	30
Figura 5 Mapa del área de estudio y ubicación de los puntos de muestreo.....	32
Figura 6 Homogenización del suelo y siembra de cultivos.	34
Figura 7 Medición de variables de crecimiento.....	35
Figura 8 Variación del porcentaje de germinación de diferentes especies de plantas. (a) Germinación en suelo CAL, 10, (b) germinación en suelo GYP,23. Barras con diferentes letras son estadísticamente diferentes (LDS Fisher, $P \leq 0.05$).	39
Figura 9 Vista panorámica de la germinación de los tratamientos. a) Respuesta negativa de germinación en el GYP. b) Semillas deshidratadas en GYP.....	40
Figura 10 Vista Panorámica que muestra los efectos de toxicidad en plantas de maíz (a), girasol (b) y alfalfa (c).....	41
Figura 11 Concentración de arsénico inicial (CI), respecto a la concentración según los tratamientos, a los 120 días después de haber sido aplicados.	43

INDICE DE TABLAS

Tabla 1 Caracterización de tratamientos de fitorremediación del primer experimento establecido	33
Tabla 2 Caracterización fisicoquímica de suelos	37
Tabla 3 Caracterización de metales de suelos	38
Tabla 4 Producción de biomasa seca (g) del cultivo de maíz, girasol y alfalfa	40
Tabla 5 Altura exponencial del maíz, girasol y alfalfa	41
Tabla 6 Concentraciones de As y Fe en el tejido vegetal y factores de bioconcentración y translocación en suelo con arsénico a los 120 días de desarrollo. Las medias son el resultado de análisis por triplicado.....	42
Tabla 7 Proyección lineal aproximada de fitorremediación	44
Tabla 8 Proyección lineal aproximada del tiempo y costo de la fitorremediación total del suelo contaminado con As	45

CAPITULO I

INTRODUCCION

En la actualidad la contaminación por Metales pesados (MP) y metaloides es un tema de interés debido al impacto negativo en la agricultura, además de ser una amenaza para la sociedad. Estos tienen un origen natural y antropogénico, con el tiempo se concentran en cantidades tóxicas para los seres vivos, además de contaminando suelos, mares y ríos; a sociedad puede estar expuesta a estos residuos por medio de la cadena trófica, ya que la planta la absorbe, se trasloca a la parte aérea y comestible (Hernández *et al.*; 2017, Pineda, 2016).

Uno de los metaloides considerados cancerígeno es el Arsénico (As), siendo el límite máximo permisible en agua potable de 0.025 mg L⁻¹ de acuerdo a la NOM 127-ISSA-1994; y en suelo 22 mg kg⁻¹ de acuerdo a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, la exposición de a este metal causa la enfermedad denominada arsenicosis, además de cáncer de piel, diabetes, diabetes mellitus y neuropatía (Flanagan *et al.*, 2012). El As está presente en forma de Arseniato (As V) y Arsenito (As III), siendo el segundo más tóxico; el As no es esencial para el crecimiento de las plantas, pero se puede acumular en niveles tóxicos (Bundschuh *et al.*, 2008). El As puede tener un origen natural a partir de las actividades volcánicas y la erosión de rocas sedimentarias y un origen antropogénico a partir de actividades mineras, combustión de combustible fósil, uso de fertilizantes y plaguicidas, entre otros (Mellado *et al.*, 2008; Calvo *et al.*, 2003).

La transferencia de arsénico a través del sistema cultivo-suelo-agua es una de las implicaciones más importantes del uso de agua contaminada en la irrigación, además la acumulación de As con el tiempo puede ocasionar disminución en los rendimientos de producción de los cultivos (Lara, 2015).

Debido a la contaminación de suelos por As se busca la manera de remediarlos, existen métodos químicos, físicos y biológicos que implican ciertos procesos para lograr la remediación de suelos (González *et al.*, 2017), dentro de los biológicos se encuentra la fitorremediación que consiste en la utilización de plantas, enmiendas del suelo (abonos, etc.) y practicas agronómicas (cultivo del suelo) para eliminar, retener contaminantes del medio o reducir su toxicidad (Carpena y Bernal, 2007). Para aplicar esa técnica se utilizan plantas acumuladoras (absorben MP del sedimento conforme crecen y los acumulan en sus tejidos) e hiperacumuladoras (tienen la capacidad de crecer en suelos con grandes concentraciones de MP, concentraciones que resultan tóxicas para otros (Kidd *et al.*, 2007)).

El maíz (*Zea mays*) tiene un gran potencial para la acumulación de cadmio y plomo; se han distinguido tres tipos de mecanismos fisiológicos relacionado con este proceso: acumulación, indicador, y exclusión, estos mecanismos le permiten tolerar altos valores de elementos metálicos que son tóxicos para otras especies vegetales (Marrero *et al.*, 2012). El girasol (*Helianthus annuus*) es una planta ampliamente reconocida como fitorremediadora, por su alta capacidad radicular puede extraer del 10 al 25% de los metales del suelo (Gutiérrez *et al.*, 2011).

Las tecnologías de remediación como las químicas y físicas son caras, es por ello que la remediación biológica como la fitorremediación puede ser una opción más redituable económicamente; los costos dependerán de la especie a utilizar y su capacidad de absorción es por ello la importancia de realizar investigaciones para determinar el comportamiento de las especies y determinar en cuanto tiempo se realiza la remediación del suelo en su totalidad, además del costo aproximado al realizarse.

CAPITULO II

MARCO TEORICO

2.1 Generalidades del suelo

El suelo es un cuerpo natural comprendido de sólidos (minerales y materia orgánica), líquidos y gases que ocurren sobre la superficie de la Tierra y se caracterizan por tener horizontes o capas que se distinguen del material inicial como el resultado de adiciones, pérdidas, transferencias y transformaciones de energía y materia (Sotelo *et al.*, 2010). Es el resultado de varios factores de formación, como son el tiempo, el material parental, el clima, la vegetación, los organismos y la topografía, integrados en un sistema con múltiples interacciones (Narváez *et al.*, 2015).

El suelo está formado en una proporción aproximada por un 45% de partículas minerales, 5% de materia orgánica y 50% de poros (Aguilar y García, 2006). La materia orgánica se refiere a todo el material de origen animal o vegetal que este descompuesto, parcialmente descompuesto y sin descomposición, por lo general puede estimarse mediante el color del suelo seco y/o húmedo en la tabla Munsell (Vargas, 2009).

Las partículas minerales se forman por el rompimiento de rocas más grandes (roca madre) que se encuentran en la parte más profunda del suelo, de acuerdo al tamaño de su diámetro se les da el nombre de grava (2 a 20 mm de diámetro), arena (0.05 a 2 mm), limo (0.002 a 0.05) y arcilla (menos de 0.002 mm) (Aguilar y García, 2006). En consecuencia, dará origen a una textura característica definida como la proporción relativa de las clases de tamaño de partícula (separaciones de suelo o fracciones) en un volumen de suelo dado y se describe como una clase textural de suelo (Vargas, 2009).

2.1.1 Suelos calcáreos

Los suelos calcáreos cubren cerca de un tercio de la superficie terrestre y se presentan predominantemente en regiones que reciben menos de 500 mm de precipitación anual, tienen un pH de 7 a 9 y un contenido significativo de carbonatos libres que limitan la absorción de algunos nutrientes como hierro (Benavides *et al.*, 2007). Esto provoca deficiencia en las plantas y disminución de la producción y calidad de las cosechas, cuando esta deficiencia es muy severa se presenta un amarillamiento en las hojas conocido también como clorosis férrica (Álvarez *et al.*, 2005). Los suelos calcáreos contienen frecuentemente más de 15% de Carbonato de Calcio (CaCO_3), pertenecen a la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (WRB) ubicados en el grupo de Calcisoles y a otros subgrupos cálcicos relacionados (FAO, 2018).

Los suelos de tipo Calcisol son de gran valor para el noreste de México, los cuales tienen una acumulación sustancial de cal secundaria y se extienden en ambientes áridos y semiáridos, con frecuencia asociados con materiales parentales de alto contenido calcáreo (Cantú *et al.*, 2018). De acuerdo a WRB son suelos que en los primeros 100 cm de profundidad tienen un horizonte cálcico o petrocálcico y no tienen otros horizontes de diagnóstico que no sean un horizonte ócrico o cámbico, un horizonte árgico calcáreo, uno vértico o un horizonte gípsico subyaciendo a un horizonte petrocálcico (Bautista *et al.*, 2005).

Los suelos de tipo gypsic (del griego *gypsos*, yeso) contiene acumulaciones secundarias de yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) en diversas formas, si la acumulación de yeso se vuelve tal que desaparecen todas o la mayoría de las estructuras pedológicas y/o litológicas y predominan concentraciones continuas de yeso, se usa el calificador Hipergypsic; estos suelos están asociadas a las zonas áridas y semiáridas (FAO, 2008).

2.2 Contaminantes del suelo

La contaminación del suelo aparece cuando una sustancia está presente a concentración superior a sus niveles naturales, y tiene un impacto negativo en alguno o todos los constituyentes del mismo (Bernal *et al.*, 2007). 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 MP, 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 (Becerril *et. al*, 2007).

La contaminación del suelo generada por actividades antropogénicas puede presentarse de dos formas: Contaminación difusa y degradación edáfica, está provocada por actividades como la minería, instalaciones industriales y los vertederos, afectando los suelos circundantes y al sustrato geológico para, posteriormente, pasar a las aguas subterráneas o de superficie (Arroyave y Restrepo, 2009). Aunado a lo anterior, la intensa actividad de otras industrias, junto con accidentes durante el almacenamiento, transporte o trasvase de sustancias, fugas, derrames, y la disposición clandestina e incontrolada de residuos, contribuyen en gran medida a la contaminación de suelos (Trejo *et al.*, 2006). Ahora bien, la contaminación difusa es causada por el transporte de sustancias contaminantes, tanto solubles como particuladas; está más relacionado con la deposición atmosférica, determinada prácticas agrícolas y aguas residuales (Arroyave y Restrepo, 2009).

2.3 Definición y características de los metales pesados

Se llama metales a los elementos químicos situados a la izquierda y centro de la tabla del sistema periódico, se clasifican en metales alcalinos y alcalinotérreos de los grupos I y II A, los metales de transición y los grupos III y IV A; algunos elementos intermedios como el As del grupo VA (Ferrer, 2003).

MP es un término químico que se refiere a elementos que tienen densidad mayor de 5 g cm^{-3} , sin embargo, en varios casos al describir al metal pesado, no se incluyen a elementos metálicos que son tóxicos, como el aluminio, cuya densidad es de 2.6 g cm^{-3} , tampoco incluye a metaloides tales como el arsénico o el antimonio los cuales no son propiamente metales con densidad de 5.7 y 6.6 g cm^{-3} respectivamente (González *et al.*, 2017).

Los MP, se distinguen por su persistencia en el medioambiente; aunque algunos de estos se consideran micronutrientes la bioacumulación de estos contaminantes en los organismos vivos puede causar serios efectos tóxicos y carcinogénicos aún en pequeñas dosis, por lo que encabezan la lista de sustancias tóxicas más peligrosas (Hernández *et al.*, 2017). Dentro de los MP se incluyen mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), talio (Tl) y plomo (Pb) que son componentes naturales de la corteza terrestre y que no pueden ser degradados o destruidos (Trejo *et al.*, 2006). Se distribuyen a partir de interacciones geológicas como erosión y sedimentación o por medio de procesos biogeoquímicos, sin embargo, actividades antropogénicas como la minería, los procesos industriales y de urbanización, son los principales causantes de esta contaminación (Rodríguez *et al.*, 2017). La fuente principal de MP en el material parental a partir del cual se ha originado un suelo, del total de la corteza terrestre el 95% está formado por rocas ígneas y aproximadamente el 5% rocas sedimentarias (Sarwar *et al.*, 2017).

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 (Vullo, 2003). Los MP puede sustituir componentes de enzimas específicas y otros metales catalizadores, produciéndose alteraciones bioquímicas que afectan en mayor o en menor grado el sistema biológico, debido a la inestabilidad estructural y funcional del mismo (Marti *et al.*, 2011).

2.4 Contaminación de suelo por metales pesados

En los suelos pueden encontrarse diferentes metales, formando parte de los minerales propios; con son silicio (Si), aluminio (Al), hierro (Fe), también puede encontrarse el manganeso (Mn), que generalmente se presenta como óxido y/o hidróxido, formando concreciones junto con otros elementos metálicos (Prieto *et al.*, 2009). Las propiedades del suelo como textura, capacidad de retención de agua y/o propiedades químicas pueden ser determinantes para la difusión de contaminantes y más importantes, para su grado de adhesión a la matriz mineral y orgánica del suelo (Galdames *et al.*, 2017), por ejemplo, el potencial de óxido-reducción (redox): la oxidación relativa de los metales en una solución acuosa en ambientes anaerobios reducidos (suelo húmedo) conlleva a la precipitación del metal debido a la presencia de iones ferrosos y carbonatos, mientras que bajo condiciones oxidantes los metales se hacen más solubles (Covarrubias *et al.*, 2015).

Los suelos arenosos tienden a tener menores concentraciones de MP que los suelos arcillosos, además la cantidad de metales disponibles en el suelo esta una función del pH, el contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico (Juárez, 2012). Un factor que puede influir en la concentración de As en el suelo, es la adición de fósforo en forma de fertilizante a través de la actividad agrícola (Rodríguez *et al.*, 2017).

Los MP presentes en los suelos no se comportan como elementos estáticamente inalterables, sino que siguen unas pautas de movilidad generales, la dinámica de estos en el suelo puede clasificarse resumidamente en cuatro vías: movilización a las aguas superficiales o subterráneas, transferencia a la atmósfera por volatilización, absorción por las plantas e incorporación a las cadenas tróficas y retención de metales pesado (Navarro *et al.*, 2007). La movilidad disminuye con el incremento del pH debido a la precipitación de estos en forma de hidróxidos, carbonatos o en la formación de complejos orgánicos inbio-disponibles (Juárez, 2012). Además, una forma de facilitar dicha inmovilización es alterando las propiedades fisicoquímicas de complejo metal-suelo (Alkorta *et al.*, 2004).

2.4.1 Efecto de los metales pesados sobre las propiedades químicas del suelo

La calidad de un suelo, es decir, su capacidad para desarrollar una serie de funciones, puede verse afectada negativamente por la contaminación, la velocidad de los cambios en las propiedades del suelo debido a la acumulación de contaminantes es lo que se conoce como sensibilidad del suelo, que será tanto mayor cuanto menos sea la capacidad de amortiguación del suelo frente a los contaminantes (Sierra, 2005).

Los residuos que genera la industria minera contienen una cantidad variable de minerales magnéticos y conductores de electricidad, principalmente asociados a los sulfuros metálicos y óxidos de hierro, los cuales contienen a los metales y metaloides como As, Cd, Pb, Cu, Zn, etc.; la generación de drenaje ácido, es la causa de que sus lixiviados acuosos, implicando que los suelos afectados por el drenaje ácido de minas pueden acidificarse y aumentar su capacidad de conductividad eléctrica (Perez y Martín, 2015).

2.4.2 Efecto de los metales pesados en la microflora del suelo

Muchos MP son esenciales para el crecimiento y el metabolismo microbiano en bajas concentraciones (Cu, Zn, Mn), mientras que a otros no se les conoce función biológica (Au, Ag, Pb, Cd), una característica de estos metales y de elementos relacionados es que pueden ser altamente tóxicos para las células vivas (Cañizares, 2000).

Los microorganismos del suelo son muy importantes porque intervienen en las funciones de los ciclos de los elementos traza, o son responsables de la movilización de metales y de su acumulación, estos son sensibles tanto a las deficiencias como a excesivas concentraciones de elementos metálicos, reducen su crecimiento y actividad enzimática, pero a su vez tienen la capacidad de adaptarse a ellas (Marrero *et al.*, 2012).

2.4.3 Efecto de los metales pesados en la planta

Los MP son absorbidos por las plantas a través de tejidos corticales de las raíces debido a su similitud con algunos micronutrientes, pueden causar estrés hídrico en algunas plantas al disminuir la conductancia estomática, la tasa de transpiración y el contenido relativo de agua de las hojas debido a la disminución en el tamaño y el número de vasos de xilema, cloroplasto y agrandamiento celular; además de acumularse en las partes comestibles y entrar a la cadena alimenticia (Sarwar *et al.*, 2017). Algunos MP como el selenio (Se), Mercurio (Hg) y Arsénico (As) pueden ser volatilizados por las plantas a la atmósfera o por algunos grupos microbianos especializados (Covarrubias *et al.*, 2015).

Los MP tienden a bioacumularse en diferentes cultivos, esto significa un aumento en la concentración de un producto químico en un organismo vivo en cierto plazo de tiempo, comparada a la concentración de dicho producto químico en el ambiente (Prieto *et al.*, 2009). La acumulación e incorporación de los MP en las plantas puede ser descrita en tres fases; la Fase I, implica el transporte de los MP al interior de la planta y después al interior de la célula, la raíz constituye el tejido de entrada principal de los metales los cuales llegan por difusión en el medio mediante flujo masivo o por intercambio catiónico; la raíz posee cargas negativas en sus células debido a la presencia de grupos carboxilo que interaccionan con las positivas de los MP creando un equilibrio dinámico que facilita la entrada hacia el interior celular, ya sea por vía apoplástica o simplástica (Delgadillo *et al.*, 2011). En la Fase II, las especies metálicas son secuestradas o acomplejadas mediante la unión a ligandos específicos; entre los quelantes producidos por las plantas se encuentran los ácidos orgánicos (ácidos cítrico, oxálico y málico), algunos aminoácidos (histidina y cisteína) y dos clases de péptidos: fitoquelatinas y metaloteínas (tienen una marcada afinidad por las formas iónicas de Zn, Cd, Hg y Cu) y la Fase III involucra la compartimentalización y detoxificación, proceso por el cual, el complejo ligando-metal queda retenido en la vacuola (Navarro *et al.*, 2007).

Un exceso de MP o de sus quelatos solubles puede provocar una serie de alteraciones bioquímicas y fisiológicas entre las que se encuentran la inhibición del crecimiento de la raíz (Cartaya *et al.*, 2011). Los niveles más altos de MP en plantas se encuentran en la raíz por lo que habitualmente este es un indicador del As biodisponible en el suelo; en las hojas y tallos habitualmente los niveles son inferiores y los más bajos se han encontrado en flores y frutos (Pineda, 2016).

2.5 Arsénico

El As se encuentra en la tabla periódica entre el Fósforo (P) y el Antimonio (Sb), tiene propiedades similares al fósforo; es un metaloide, es decir, con propiedades intermedias entre metales y no metales; por ello forma aleaciones con metales, pero también enlaces covalentes con el carbono, hidrógeno y oxígeno (Ferrer, 2003). El As no es esencial para el crecimiento de las plantas, pero se puede acumular en plantas a niveles tóxicos (Farroq *et al.*, 2016). La distribución y contaminación de As se debe a procesos naturales y antropogénicos, y su problemática a su fácil movilización en el ambiente (Montoya *et al.*, 2015). En los suelos de sodio, el As es más móvil y se libera de la fase sólida a la disolución del suelo (Galdames *et al.*, 2017). La toxicidad y la biodisponibilidad del As son estrechamente asociados con su estado de oxidación y especie (Zhang *et al.*, 2002).

En aguas naturales como especie disuelta, se presenta por lo común como oxianiones con As en dos estados de oxidación, arsénico trivalente (As (III)) y arsénico pentavalente (As V), y con menos frecuencia como As(0), As(-I) y As(-II), el As(V) aparece como H_3AsO_4 (ácido As o arseniato de hidrogeno) y sus correspondientes productos de disociación ($H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$ y AsO_4^{3-}) y As(III) aparece como H_3AsO_3 (ácido arsenioso o ácido trioxoarsénico) y sus correspondientes productos de disociación ($H_4AsO_3^+$, $H_2AsO_3^-$, $HAsO_3^{2-}$ y AsO_3^{-3}) (Lillo, 2008).

El Arsenito (As III) es considerado 60 veces más tóxico que el Arseniato (As V) en el agua, los niveles de As son en general menores en aguas superficiales (mares, ríos y lagos), y más elevados en aguas subterráneas especialmente en

áreas con depósitos de roca volcánica o de minerales ricos en As (Bundschuh *et al.*, 2008). Puede oxidarse mediante procesos químicos o biológicos, la oxidación química del As es lenta y los compuestos químicos utilizados, tales como cloro, hipoclorito de calcio, permanganato de potasio, pueden derivar en elevados costos, generar una contaminación secundaria y ser ineficientes a bajas concentraciones de As por lo que se prefiere el proceso biológico (Montoya *et al.*, 2015).

2.5.1 Fuentes de contaminación de Arsénico

Las fuentes naturales de As ambiental incluyen el volcanismo, la actividad hidrotérmica y la erosión de rocas sedimentarias e ígneas (Mellado *et al.*, 2008), además de ser resultado de la movilización por causas naturales y otros factores promovidos por la actividad humana, como la combustión de combustibles fósiles, la actividad minera, el uso de fertilizantes y herbicidas en la agricultura, o el uso de aditivos arsenicales en animales o como conservantes de la madera; son responsables de problemas de contaminación por As al menos a escala local (Calvo *et al.*, 2003).

2.5.2 Efecto del Arsénico en la salud

La contaminación de As en agua potable, aire, suelo y alimentos es uno de los principales problemas de salud global que afectan a más de 300 millones de personas en todo el mundo (Quansah *et al.*, 2015). Las principales rutas de exposición de las personas al As son la ingesta e inhalación, este elemento es acumulable en el organismo por exposición crónica (Castro, 2006), provocando una variedad de afecciones dependientes de la dosis, incluidos los cánceres de piel (**Figura 1**), vejiga, riñón y pulmón, así como lesiones cutáneas, hipertensión arterial y enfermedad cardiovascular, pulmonar, vascular periférica, diabetes mellitus y neuropatía (Flanagan *et al.*, 2012).



Figura 1 Cáncer de piel causado por la ingestión prolongada de aguas con arsénico (Lillo, 2008).

Las principales fuentes de exposición al humano son: el agua destinada al consumo, cultivos regados y alimentos preparados con agua contaminada; mariscos, carnes, productos lácteos y cereales también pueden ser fuentes alimentarias de As, aunque la exposición a través de estos suele ser muy inferior, en el caso del marisco, el As está presente principalmente en su forma orgánica menos tóxica (OMS, 2018).

La exposición crónica que resulta de beber agua con altos niveles de arsénico durante un largo periodo de tiempo (cinco a 20 años), es conocida como arsenicosis (Gutiérrez, *et al.*, 2010). El inicio de esta enfermedad puede agravarse con la malnutrición y las deficiencias de micronutrientes u otras enfermedades relacionadas (Mayorga *et al.*, 2014). En México, la Norma NOM 127-ISSA-1994 estipula un nivel máximo de 0.025 mg L^{-1} de As en agua potable; además el Codex Alimentarius-1995, describe que los límites máximos permisibles de As en aceites vegetales crudos (cacahuete, babasú, coco, semillas de algodón, semillas de uva, semillas de mostaza, palmiche, palma, nabina y cártamo) y aceites vegetales comestibles (sésamo, soya y girasol, oleína de palma, estearina y superoleína) es de 0.1 mg kg^{-1} .

2.5.3 Arsénico en cultivos agrícolas

En general, la absorción de elementos traza por las plantas se ve afectado por la disponibilidad específica del cultivo en cuestión, y otros factores del suelo (Prieto *et al.*, 2010). Existen diversos reportes de contaminación de alimentos de origen vegetal como consecuencia de malos manejos culturales y postcosecha, tal es el caso del As en los ecosistemas, en donde la ocurrencia de cambios químicos y físicos facilita su disponibilidad para ser absorbidos por diferentes organismos (Gutiérrez, *et al.*, 2010). La acumulación del As es mayor en las raíces que en las semillas y los frutos, en algunos casos, niveles de arsénico tan bajos como de 0.7 mg kg⁻¹ pueden reducir el rendimiento de los cultivos en 50% (Prieto *et al.*, 2007)

Los pozos de agua potable de la región de Zimapán, en el estado de Hidalgo en México se encuentran contaminados con As, de acuerdo al estudio realizado por Prieto *et al.* (2005); las concentraciones de As encontradas en los diferentes cultivos resultaron ser relevantes; para los del tipo especias destacaron el epazote, cilantro y mejorana, en hortalizas, lo fueron el fruto del tomate verde y el chile, ambos de amplia demanda y consumo en la dieta mexicana, en cuanto a los frutos, el chilacayote es el que presentó mayor concentración, en conjunto con los frutos del naranjo, níspero, plátano y granada, en los cultivos que son utilizados para infusiones medicinales, el toronjil no debe ser utilizado indiscriminadamente debido a su elevada concentración del contaminante.

Dentro de la familia de las *Umbelíferas*, en la zanahoria el crecimiento de las raíces se produce en dos etapas: inicialmente hay una etapa de activa división celular que genera un crecimiento en longitud, con la producción y uso de hidratos de carbono y más tarde una segunda etapa de elongación celular con extensión en diámetro (engrosamiento), con acumulación de hidratos de carbono, agua y también sustancias potencialmente tóxicas tales como los compuestos de As; en caso de los rábanos (*Raphanus sativus L.*), tienen raíces pivotantes, presentan compuestos azufrados con As (III) en la raíz, el tallo y las hojas, lo cual indicaría que estos compuestos pueden jugar un papel importante en el transporte y almacenamiento de este elemento (Mayorga *et al.*, 2014).

2.6 Tecnologías de remediación de suelos

Los MP acumulados en el suelo superficial se reducen lentamente mediante la lixiviación, el consumo por las plantas y la erosión, sin embargo, los niveles de contaminación y su impacto en algunas áreas requieren de alternativas que reduzcan los niveles de contaminación por MP y otros contaminantes, es importante que estas mantengan las propiedades biológicas y la estructura física del suelo (Ortiz *et al.*, 2009). Existen tres principales métodos de remediación de suelos: físicos, que consisten en restringir el riesgo de los contaminantes por medio de la remoción o contención; químicos, que intentan alterar la especiación del contaminante para aumentar su movilidad y extracción o para disminuir los riesgos de exposición y biológicos que involucran el uso de plantas, microorganismos o sus productos para remover o contener contaminantes ambientales (González *et al.*, 2017).

En general, los mecanismos involucrados en la remoción de contaminantes de tipos: físicos son: sedimentación, filtración, adsorción, volatilización, dentro de los químicos encontramos la precipitación, hidrólisis, reacciones de óxido-reducción o fotoquímicas (Degaldillo *et al.*, 2011), en ocasiones agrupan dichos métodos, denominándolo fisicoquímicos; y consisten en procesos como la oxidación/reducción (transformación) de los metales, el lavado de suelos (separación de los metales) y la solidificación/extracción (inmovilización de los metales); sin embargo, una desventaja es que la mayoría requiere de la excavación del suelo y un proceso secundario de tratamiento o disposición final del contaminante, lo que genera un costo económico y ambiental (Covarrubias *et al.*, 2015). Dentro de los métodos biológicos el uso de plantas y microorganismos rizosféricos representa una alternativa de bajo costo y con enormes ventajas ambientales, las tecnologías que consideran el uso de estos organismos son llamadas: fitorecuperación y biorecuperación, respectivamente (González, 2005).

2.6.1 Tecnología química

Tradicionalmente se usan métodos fisicoquímicos como primera opción para limpiar suelos contaminados, estas son caras y generalmente poco adecuadas para grandes extensiones de terreno en donde los contaminantes se encuentran en concentraciones relativamente bajas y dispersos superficialmente (Muñoz *et al.*, 2010). Dentro de la diversidad de tecnologías, figuran las aplicables in situ, las cuales al evitar operaciones de excavación y transporte suponen una reducción de costos y riesgos dentro de este grupo de tecnologías destacan algunas como: extracción electrocinética, arrastre de fluidos, extracción forzada con vapores, oxidación química, lavado de suelo, técnicas de inmovilización, entre otras (De la rosa *et al.*, 2007).

Dentro de los químicos se encuentra el lavado del suelo que consiste en eliminar in situ los contaminantes del suelo al pasar un fluido de extracción a través del suelo, luego se recupera el fluido de extracción, reutilizado, y eventualmente tratado y eliminado, esta técnica es aplicable a suelos homogéneos de textura gruesa y alta permeabilidad; para extraer eficazmente MP del suelo, el fluido de extracción debe diseñarse con una fórmula particular (Liu *et al.*, 2018).

Se han utilizado una serie de reactivos para movilizar y eliminar MP del suelo, incluidos los agentes quelantes sintéticos (EDTA, EDDS), ácidos orgánicos, ácidos orgánicos, sustancias húmicas, surfactantes y ciclodextrinas, estos reactivos utilizados para el lavado del suelo se han establecido caso por caso y su aplicación y eficiencia varían según el tipo de MP y el sitio; la eficiencia del lavado del suelo depende de la capacidad del extractante para disolver el MP en los suelos (Khalid *et al.*, 2017).

Los ácidos húmicos (AH) adsorben los metales en sus grupos funcionales, carboxílicos, hidroxílicos y fenólicos; y su movilidad depende de características como fuerza iónica, potencial redox, presencia de bases, grado de madurez, pH, estabilidad del complejo húmico - metal y de la interacción de este complejo con los constituyentes del suelo (Cortes *et al.*, 2016), aunque se han probado varias

soluciones quelantes y ácidas, se ha observado que el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) es el más efectivo agente (Liu *et al.*, 2018).

Otra técnica por mencionar es la inmovilización se refiere a la disminución de la movilidad, la biodisponibilidad y bioaccesibilidad del metal en el suelo mediante la adición de agentes inmovilizantes a los suelos contaminados; los MP pueden inmovilizarse en el suelo por complejación, precipitación y reacciones de adsorción, estos procesos causan la redistribución de MP de la solución del suelo a partículas sólidas, lo que limita su transporte y biodisponibilidad en el suelo, las enmiendas más comunes incluyen cemento, arcilla, zeolitas, fosfatos, minerales, microbios y enmiendas orgánicas (Khalid *et al.*, 2017).

Se han realizado investigaciones sobre la inmovilización química adicionando fosfatos utilizando materiales sintéticos como la apatita, hidroxiapatita y con roca de fosfato, aunque los tratamientos con apatita son eficaces para reducir la solubilidad y biodisponibilidad del metal, investigaciones sobre movilidad de metales y transporte han demostrado que estos tratamientos son ineficaces para reducir el transporte del Cd y del Zn en suelos contaminados (Valles y Alarcon, 2008).

La extracción electrocinética consiste en eliminar los MP de los suelos contaminados por adsorción eléctrica, cuando se aplica electricidad de corriente continua (CC) de baja densidad a través de electrodos insertados en el suelo, los cationes en la fase de solución del suelo contaminado migran al cátodo, mientras que los aniones migran al ánodo a la fuerza atractiva del Campo eléctrico establecido; los contaminantes metálicos concentrados en los electrodos polarizados se eliminan posteriormente mediante galvanoplastia, precipitación, bombeo de solución o complejación de resina de intercambio iónico (Liu *et al.*, 2018).

Es eficaz incluso en suelos de baja permeabilidad y tiene un costo relativamente bajo, además, si se controlan las condiciones de operación, no provoca cambios dramáticos en las propiedades del suelo; ha sido probada en suelos en áreas

agrícolas; arrozales contaminados con As, Pb y Cu fueron remediados por electrocinética a escala de campo (Cameselle y Pena, 2016).

2.6.2 Tecnología biológica

Las tecnologías biológicas involucran el uso de microorganismos y plantas para remover, contener o retener contaminantes ambientales sin causar daño, dentro de estos métodos de recuperación de suelos contaminados por MP, metaloides y otros contaminantes, el uso de plantas y microorganismos rizosféricos representa una alternativa de bajo costo y con enormes ventajas ambientales, otra alternativa es la Biorrecuperación que usa microorganismos vivos o sus metabolitos para acumular, transformar o degradar contaminantes (González, 2005).

Entre las tecnologías de biorremediación más comunes se encuentra: la bioestimulación que implica la adición de oxígeno y/o nutrientes para estimular la actividad de los microorganismos, la bioaumentación que consiste en la adición de microorganismos vivos que tienen la capacidad de degradar contaminantes, la biolabranza en el cual se mezcla periódicamente el suelo contaminado con agentes de volumen y nutrientes para favorecer su aireación, bioventeo que estimula la biodegradación aerobia de un contaminante por medio del suministro de aire en el suelo contaminado y la fitorremediación donde se utilizan plantas para remover, transferir, estabilizar, concentrar y/o destruir contaminantes (Trejo y Sepúlveda, 2003).

Entre los organismos presentes en los ecosistemas terrestres son destacables los macromicetos, por su ubicuidad y extensa e íntima integración en el medio, el micelio de estos hongos puede captar y bioacumular los MP (Alonso *et al.*, 2004).

Las alternativas biológicas son aplicables cuando los contaminantes se encuentran cerca de la superficie y no son lixiviables, o cuando la remoción de los contaminantes no es una situación de emergencia, o bien, si se requiere de disminuir el riesgo, ya que puede cubrir extensas áreas; sin embargo, para alcanzar

el éxito debe realizarse la selección de especies microbianas adaptadas a las condiciones de contaminación (González, 2005).

De acuerdo a la Investigación realizada en el estado México por Argumedo *et al.* (2009), expone el potencial de algunas especies del género *Trichoderma* para ser utilizadas como elemento de biorremediación en la destoxificación de contaminantes orgánicos e inorgánicos tanto en suelos como en agua, aunque se requiere mayor estudio para identificar aquellos mecanismos fisiológicos, bioquímicos y moleculares que tienen las especies del género *Trichoderma* para tolerar, acumular, destoxificar, transformar y mineralizar contaminantes de origen tanto orgánico como inorgánico.

2.7 Fitorremediación

La fitorremediación (“fito”, del griego “*phyto*”) se puede definir como el uso combinado de plantas, enmiendas del suelo (abonos, etc.) y prácticas agronómicas (cultivo del suelo) para eliminar, retener contaminantes del medio ambiente o reducir su toxicidad (Bernal *et al.*, 2007). Esta técnica también es conocida como fitorrecuperación, fitocorrección, fitorrestauración o fitorrehabilitación; reúne un gran número de ventajas, especialmente la limpieza y la economía; no utilizan reactivos químicos peligrosos, ni afectan negativamente a la estructura del suelo, sólo aplican prácticas agrícolas comunes; además, el proceso se realiza 'in situ' evitando costosos transportes (Carpena y Bernal, 2007).

La fitorremediación contempla seis procesos básicos a través de los cuales las plantas pueden contribuir a la recuperación de suelos, sedimentos y aguas contaminadas (**Figura 2**), dependiendo de la estrategia de recuperación, estos procesos darán lugar a la contención o a la eliminación de los contaminantes del suelo; la fitoestabilización y la fitoinmovilización corresponden a la primera de las dos estrategias, mientras que la fitoextracción, fitodegradación, fitovolatilización y rizofiltración representan procesos de eliminación (Bernal *et al.*, 2007).

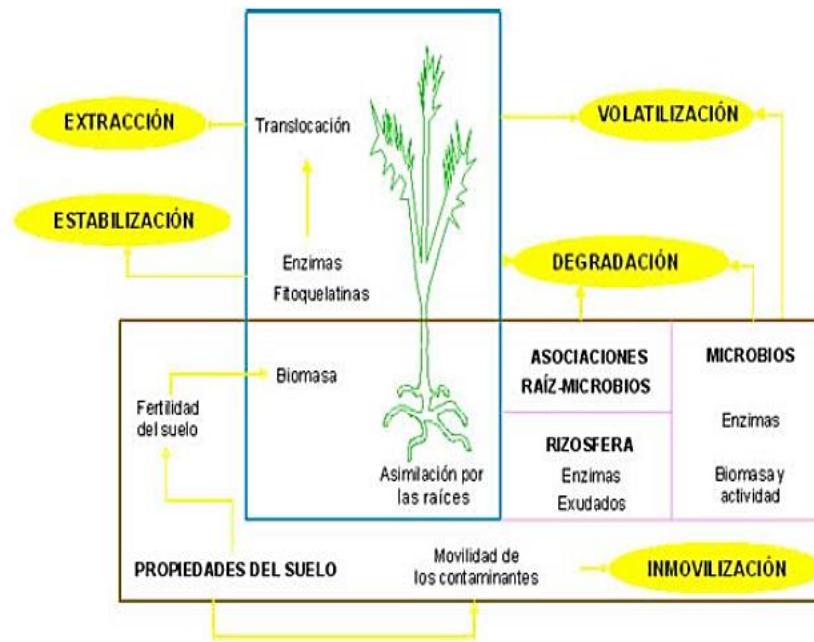


Figura 2 Procesos implicados en la fitorremediación de suelos contaminados (Bernal *et al.*, 2007).

La fitoestabilización tiene como objetivo reducir la biodisponibilidad de los contaminantes en el entorno, mejorando las propiedades físicas y químicas del medio; en cambio la fitoinmovilización es el uso de las raíces de las plantas para la fijación o inmovilización de los contaminantes en el suelo (Carpena y Bernal, 2007).

La fitoextracción, también conocida como fitoacumulación, consiste en la absorción y translocación de los metales desde las raíces hasta las partes aéreas de las plantas; estas posteriormente se cortan y se incineran o son acumuladas con el objetivo de reciclar los metales, la fitodegradación se refieren a la degradación de contaminantes orgánicos a través de las enzimas de las plantas, sus productos o por la acción de microorganismos rizosféricos (Marrero *et al.*, 2012).

En la Fitovolatilización se utiliza las plantas para eliminar los contaminantes del medio mediante su volatilización, y para eliminar contaminantes del aire y en la Rizofiltración las raíces absorben contaminantes del agua y de otros efluentes acuosos (Carpena y Bernal, 2007).

La fitorremediación muestra una serie de limitaciones, tales como: la localización del contaminante cercano a la rizosfera, las condiciones físicas y químicas del suelo, la concentración del contaminante (que debe estar dentro de los límites tolerables para la planta), riesgos de lixiviación de los contaminantes más móviles, y accesibilidad a la zona contaminada, por lo tanto, estas tecnologías son especialmente útiles para su aplicación en grandes superficies, con contaminantes relativamente inmóviles o con niveles de contaminación bajo y deben considerarse procesos de recuperación a largo plazo (Carpena y Bernal, 2007).

2.8 Plantas hiperacumuladoras

El término “hiperacumuladora” fue acuñado por Brooks y Reeves para referirse a plantas desarrolladas en campo capaces de acumular $>1.000 \text{ mg Ni kg}^{-1}$ de materia seca en algún tejido de su biomasa aérea; de forma general, las hiperacumuladoras alcanzan concentraciones de metales en hojas entre 10 y 100 veces las concentraciones normales, actualmente se utiliza el término hiperacumuladora de metales para designar plantas que acumulan $>10.000 \text{ mg kg}^{-1}$ de Mn y Zn, $>1.000 \text{ mg kg}^{-1}$ de Co, Cu, Pb, Ni, As y Se y $>100 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd; estas plantas, no pueden completar sus ciclos vitales cuando crecen en suelos “normales” (Kidd *et al.*, 2007).

La hiperacumulación implica la existencia de mecanismos internos de detoxificación (neutralización y la eliminación de toxinas) de los iones metálicos libres para evitar que puedan causar daño oxidativo a las células; la planta puede protegerse formando complejos metálicos estables menos tóxicos con quelantes (como fitoquelatinas, ácidos orgánicos, aminoácidos o fenoles de tipo flavonoides) y/o secuestrando los metales desde zonas con un metabolismo activo (citoplasma) hacia el interior de vacuolas o en la pared celular, dónde no puedan ocasionar efectos adversos, 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 (Llugany *et al.*, 2007).

Existen alrededor de 45% de hiperacumuladoras que pertenecen a familias de angiospermas; de estos, el 25% de hiperacumuladoras pertenece a la familia *Brassicaceae*. Otras familias como *Fabaceae*, *Cyperaceae*, *Poaceae* entre otras (Padmavaththamma y Li, 2007).

El girasol (*Helianthus annuus*) es una planta ampliamente reconocida como fitorremediadora, por su alta capacidad radicular puede extraer del 10 al 25% de los metales del suelo, ya que estas plantas no son fácilmente afectadas por los contaminantes; esta especie absorbe metales pesados en grandes cantidades por lo que se considera una planta hiperacumuladora para Cd, Zn, Pb y elementos radiactivo (Gutiérrez *et al.*, 2011). El maíz (*Zea mays*) tiene un gran potencial para la acumulación de cadmio y plomo; se han distinguido tres tipos de mecanismos fisiológicos relacionado con este proceso: acumulación, indicador, y exclusión, estos mecanismos le permiten tolerar altos valores de elementos metálicos que son tóxicos para otras especies vegetales (Marrero *et al.*, 2012). En general, las hiperacumuladoras presentan una tasa de crecimiento baja, poca producción de biomasa y un sistema radicular pobre, posiblemente debido al coste 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 (Llugany *et al.*, 2007).

2.9 Problemas de contaminación con arsénico en San Luis Potosí, México

En la actualidad existen estudios que muestran la presencia de altas concentraciones de arsénico en una gran parte del país como producto de actividades mineras y metalúrgicas, el estado de San Luis Potosí no es la excepción debido a que cuenta con 14 regiones mineras entre las que destacan: la región minera de San Luis Potosí, la región minera de Charcas y la región de Sierra de Catorce, donde es evidente el problema de contaminación en uno de sus principales distritos mineros: “Santa María de la Paz” (Lara, 2015).

Santa María de la Paz es un distrito minero ubicado en la parte norte central de San Luis Potosí, México, en el municipio de Villa de la Paz y en la ladera oriental de la Sierra del Fraile, a 8 km al oeste de un centro urbano (Ciudad de Matehuala) Matehuala, S.L.P. (**Figura 3**) (Martínez *et al.*, 2013). En este sitio, se informaron previamente dos etapas de contaminación diferentes para As, Cu, Zn, Pb y Cd, una contaminación de alto grado relacionada con la dispersión fluvial de desechos mineros a través de corrientes y una contaminación de bajo grado relacionada con la dispersión eólica de relaves y emisiones de partículas de la antigua fundición (Razo *et al.*, 2004). Se han estimado millones de toneladas de relaves activos e históricos que se han acumulado en los terrenos circundantes de la mina en una propiedad privada no administrada, donde el acceso al público no está restringido, las actividades adicionales de contaminación en el sitio incluyen la acumulación de escorias y escombros de construcción de una fundición de mineral de metal inactiva que funcionó en la ciudad de Matehuala hasta la década de 1960; la dispersión de relaves y escorias ha contaminado los suelos, sedimentos, agua, aves, cultivos y niños afectados en un área que rodea el distrito minero de más de 100 km² (Martínez *et al.*, 2013).

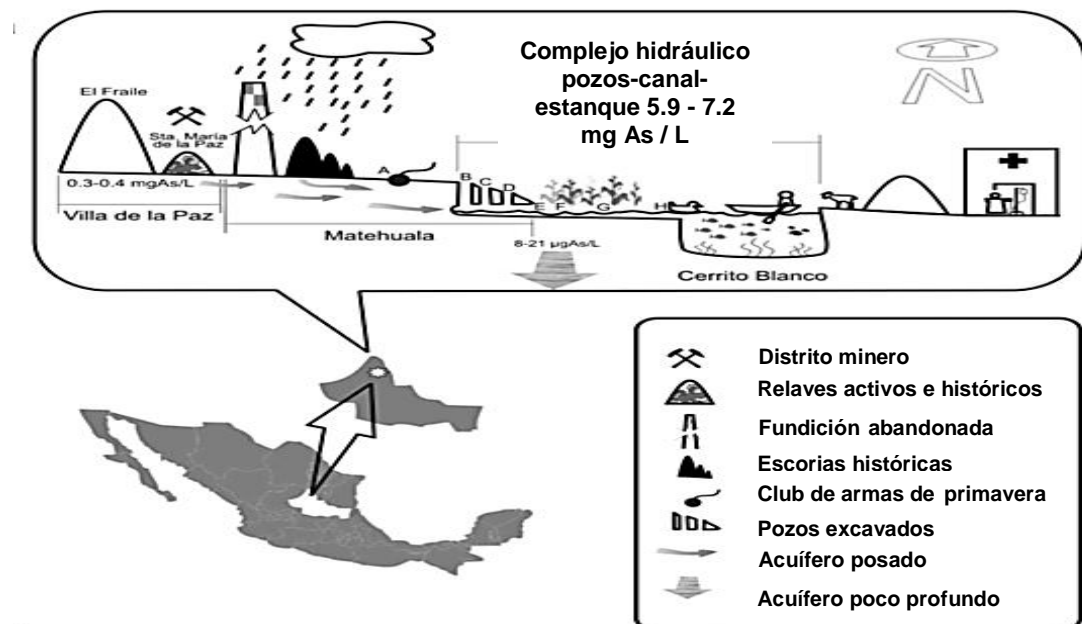


Figura 3 Esquema del distrito minero de Santa María de la Paz, los desechos relacionados y los acuíferos en Villa de la Paz, Matehuala y el complejo hidráulico artesiano en Cerrito Blanco con sus respectivas concentraciones de As y puntos de muestreo (Martínez *et al.*, 2013).

En Matehuala, S.L.P., es una práctica común cultivar maíz en parcelas pequeñas propiedad de agricultores de subsistencia donde el agua contaminada se usa comúnmente para complementar el agua de lluvia durante la temporada de crecimiento debido a la falta de fuentes alternativas, el restante se complementa con el flujo por gravedad de agua contaminada, se extrae de un complejo hidráulico artificial contaminado que comprende, cavó pozos, un canal y un estanque entre los pueblos de Matehuala y Cerrito Blanco (Ruiz *et al.*, 2017). La transferencia de As a través del sistema cultivo-suelo-agua es una de las implicaciones más importantes del uso de agua contaminada en la irrigación, además la acumulación de arsénico con el tiempo puede ocasionar disminución en los rendimientos de producción de los cultivos (Lara, 2015).

2.10 Importancia sobre el análisis de rentabilidad para la agricultura

En la actualidad, los cambios en el mundo de los negocios continúan y, ya no se habla de los costos solamente desde el punto de vista contable, sino que ahora tienen otras aplicaciones, entre estas se pueden citar los costos en la toma de decisiones como herramienta de planificación, de financiación y decisiones de inversión, y últimamente como un instrumento de gestión estratégica (Rosa y De Paredes, 2017). La selección de diferentes alternativas productivas se sigue haciendo según el análisis costo-beneficio (Flores y Sarandón, 2002); de manera general, es la evaluación de un determinado proyecto, de un esquema para tomar decisiones de cualquier tipo, involucra, de manera explícita o implícita, determinar el total de costos y beneficios de todas las alternativas para seleccionar la mejor o más rentable (Aguilera, 2017).

El productor agrícola es quien siembra y cosecha un rubro en los predios de su unidad productiva e igualmente es quien administra sus recursos financieros, no debe descuidar su rentabilidad porque de ésta depende el logro de sus objetivos a corto, mediano o largo plazo; por tanto, la actividad debe tratarse como un negocio, cuyo objetivo es la obtención del éxito y la maximización de beneficios medidos sobre la base de términos económicos cuantificables y no cuantificables elementos

importantes en la determinación de una verdadera rentabilidad (Rosa y De Paredes, 2017).

2.11 Marco legal sobre residuos de la fitorremediación

A pesar de la legislación existente sobre la disposición y manejo de residuos, existen lagunas en cuanto al posterior manejo y disposición final de plantas derivadas de procesos de fitoremediación, ya que es evidente que el problema persiste, diversas instituciones públicas han desarrollado investigaciones para establecer la magnitud de este problema y han propuesto estrategias para contribuir a la solución del mismo, enfocándose en el uso de alternativas biológicas que resultan en una menor alteración del ambiente, específicamente a través del uso de plantas para la remoción de metales pesados o “fitorremediación” (Covarrubias y Cabriales , 2017).

Debe considerarse 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 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).

CAPITULO III MARCO METODOLOGICO

3.1 Objetivos

3.1.1 Objetivo general

Describir y analizar el impacto económico y el potencial de fitorremediación del maíz, girasol y alfalfa en dos suelos contaminados con arsénico del Ejido Cerrito Blanco, municipio de Matehuala.

3.1.2 Objetivos particulares

- Determinar la capacidad de acumulación de arsénico en tejidos de maíz (*Zea mays*), girasol (*Helianthus annuus*) y alfalfa (*Medicago sativus*).
- Evaluar el desarrollo en términos fisiológicos de plantas de maíz, girasol y alfalfa en suelos contaminados con arsénico.
- Determinar el costo de producción para cada cultivo y analizar su factibilidad económica para procesos de fitorremediación.
- Analizar el impacto económico de acuerdo al método de remediación de suelo con los cultivos utilizados en comparación de otros.

3.2 Hipótesis

3.2.1 Hipótesis general

Las plantas de maíz, girasol y alfalfa expuestas a suelos contaminados con arsénico lograrán acumular en sus tejidos este metaloide sin afectar su crecimiento y desarrollo fisiológico, a través de un método más económico en comparación con los métodos físicos y químicos.

3.3 Materiales y métodos

La investigación se realizó en la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro (UAAAN), localizada en el municipio de Saltillo Coahuila, México; con coordenadas 25°21'13"N 101°01'56"O. Se desarrolló un experimento bajo condiciones protegidas, consistiendo en tres etapas secuenciales: Etapa I. Trabajo en campo e invernadero, Etapa II. Laboratorio y Etapa III. Análisis estadístico (Figura 4).

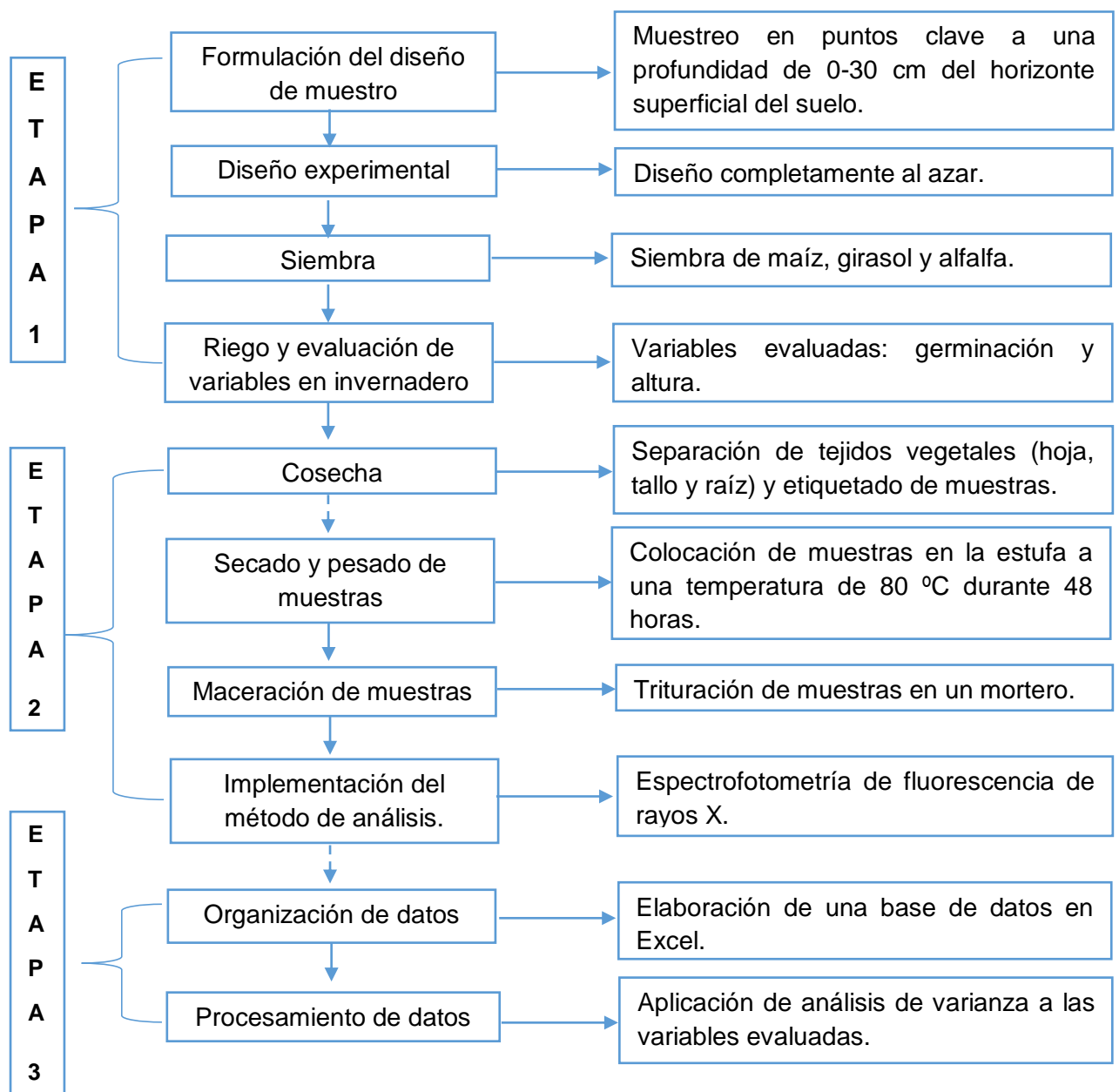


Figura 4 Flujograma del proceso de investigación.

El área de estudio se localiza en el Ejido Cerrito Blanco, municipio de Matehuala, en el Estado de San Luis Potosí, México. El área agrícola muestreada se ubica en la Sierra Madre Oriental de México. Tiene predominantemente un clima seco semiárido y templado (INEGI, 2009). Los tipos de suelos en esta región son Calcisol (CAL) y Gypsisol (GYP), mientras que la precipitación es escasa en el área, que oscila entre 300 y 500 mm/año (INEGI, 2009), por lo que el agua superficial del complejo hidráulico Matehuala-Cerrito Blanco se usa para riego durante la única temporada de crecimiento para complementar el agua de lluvia.

3.3.1 Colecta de suelo

El suelo utilizado en esta investigación fue Calcisol y Gypsisol (10, CAL Y 23, GYP), predominante de la zona de estudio. El sitio de muestreo fue seleccionado de acuerdo a estudios previos (Ruiz *et al.*, 2017; Martínez *et al.*, 2013), identificando las zonas más contaminadas y considerando el uso del suelo; en este caso, una pequeña área del ejido ha presentado actividad agrícola, sembrando principalmente maíz y girasol.

La colecta del suelo se realizó por medio de un muestreo de tipo estratificado, ubicando dos sitios de muestreo de suelo contaminado con As con alto contenido de calcio (CAL) y con alto contenido de yeso (GYP) (**Figura 5**), se tomó el suelo más contaminado de dichos sitios. Estos suelos fueron colectados en los primeros 30 cm de profundidad y trasladados a las instalaciones de la UAAAN donde se secaron bajo techo a temperatura ambiente.

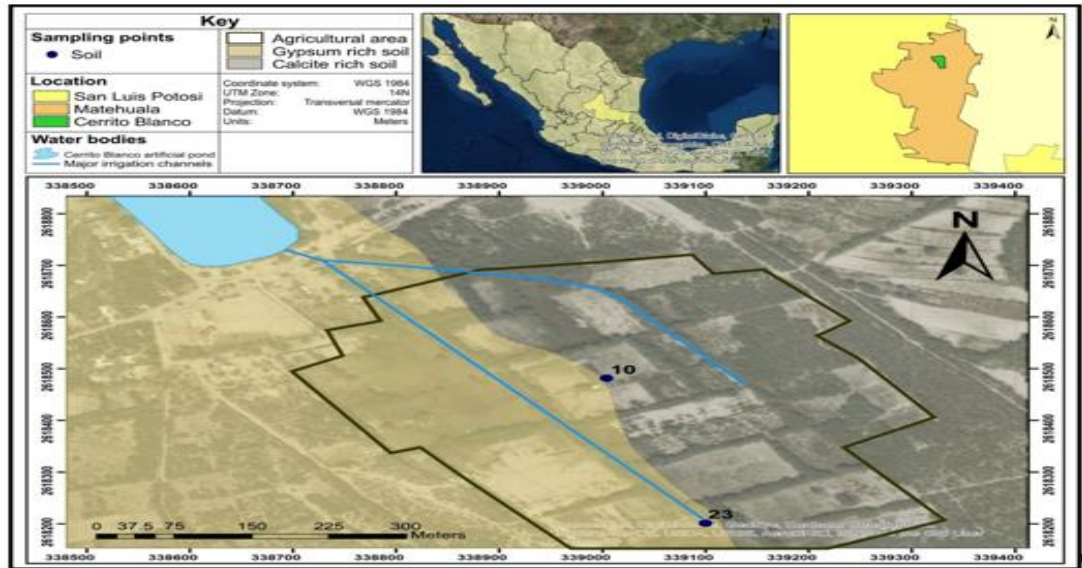


Figura 5 Mapa del área de estudio y ubicación de los puntos de muestreo.

3.3.2 Análisis físicos y químicos de suelos

Los suelos de los sitios colectados (10, CAL y 23, GYP) fueron sometidos a un análisis que implicó la determinación del pH en agua relación 2:1, porcentaje de Carbón orgánico (método de combustión humedad de Walkley y Black, 1934), Nitrógeno total (método de micro Kjeldhal) y textura (método hidrométrico de Bouyoucos). Los métodos analíticos fueron aplicados de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000 (DOF, 2002).

3.3.3 Material vegetal

Se recolectaron semillas de maíz (*Zea mays*), girasol (*Helianthus annuus*) y alfalfa (*Medicago sativus*). Respecto al maíz se utilizó la variedad H-430 misma que es cultivada en la región. Este es un híbrido de ciclo vegetativo intermedio-tardío, su altura oscila entre 1.9 a 2.3 m, florece a los 79 días, obteniendo la cosecha a los 130 días; la cobertura de mazorca es buena y los granos son de color blanco con textura semi cristalina, la producción aproximada es de 6.5 ton ha⁻¹ de grano y 16 ton ha⁻¹ de rastrojo (Hernández *et al.*, 2001).

Las semillas de girasol fueron recolectadas en la misma zona de estudio, esta planta es cultivada a menor escala, por lo regular es para consumo familiar. En el de las semillas de alfalfa fueron obtenidas por un proveedor de semillas nacional en saltillo Coahuila. Es la principal especie forrajera con un periodo de utilización de 2 a 3 años, su potencial productivo oscila entre 70.5 t⁻¹ha de forraje verde y 17 t⁻¹ha forraje seco; la época de siembra recomendable es otoño-invierno debido a que las bajas temperaturas reducen malezas que es su principal competidor, la densidad de siembra es de 30 a 35 kg de semilla pura viva (SPV)/ha, la cosecha se realiza cuando la planta alcanza un 10% de floración y en primavera cuando los brotes tengan de 3 a 5 cm de altura (Alvarado y Delgadillo, 2015).

3.3.4 Diseño del experimento

Se estableció un experimento con duración de 120 días, durante el mes de septiembre a diciembre del 2017, fue un diseño experimental completamente al azar con ocho tratamientos y cinco repeticiones con arreglo de dos factores completos: 1) Tipo de suelo contaminado con As y 2) Tipo de plantas, maíz, girasol y alfalfa (**Tabla 1**). Las unidades experimentales (UE) fueron macetas de 12 kg, las cuales se llenaron con 10 kg de suelo, siendo en total 40 UE.

Tabla 1 Caracterización de tratamientos de fitorremediación del experimento establecido

Tratamiento	Suelo	Plantas	Unidades experimentales
1	Calsisol con As	<i>Sin planta</i>	1,2,3,4, 5
2		<i>Zea mays</i>	6,7,8, 9,10
3		<i>Helianthus annus</i>	11,12,13,14,15
4		<i>Medicago sativa</i>	16,17,18,19,20
5	Gypsisol con As	<i>Sin planta</i>	21,22,23,24,25
6		<i>Zea mays</i>	26,27,28, 29,30
7		<i>Helianthus annus</i>	31,32,33,34,35
8		<i>Medicago sativa</i>	36,37,38,39,40

3.3.5 Establecimiento del experimento en invernadero

Los suelos colectados secados y tamizados, se homogenizaron y fueron colocados en macetas de plástico de 10 kg, cada una fue etiquetada de acuerdo al tratamientos y repetición correspondiente. Posteriormente se cortaron cuadros de unisex de 15 x 15 cm para colocarlos debajo de cada maceta con el objetivo de evitar el contacto directo con el piso del invernadero y evitar alguna contaminación; las semillas colectadas se sembraron en macetas (**Figura 6**) con los suelos correspondientes (maíz y girasol 5 semillas por UE y alfalfa 35 semillas por UE) se dejaron crecer durante 120 días en invernadero automatizado permanente al departamento de Forestal de la UAAAN.



Figura 6 Homogenización del suelo y siembra de cultivos.

Se aplicó riego cada 24 horas para mantener las condiciones de humedad del suelo. Una vez germinadas las semillas se seleccionó la planta más vigorosa para medir las variables fisiológicas y se eliminaron las restantes. Se aplicó riego con solución nutritiva Steiner ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, KNO_3 , K_2SO_4 , KH_2PO_4 , ultrasol y boro), para ayudar al crecimiento óptimo de las plantas.

3.3.6 Variables fisiológicas en invernadero

Se monitorearon las plantas y se tomaron datos de crecimiento durante el periodo experimental (**Figura 7**), que implicó la evaluación de altura de la planta cada 8 días con un flexómetro. El porcentaje de germinación se determinó mediante la siguiente formula:

$$\frac{\text{Número de semillas germinadas}}{\text{Número de semillas sembradas}} \times 100$$



Figura 7 Medición de variables de crecimiento.

3.3.7 Trabajo en laboratorio

A 120 días después de la siembra se realizó la determinación de biomasa seca radical (BSR), biomasa seca foliar (BSF) y biomasa seca total (BST). Los tejidos vegetales (hoja, raíz y tallo) fueron colocados en bolsas de papel previamente etiquetadas, en el caso de la raíz se realizó un lavado y secado a temperatura ambiente con el propósito de evitar que lleve residuos del suelo (piedras, terrones, etc). El material se secó en una estufa a una temperatura de 80 °C durante 48 hrs; las muestras secas se pesaron en una balanza semianalitica, después cada una de estas se trituraron en un mortero y fueron depositadas en bolsas pequeñas de polietileno previamente etiquetadas.

Los análisis de suelo se hicieron con el método 6200 USEPA (Espectrofotometría de fluorescencia de rayos X portátil para la determinación de concentraciones elementales en suelo y sedimento) y la calidad de los resultados se evaluó mediante el análisis del material de referencia Montana Soil 2711, 2710 y 2709 NIST por triplicado, obteniendo 90+/- 10% de recuperación.

Las muestras fueron molidas con mortero. Las concentraciones de As, y Fe se determinaron por Fluorescencia de rayos X con tubos miniaturizados ThermoScientific Niton XLt3. La de calidad de los resultados se evaluó mediante el análisis del material de referencia estándar Apple Leaves 1515 NIST por triplicado, obteniendo 90+/- 10% de recuperación.

3.3.8 Bioacumulación de As

Las concentraciones de As obtenidas en las plantas de maíz, girasol y alfalfa fueron usadas para estimar los factores de bioconcentración (FBC) y translocación (FT). El FBC fue calculado dividiendo la concentración de As en las raíces sobre la concentración de As en suelo. El FT de As en las tres especies de plantas fue calculado dividiendo la concentración de As en parte aérea (tallos y hojas) sobre la concentración de As en raíces por 100 (Vaculik *et al.*, 2013).

$$\text{FBC} = \frac{\text{Concentración de As en raíz}}{\text{Concentración de As en el suelo}}$$

$$\text{FT} = \frac{\text{Concentración de As en parte aérea}}{\text{Concentración de As en raíz}} \times 100$$

3.3.9 Análisis estadístico

Los tratamientos fueron replicados a 3 muestras. Los resultados se les realizó análisis de varianza (ANOVA) y se compararon las medias con la prueba de LSD fisher ($p \leq 0.05$) mediante el paquete estadístico Infostat.

3.3.10 Análisis del impacto financiero

Se realizó una recopilación de costos para determinar el costo total de producción del maíz, girasol y alfalfa; de acuerdo al número de ciclo para cada especie vegetal y al porcentaje de fitorremediación (%F) se determina el porcentaje anual, a partir de esto se conocen los años aproximados para obtener la fitorremediación total, además de la inversión en que se incurre. El %F se obtuvo con los datos de la concentración inicial (CI) de As del CAL y la concentración después de aplicar la fitorremediación, (concentración final, CF) con cada especie vegetal (maíz, girasol y alfalfa), aplicando la siguiente formula:

$$\%F = 100 - \left(\frac{CF * 100}{CI} \right)$$

CAPITULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Caracterización de suelos

De acuerdo a los análisis de suelo; las muestras identificadas como CAL, tienen una textura media, es altamente calcáreo debido a su alto contenido de carbonatos (30.2 %); este tipo de suelo son de gran valor para el noreste de México y se extienden en ambientes áridos y semiáridos (Bautista *et al.*, 2005); con un pH de 7.87 (moderadamente alcalino), su conductividad eléctrica es 5.69 ds m⁻¹, considerada alta (**Tabla 2**)

Las muestras identificadas como GYP comparte con la muestra anterior las mismas características respecto a textura, es altamente calcáreo con una concentración del 29% de carbonatos, este tipo de suelo contiene acumulaciones secundarias de yeso (CaSO₄.2H₂O) en diversas formas (FAO, 2008), es moderadamente alcalino debido a que tiene un pH 7.60 (**Tabla 2**), presenta 2328 mg kg⁻¹ de sodio (Na) y su conductividad eléctrica es elevada (26.8 ds m⁻¹), la salinidad provoca estrés abiótico en las regiones áridas y semiáridas que limitan sustancialmente la producción de cultivos y reducen el rendimiento de los principales cultivos (Abdallah *et al.*, 2016).

Tabla 2 Caracterización fisicoquímica de suelos

M	MO	pH	CE	P	K	Ca	Mg	Na	Zn	Mn	Cu	S	N-NO ₃
U	%		ds m ⁻¹					mg kg ⁻¹					
CAL	4.65	7.87	5.69	23.0	864	6879	367	178	1.15	5.17	1.19	1018	118
GYP	3.53	7.60	26.8	37.6	848	13530	902	2328	1.56	1.72	0.83	8327	145

M: muestra; U: unidad de medida; MO: materia orgánica; pH: potencial de hidrogeno; CE: conductividad eléctrica; P: fosforo; K: potasio; C: calcio; Mg: magnesio; Na: sodio; Zn: zinc; Mn: manganeso; Cu: cobre; S: azufre; N-NO₃: nitrógeno inorgánico.

4.2 Concentraciones de metales en suelo

Los suelos indicaron concentraciones elevadas de metales y metaloides. Se observó la concentración de As de 99.8 mg kg⁻¹ en el caso de CAL y de 132.4 mg kg⁻¹ en el GYP (**Tabla 3**), cantidades que rebasan el límite máximo permisible en suelo, de acuerdo a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Esta contaminación se debe a la irrigación por medio del complejo hidráulico de Matehuala-Cerrito Blanco, donde se han informado concentraciones de As en agua entre 5.9 y 7.2 mg L⁻¹ (Martínez *et al.*, 2016) cantidades que rebasan el límite máximo permisible en agua, según la NOM 127-ISSA-1994. La contaminación de alto grado relacionada con la dispersión fluvial de desechos mineros de la antigua fundición a través de corrientes subterráneas llega hasta la zona agrícola de Cerrito Blanco (Razo *et al.*, 2004).

Tabla 3 Caracterización de metales de suelos

M	Zr	Sr	Co	Rb	Th	Y	As	Cr	V	Ti	Sc	Fe
U	mg/kg ⁻¹											
CAL	169.5	510.4	-	83.9	8.0	25.3	99.8	54.7	57.7	1712.91	318.15	19491.4
GYP	150.0	623.3	79.8	55.1	7.8	17.6	132.4	39.0	55.4	1442.8	33515	14709.93

Se: Selenio; Zr: Zirconio; Sr: Estroncio; Co: cobalto; Rb: rubidio; Th: torio; Pb: plomo; Y: itrio; As: arsénico; Cr: cromo; V: vanadio; Ti: titanio; Sc: escandio; Fe: hierro.

4.3 Germinación, crecimiento y producción de biomasa

El porcentaje de germinación de las plantas en el CAL presentó diferencias estadísticas significativas (**Figura.8a**), se observó una germinación más alta en las plantas de maíz con un 90% y girasol con el 80%; el cultivo de alfalfa presento el porcentaje más bajo de germinación (31.96 %) de un total de 175 semillas. Por otro lado, el GYP no hubo germinación en ninguna de las tres especies vegetales (**Figura 9**).

La germinación del CAL fue afectada por la concentración de As, los síntomas de toxicidad en una planta incluyen una menor germinación de las

semillas, reducción en el crecimiento de la raíz y deficiencias nutricionales (Ruiz *et al.*, 2017), además el As es más móvil en un suelo que contiene Na y se libera de la fase sólida a la disolución del suelo, como anión arseniato (Galdames *et al.*, 2017).

En cuanto al GYP la germinación fue nula, debido a la CE, la salinidad conduce a una reducción marcada en la respuesta de germinación de la semilla al retrasar y/o inhibir la fase de inicio (David y Bhatla, 2010); además reduce la tasa de uso del agua durante las etapas de la planta, a medida que aumenta la salinidad del suelo también lo hace el contenido de agua en este (Sheldon *et al.*, 2004), anudado a esto el alto contenido de Na disminuye el potencial osmótico, dificultando la absorción de agua del medio circundante (David y Bhatla, 2010); en la semilla del maíz se observó la deshidratación por dentro de esta (**figura 9b**), de igual manera la concentración de As influyo en la germinación.

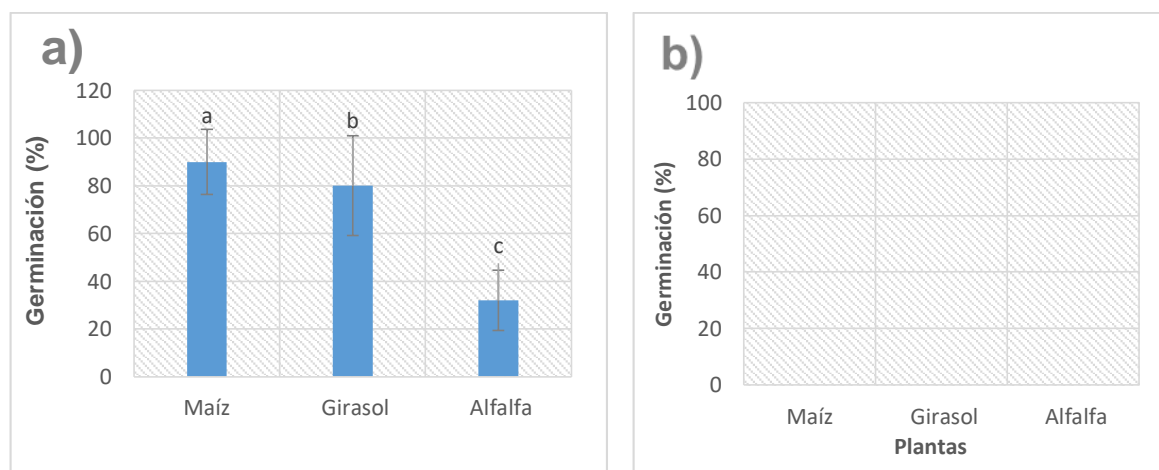


Figura 8 Variación del porcentaje de germinación de diferentes especies de plantas. (a) Germinación en suelo CAL, 10, (b) germinación en suelo GYP, 23. Barras con diferentes letras son estadísticamente diferentes (LSD Fisher, $P \leq 0.05$).



Figura 9 Vista panorámica de la germinación de los tratamientos. a) Respuesta negativa de germinación en el GYP. b) Semillas deshidratadas en GYP.

A los 120 días hubo diferencias estadísticas significativas en la producción de biomasa seca de raíz tallo y hoja (**Tabla 4**). La mayor biomasa seca de raíz en suelo CAL la obtuvo el maíz con 6.12 g, esta tendencia se presentó en tallo y hoja 9.06 y 8.96 g respectivamente, el crecimiento de esta especie vegetal fue optima en comparación del girasol y alfalfa que están por debajo de 1 g en raíz, tallo y hoja respectivamente.

Tabla 4 Producción de biomasa seca (g) del cultivo de maíz, girasol y alfalfa

Tipo de Suelo	Planta	Raíz	Tallo	Hoja
CAL	Maíz	6.12±1.3a	9.06±4a	8.96±2.6a
	Girasol	-	0.03±0b	0.07±0b
	Alfalfa	0.98±0.4b	0.11±0.1b	0.60±0.3b

En columna letras similares indican que los valores son estadísticamente iguales (LSD Fisher, $P \leq 0.05$).

En el caso de la altura del CAL, el crecimiento del girasol fue el más afectado, debido a que las plantas murieron en su totalidad antes de los 60 días; por otra parte la alfalfa tuvo un crecimiento lento exponencial durante el periodo evaluado, teniendo una media de 3.2 cm a los 30 días, 3.4 cm a los 60 días, 3.7 cm a los 90 días y 4.0 cm a los 120 días (Tabla 5), este cultivo presento necrosis y marchitez; la exposición al Na causa estrés e inhibe la fase temprana del crecimiento de las

plántulas en algunos casos, además reduce significativamente la proliferación de la raíz (ramificación) ((David y Bhatla, 2010). Por otro lado, el maíz fue el cultivo con el mejor crecimiento, aunque presentó franjas moradas o violetas, esto se debió a la deficiencia de fósforo probablemente por la alta cantidad de As siendo este análogo (Garg y Singla, 2011). Además, presentó clorosis, un síntoma del efecto del arsénico, sin embargo, estos suelos con altos contenidos de carbonatos libres limitan la absorción de algunos nutrientes como hierro, esta deficiencia provoca la disminución de la producción y calidad de las cosechas, cuando esta deficiencia es muy severa se presenta un amarillamiento en las hojas conocido también como clorosis férrica. (Benavides *et al.*, 2007; Álvarez *et al.*, 2005) (**Figura 10a**), en la alfalfa pudo notarse clorosis provocado por la alta concentración de As (**Figura 10c**), las plantas que sobreviven a altas concentraciones de As pueden mostrar clorosis y reducciones en el crecimiento (Ruiz *et al.*, 2017); todos estos casos afectaron significativamente al crecimiento del cultivo.

Tabla 5 Altura exponencial del maíz, girasol y alfalfa

Tipo de Suelo	Planta	30	60	90	120
	cm	-----Días después de la siembra-----			
CAL	Maíz	83.5	103.5	113.5	115.6
	Girasol	19.3	-	-	-
	Alfalfa	3.2	3.4	3.7	4.0

En columna letras similares indican que los valores son estadísticamente iguales (LDS Fisher, $P \leq 0.05$).

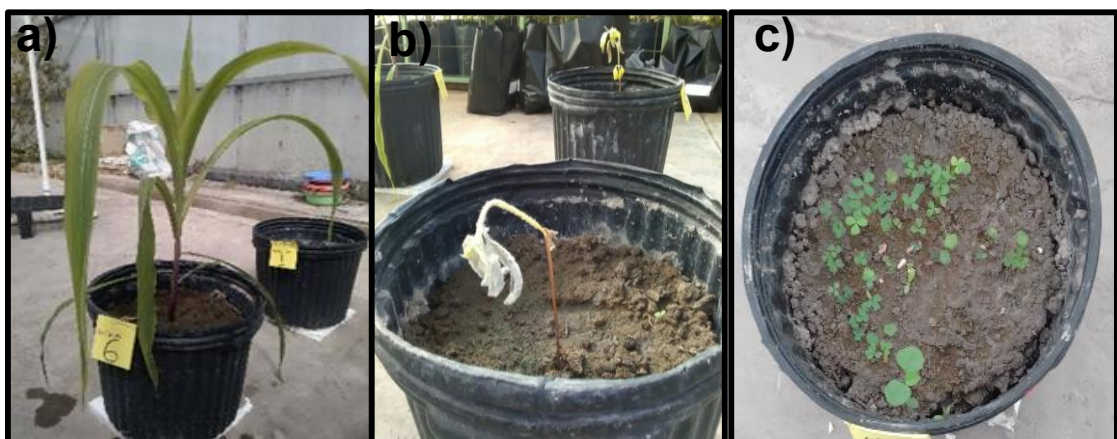


Figura 10 Vista Panorámica que muestra los efectos de toxicidad en plantas de maíz (a), girasol (b) y alfalfa (c)

4.4 Bioacumulación de As

La acumulación de As en raíces mostró diferencias estadísticas significativas (**Tabla 6**), las raíces tuvieron mayor acumulación de As, de acuerdo con Garg y Singla (2011), las plantas acumulan MP principalmente en el sistema radicular y en menor grado en los órganos de superficie; sin embargo, en tallo y hoja no hubo diferencias. La mayor acumulación de As ($324.19 \text{ mg kg}^{-1}$) fue en la raíz del maíz, esta misma tendencia se presentó en la acumulación de hierro; sin embargo, en el caso de la alfalfa se observó una mayor acumulación de hierro en tallo y hojas 93.28 y $932.78 \text{ mg kg}^{-1}$ respectivamente, y a diferencias de los otros cultivos, acumulo mayor cantidad de As en la hoja. En el cultivo de girasol no se observan datos significativos debido a la muerte del tejido antes de completar su ciclo vegetativo. De acuerdo a Ruiz (2017), las plantas de maíz pueden absorber concentraciones totales de As en las raíces de 10.19 a $217.67 \text{ mg kg}^{-1}$. En el girasol no se observaron datos significativos debido a la muerte del tejido antes de completar su ciclo vegetativo.

Tabla 6 Concentraciones de As y Fe en el tejido vegetal y factores de bioconcentración y translocación en suelo con arsénico a los 120 días de desarrollo. Las medias son el resultado de análisis por triplicado.

Contaminante (mg/kg)	Planta	Concentración de As (mg kg^{-1})			Factor de Bioconcentración (FBC)	
		Raíz	Tallo	Hoja	As total	Factor de translocación (FT) (%)
Arsénico	Maíz	$324.19 \pm 68.2a$	$4.64 \pm 4.1a$	$6.63 \pm 3.3a$	3.25	6.60
	Girasol	$0 \pm 0c$	$0.76 \pm 1.0a$	$5.46 \pm 6.7a$	0	-
	Alfalfa	$177.84 \pm 86.8b$	$0.77 \pm 1.7a$	$17.91 \pm 11.2a$	1.55	10.60
Hierro	Maíz	$4495.02 \pm 1448a$	$39.53 \pm 15.8a$	$112.39 \pm 58.77b$	-	-
	Girasol	$0 \pm 0c$	$0 \pm 0a$	$35.25 \pm 48.26b$	-	-
	Alfalfa	$2097.45 \pm 118.8b$	$93.28 \pm 118.8a$	$932.78 \pm 647.6a$	-	-

En columna letras similares indican que los valores son estadísticamente iguales (LSD Fisher, $P \leq 0.05$).

Para determinar la eficiencia de la planta al transportar el metal de la raíz a su parte aérea se aplicó el cálculo del FT; observándose que la alfalfa fue la más efectiva para la translocación con un 10.60 % y el maíz con un 6.60 % respectivamente (**Tabla 6**), considerando en ambos casos sus 120 días desarrollo;

de acuerdo a Covarrubias y Cabriales, 2017, los cultivos que tiene un FT igual o mayor que 1, se consideran plantas acumuladoras, mientras aquellas que tienen la capacidad de acumular desde 5 hasta 500 veces más que el promedio se les denomina “hiperacumuladoras”; de acuerdo a esto, el cultivo de maíz y alfalfa están en el rango de las plantas acumuladoras

El suelo CAL tenía una concentración inicial de 99.8 mg kg^{-1} de As después de la fitorremediación implementada, se observa la disminución As por los diferentes tratamientos establecidos (**Figura 11**); después de los 120 días el maíz presento una concentración de 83.42 mg kg^{-1} , la alfalfa y girasol 83.14 y 89.79 mg kg^{-1} respectivamente. El tratamiento sin planta fue el que presento la menor cantidad de As (81 mg kg^{-1}); esto se pudo deber al drenaje del agua en las macetas, ya que el arsénico puede perderse en las partículas de suelos que son arrastradas por el agua y las plantas mediante su sistema radical pueden retener las partículas.

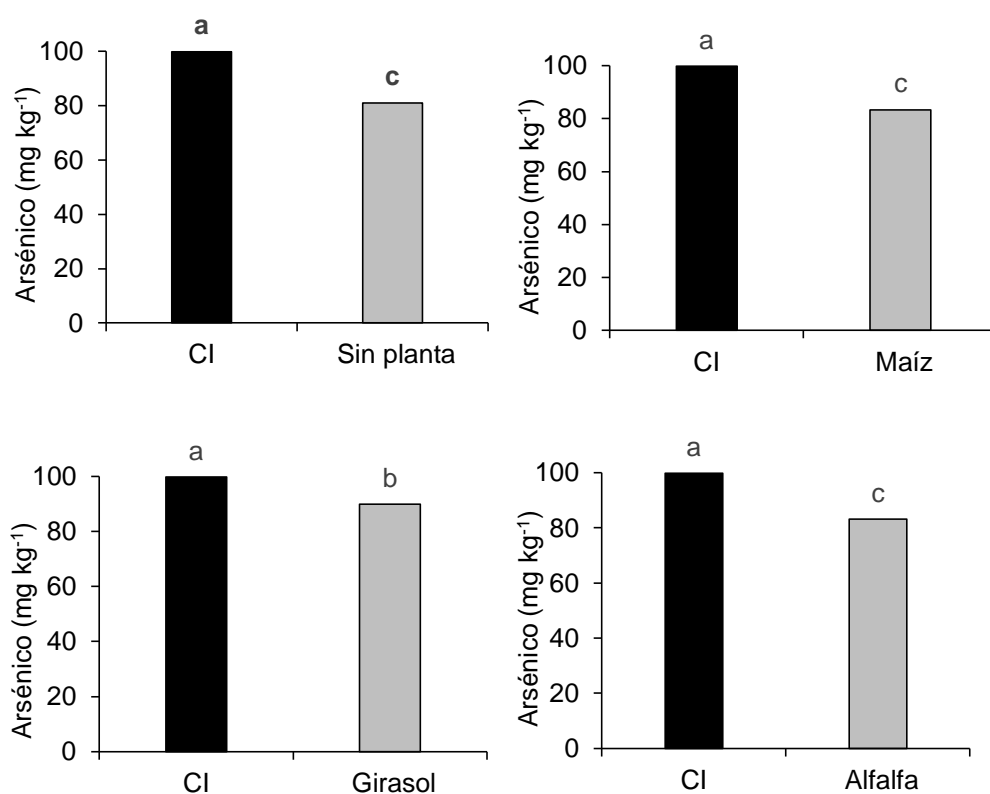


Figura 11 Concentración de arsénico inicial (CI), respecto a la concentración según los tratamientos, a los 120 días después de haber sido aplicados.

4.5 Impacto económico de la fitorremediación

El costo de producción aproximado por ha es del maíz es de \$26,764.00, para girasol y alfalfa es de \$14,805.00 y \$42,673.00 respectivamente; dentro de esta estimación se incluyeron gastos como: preparación del terreno, fertilización, labores culturales, control de maleza, plaga y enfermedades, riesgos y cosecha; este costo es variable y depende de las condiciones ambientales, características físicas y químicas del suelo, además de la variedad a sembrar (**Anexo 1**).

Considerando 2 ciclos productivos en el año para el maíz, 1 para girasol y 3 para alfalfa, se obtendría una fitorremediación anual de 32.82 % utilizando el cultivo de maíz, 16.69 % y 30.36 % usando girasol y alfalfa respectivamente, de acuerdo a esto para remover el total de As en el CAL (99.8 mg kg^{-1}) se estima un tiempo de 3 años para el caso del maíz con una inversión aproximada de \$ 160,584.00, para girasol se estima 6 años con un costo total aproximado de \$88,830.00 y en alfalfa 3 años con un costo total aproximado de \$384,057.00; esto siendo una proyección lineal considerando constante la cantidad de fitorremediación, además debe considerarse que los costos pueden tener un ligero aumento (**Tabla 7**).

Tabla 7 Proyección lineal aproximada de fitorremediación

Cultivo	Ciclo productivo (CP)	Costo de Fitorremediación	Fitorremediación por planta	Fitoremediación por planta anual
		ha	%	
Maíz	2	\$ 26,764.00	16.41	32.82
Girasol	1	\$ 14,805.00	16.69	16.69
Alfalfa	3	\$ 42,673.00	10.12	30.36

Proyección lineal considerando el porcentaje de fitorremediación constante.

Tabla 8 Proyección lineal aproximada del tiempo y costo de la fitorremediación total del suelo contaminado con As utilizando maíz (*Zea mays*), girasol (*Helianthus annuus*) y alfalfa (*Medicago sativa*)

Estimación de años para la fitorremediación total	Costo aproximado de la fitorremediación total	
Años		\$ MXN
3		\$ 160,584.00
6		\$88,830.00
3		\$384,057.00

Proyección lineal de costos aproximados, estos pueden alterarse conforme al paso del tiempo.

La fitorremediación debe considerarse como una tecnología de largo plazo, que puede requerir de varios ciclos de cultivo para reducir la concentración de los contaminantes a niveles aceptables, el tiempo requerido depende de la concentración y tipo de contaminante(s), de la duración del periodo de crecimiento y de la eficiencia de remoción de la especie utilizada y los costos dependerán de las condiciones específicas del sitio y el cultivo a utilizar (SEMARNAT, 2007).

CAPITULO V CONCLUSIONES

La zona estudiada presenta una concentración alto de As; 99.8 mg kg⁻¹ en CAL y 132.4 mg kg⁻¹ GYP; rebasando los límites permisibles de As en el suelo de acuerdo a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, el suelo GYP no es apto para ningún cultivo debido a su alto contenido de As y sodio; las plantas usadas para fitorremediación disminuyeron su germinación y desarrollo fisiológico. El maíz y la alfalfa presenta capacidad para traslocar As, mientras que el girasol en este estudio se murió.

Respecto al costo de esta técnica, no se tuvo la evidencia suficiente para determinar un costo preciso y conciso, esto dependerá del cultivo a implementar, los ciclos necesarios para lograr extraer el total de As, la efectividad de la planta al extraer el As, etc. Para lograr la fitorremediación total en la zona de estudio puede llevarse unos años, además de una inversión considerable por lo que una estrategia para los ejidatarios es aplicar el principio de la legislación ambiental que consiste en que el contamina paga, podría llegarse a un acuerdo con el distrito Santa María de la Paz para una inversión compartida. Actualmente la tendencia es cuidar el ambiente, siendo el objetivo principal al aplicar esta técnica.

RESUMEN

La presente investigación se realizó en la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro ubicada en Saltillo, Coahuila. Se colectaron dos suelos contaminados con Arsénico (As) un Calcisol (CAL) y Gypsisol (GYP) del Ejido Cerrito Blanco, Municipio de Matehuala. Se utilizaron plantas de maíz (*Zea mays*), Girasol (*Helianthus annuus*) y Alfalfa (*Medicago sativa*) con el objetivo de evaluar el efecto del As sobre la fisiología de las plantas y la habilidad de las plantas para traslocar As. Se determinaron en los suelos las propiedades fisicoquímicas y los metales y metaloides. En las plantas se evaluaron la altura, la producción de biomasa seca y la acumulación de As en tejidos. Se realizó una proyección del costo de producción para cada especie vegetal utilizado, además de determinar los años aproximados que se necesita para remediar el suelo del área de estudio en su totalidad.

Se usó un diseño estadístico completamente al azar con arreglo de dos factores completo. 1) Tipo de suelo y 2) Tipo de planta. Se utilizaron 5 repeticiones por tratamiento. Se realizó un análisis de varianza y pruebas de comparación de medias LSD Fisher ($p \leq 0.05$).

Los resultados de las propiedades fisicoquímicas de los suelos mostraron que el GYP tiene una alta conductividad eléctrica y una alta concentración de sodio, mientras que el CAL tiene alto contenido de carbonatos. La concentración de As en los dos suelos fue 99.8 mg kg^{-1} en el caso de CAL y de 132.4 mg kg^{-1} en el GYP, rebasaron los límites máximos permisibles que establece la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. La germinación de las plantas fue afectada por el As en el Cal presentó diferencias estadísticas significativas, se observó una germinación más alta en las plantas de maíz con un 90% y girasol con el 80%, mientras que en el GYP hubo nula germinación debido a la alta concentración de As y salinidad. En el caso de la altura del CAL, el crecimiento del girasol fue el más afectado, debido a que las plantas murieron en su totalidad antes de los 60 días; por otra parte la alfalfa tuvo un crecimiento lento exponencial durante el periodo evaluado, teniendo una media de 3.2 cm a los 30 días, 3.4 cm a los 60 días, 3.7 cm a los 90 días y 4.0

cm a los 120 días; la acumulación de As en raíces mostró diferencias estadísticas significativas, la mayor acumulación de As ($324.19 \text{ mg kg}^{-1}$) fue en la raíz del maíz, esta misma tendencia se presentó en la acumulación en tallo, la alfalfa cumulo mayor As en las hojas, siendo la especie vegetal que mayor As traslocó en comparación de las otras.

Después de la implementación de la fitorremediación se observó una disminución de As en el caso del CAL, después de los 120 días el maíz presento una concentración de 83.42 mg kg^{-1} , la alfalfa y girasol 83.14 y 89.79 mg kg^{-1} respectivamente; el tratamiento sin planta fue el que presento la menor cantidad de As (81 mg kg^{-1}); esto se pudo deber al drenaje del agua en las macetas.

No se tuvo la evidencia suficiente para determinar un costo preciso y conciso para la aplicación de esta técnica, esto dependerá del cultivo a implementar, los ciclos necesarios para lograr extraer el total de As, la efectividad de la planta al extraer el As, etc. Para lograr la fitorremediación total en la zona de estudio puede llevarse unos años y una inversión elevada; para la zona de muestreo donde predomina el suelo GYP se recomienda no sembrar, para evitar gastos extraordinarios y como prevención.

Palabras claves: Metales pesados, arsénico, fitorremedicación, translocación y plantas acumuladoras.

BIBLIOGRAFIA

- Álvarez**, Fernández, A., Garcia, Marco, S., and Lucena, J. J. 2005. Evaluation of synthetic iron (III)-chelates (EDDHA/Fe³⁺, EDDHMA/Fe³⁺ and the novel EDDHSA/Fe³⁺) to correct iron chlorosis. *European Journal of Agronomy*. 22:119-130.
- Aguilar** Garcia R., y Garcia Leaños M.L. 2006. Un suelo lleno de vida. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pesqueras (INIFAP). file:///E:/Fitoremediaci%C3%B3n%20de%20arsenico/1GENERALIDADES%20DEL%20SUELO/UN%20%20SUELO%20LLENO%20DE%20VIDA.pdf (13, octubre, 2018).
- Alkorta**, I., Hernández Allica, J., Becerril, J. M., Amezaga, I., Albizu, I., and Garbisu, C. 2004. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. In *Environmental Science and Biotechnology*. 3:71-90.
- Arroyave**, S. M. S., y Restrepo, F. J. C. 2009. Análisis de la contaminación del suelo: revisión de la normativa y posibilidades de regulación económica. *Semestre económico*. 23:13-34.
- Alonso**, J., García, M., Pérez López, J., y Melgar, M. 2004. Acumulación de metales pesados en macromicetos comestibles y factores que influyen en su captación. *Revista de Toxicología*. 21:11-15.
- Argumedo** Delira, R., Alarcón, A., Ferrera Cerrato, R., y Peña Cabriales, J. J. 2009. El género fúngico *Trichoderma* y su relación con los contaminantes orgánicos e inorgánicos. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 25:257-269.
- Abdallah**, M. S., Abdelgawad, Z. A., and El Bassiouny, H. M. S. 2016. Alleviation of the adverse effects of salinity stress using trehalose in two rice varieties. *South African Journal of Botany*. 103:275-282.

- Aguilera** Díaz, A. 2017. El costo-beneficio como herramienta de decisión en la inversión en actividades científicas. *Cofin Habana*. 11:322-343.
- Becerril**, J. M., Barrutia, O., Plazaola, J. G., Hernández, A., Olano, J. M., y Garbisu, C. 2007. Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Revista Ecosistemas*. 16:1-6.
- Bernal**, M., Clemente, R., Vázquez, S., y Walker, D. 2007. Aplicación de la fitorremediación a los suelos contaminados por metales pesados en Aznalcóllar. *Revista Ecosistemas*. 16:1-14.
- Benavides** Mendoza, A., Burgos Limón, D., Ortega-Ortiz, H., and Ramírez, H. 2007. El ácido benzoico y el poliácido acrílico-quitosán en la calidad y el rendimiento del tomate cultivado en suelo calcáreo. *Terra Latinoamericana*. 25:261-268.
- Bautista**, F., Palma López, D., y Huchin Malta, W. 2005. Actualización de la clasificación de los suelos del estado de Yucatán. Caracterización y manejo de los suelos de la península de Yucatán: implicaciones agropecuarias, forestales y ambientales. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma de Yucatán, Instituto Nacional de Ecología. 105-122.
- Bundschuh**, J., Pérez Carrera, A., y Litter, M. 2008. Distribución del arsénico en las regiones ibérica e iberoamericana. Editado por CYTED Impreso en Argentina. 241 p.
- Cantú** Silva I., Díaz García K.E., Yáñez Díaz M.I., González Rodríguez H., y Martínez Soto R.A. 2018. Caracterización fisicoquímica de un Calcisol bajo diferentes sistemas de uso de suelo en el noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 9:59-86.

- Cartaya**, O. E., Reynaldo, I., Peniche, C., and Garrido, M. L. 2011. Natural polymers as an alternative for remediation of heavy metals polluted soils. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 27:41-46.
- Covarrubias**, S., García Berumen, J., y Peña Cabriales, J. 2015. El papel de los microorganismos en la biorremediación de suelos contaminados con metales pesados. *Acta Universitaria*. 25:40-45.
- Cameselle**, C., and Pena, A. 2016. Enhanced electromigration and electro-osmosis for the remediation of an agricultural soil contaminated with multiple heavy metals. *Process Safety and Environmental Protection*. 104:209-217.
- Cortes** Páez, L., Bravo Realpe, I., Peinado, F., y Menjivar Flores, J. 2016. Extracción secuencial de metales pesados en dos suelos contaminados (Andisol y Vertisol) enmendados con ácidos húmicos. *Acta Agronómica*, 65:232-238.
- Carpena**, R. O., y Bernal, M. P. 2007. Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Revista Ecosistemas*. 16:1-3.
- Calvo** Revuelta, C., Álvarez-Benedí, J., Andrade Benítez, M., Marinero Diez, P., y Bolado Rodríguez, S. 2003. Contaminación por arsénico en aguas subterráneas en la provincia de Valladolid: variaciones estacionales. *Estudios de la zona no saturada del suelo*. 1:91-98.
- Caballero** Gutiérrez, P. U., Carrillo Rodríguez, J. C., Gómez Ugalde, R. M., y Jerez Salas, M. P. 2010. Presencia de arsénico en pozos y en cultivos de Oaxaca, México. *Agronomía Mesoamericana*. 21:77-184.
- Covarrubias**, S. A., y Cabriales, J. J. P. 2017. Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 33:7-21.

- CODEX**, S. 1995. Norma general del Codex para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos. http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/livestockgov/documents/CXS_193s.pdf (12, noviembre, 2018).
- Delgadillo** López, A. E., González Ramírez, C. A., Prieto García, F., Villagómez Ibarra, J. R., y Acevedo Sandoval, O. 2011. Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and subtropical agroecosystems*. 14:597-612.
- De Esparza**, M. C. 2006. Presencia de arsénico en el agua de bebida en América Latina y su efecto en la salud pública. In *International Congress Natural Arsenic in Groundwaters in Latin America*.
- De la Rosa** Pérez, D. A., Teutli León, M. M. M., y Ramírez Islas, M. E. 2007. Electrorremediación de suelos contaminados, una revisión técnica para su aplicación en campo. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 23:129-138.
- DOF**. 2012. NORMA Oficial Mexicana NOM-001-CONAGUA-2011, Sistemas de agua potable, toma domiciliaria y alcantarillado sanitario-Hermeticidad-Especificaciones y métodos de prueba. 30 p.
- David**, A., Yadav, S., and Bhatla, S. C. 2010. Sodium chloride stress induces nitric oxide accumulation in root tips and oil body surface accompanying slower oleosin degradation in sunflower seedlings. *Physiologia plantarum*. 140:342-354.
- Flanagan**, S. V., Johnston, R. B., and Zheng, Y. 2012. Arsenic in tube well water in Bangladesh: health and economic impacts and implications for arsenic mitigation. *Bulletin of the World Health Organization*. 90, 839-846.

- FAO.** 2018. El manejo de suelos Calcáreos. <http://www.fao.org/soils-portal/soil-management/manejo-de-suelos-problematicos/suelos-calcareos/es/> (15, octubre, 2018).
- FAO.** 2008. Base referencial mundial del recurso suelo. <file:///D:/Fitoremediación%20de%20arsenico/1.1SUELOS%20CALCEROS/a-a0510s-horizontes.pdf> (15, octubre, 2018).
- Farooq,** M. A., Islam, F., Ali, B., Najeeb, U., Mao, B., Gill, R. A., y Zhou, W. 2016. Arsenic toxicity in plants: Cellular and molecular mechanisms of its transport and metabolism. *Environmental and experimental botany.* 132:42-52.
- Ferrer,** A. 2003. Intoxicación por metales. In *Anales del sistema sanitario de Navarra.* Gobierno de Navarra departamento de Salud. 26:141-153.
- FIRA.** Agrocostos PV2018. <https://www.fira.gob.mx/InfEspDtoXML/TemasUsuario.jsp> (11, octubre, 2018).
- FIRA.** Agrocostos Perennes2018. <https://www.fira.gob.mx/InfEspDtoXML/TemasUsuario.jsp> (11, octubre, 2018).
- González** Chávez, M. C. A., Carrillo González, R., y Sánchez-López, A. S. 2017. Definiciones y problemática en la investigación científica en aspectos de Fitoremediación de suelos. *Agroproductividad.* 10: 3-7.
- Galdames,** A., Mendoza, A., Orueta, M., de Soto García, I. S., Sánchez, M., Virto, I., and Vilas, J. L. 2017. Development of new remediation technologies for contaminated soils based on the application of zero-valent iron nanoparticles and bioremediation with compost. *Resource-Efficient Technologies.* 3:166-176.

- González** Chávez, M. C. A., Carrillo González, R., Sánchez-López, A. S., y Ruiz Olivares, A. 2017. Alternativas de fitorremediación de sitios contaminados con elementos potencialmente tóxicos. *Agroproductividad*. 10:8-14.
- González** Chávez, M. C. A. 2005. Recuperación de suelos contaminados con metales pesados utilizando plantas y microorganismos rizosféricos. *Terra Latinoamericana*. 23:29-37.
- Gutiérrez** Espinoza, L. R., Melgoza Castillo, A., Alarcón Herrera, M. T., Ortega Gutiérrez, J. A., Prado Tarango, D. E., y Cedillo Alcantar, M. E. 2011. Germinación del girasol silvestre (*Helianthus annuus L.*) en presencia de diferentes concentraciones de metales. *Rev Latinoam Biotecnol Amb Algal*. 2:49-56.
- Garg**, N., and Singla, P. 2011. Arsenic toxicity in crop plants: physiological effects and tolerance mechanisms. *Environmental Chemistry Letters*. 9:303-321.
- Hernández** Bárcenas, G., Castillo, F., Ávalos Borja, M., y Martínez Villegas, N. V. 2017. Síntesis de arseniatos de calcio (guerinita, haidingerita y farmacolita) morfológicamente similares a los encontrados en suelos contaminados. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 33:153-163.
- Hernández** Alatorre, J.A., Cesario, J.C., Martínez Gamiño, M.Á. 2001. El maíz para grano bajo riego en la zona media de San Luis Potosí, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). <http://biblioteca.inifap.gob.mx:8080/xmlui/handle/123456789/765> (15, septiembre, 2018).
- INEGI**, 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Matehuala, San Luis Potosí, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México. http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/24/24020.pdf (10, septiembre, 2018).

- Juárez, H.** 2012. Contaminación del río Rímac por metales pesados y efecto en la agricultura en el cono este de Lima metropolitana. Tesis de Licenciatura. Universidad Agraria La Molina. Lima-Perú.87p.
- Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N. K., Murtaza, B., Bibi, I., and Dumat, C.** 2017. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration*. 182:247-268.
- Kidd, P. S., Castro, C. B., Lestón, M. G., y Monterroso, C.** 2007. Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género *Alyssum L.* *Revista Ecosistemas*. 16:26-43.
- Lillo, J.** 2003. Peligros geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas. Grupo de Estudios de Minería y Medio Ambiente.
- Liu, L., Li, W., Song, W., and Guo, M.** 2018. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: principles and applicability. *Science of the Total Environment*. 633:206-219.
- Llugany, M., Tolrà, R., Poschnrieder, C., y Barceló, J.** 2007. Hiperacumulación de metales: ¿una ventaja para la planta y para el hombre? *Revista Ecosistemas*. 16:4-9.
- Lara del Rio A.** 2015. Determinación de arsénico en cabello de poblaciones expuestas en Matehuala, San Luis Potosí, México. Tesis de maestría. IPICYT. San Luis Potosí. 188 p.
- Llugany, M., Tolrà, R., Poschnrieder, C., y Barceló, J.** 2007. Hiperacumulación de metales: ¿una ventaja para la planta y para el hombre?. *Revista Ecosistemas*. 16:4-9.

- Martí**, L., Filippini, M. F., Drovandi, A., Salcedo, C., Troilo, S., y Valdés, A. 2011. Evaluación de metales pesados en suelos de los oasis irrigados de la Provincia de Mendoza: I. Concentraciones totales de Zn, Pb, Cd y Cu. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo*. 43: 203-221.
- Montoya**, R., Airam, E., Montañez Hernández, L. E., Luévanos Escareño, M. P., y Balagurusamy, N. 2015. Impacto del arsénico en el ambiente y su transformación por microorganismos. *Terra Latinoamericana*. 33:103-118.
- Mellado**, C., Badilla, C., Escalente, G., Campos, V. L., y Mondaca, M. A. 2008. Transformación de arsénico por bacterias aisladas de sedimentos enriquecidos con el metaloide. *Afinidad*. 65:115-119.
- Muñoz** Castellanos, L. N., Nevárez Moorillón, G. V., Ballinas Casarrubias, M. L., y Peralta Pérez, M. R. 2010. Fitorremediación como una alternativa para el tratamiento de suelos contaminados. *Revista Internacional de Ciencia y Tecnología Biomédica*. 1:1-8.
- Mayorga**, P., Moyano, A., y García Sánchez, A. 2014. Arsénico en aguas subterráneas de Castilla y León y su impacto en suelos y cultivos de zanahoria. *Avances en Ciencias e Ingeniería*. 5:19-36.
- Marrero** Coto, J., Amores Sánchez, I., y Coto-Pérez, O. 2012. Fitorremediación, una tecnología que involucra a plantas y microorganismos en el saneamiento ambiental. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*. 46:52-61.
- Martínez** Villegas, N., Briones Gallardo, R., Ramos Leal, J. A., Avalos Borja, M., Castañón Sandoval, A. D., Razo Flores, E., and Villalobos, M. 2013. Arsenic mobility controlled by solid calcium arsenates: A case study in Mexico showcasing a potentially widespread environmental problem. *Environmental Pollution*. 176:114-122.

- Narváez** Ortiz W.A., Morales Díaz A.B., Benavides Mendoza A. y Reyes Valdés M.H. 2015. Dinámica de la composición de la solución del suelo en cultivos del occidente de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 12:2383-2397.
- OMS**. 2018. Arsénico. <http://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/arsenic> (24, octubre, 2018).
- Ortiz** Cano, H. G., Trejo Calzada, R., Valdez Cepeda, R. D., Arreola Ávila, J. G., Flores Hernández, A., y López Ariza, B. 2009. Fitoextracción de plomo y cadmio en suelos contaminados usando quelite (*Amaranthus hybridus* L.) y micorrizas. *Revista Chapingo*. 15: 161-168.
- Prieto** Méndez, J., González Ramírez, C., Román Gutiérrez, A., y Prieto García, F. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 10:29-44.
- Pineda** Chacon G. 2016. Transferencia del Arsénico en cultivares de la zona agrícola centro sur del estado de Chihuahua. Tesis de doctorado. CIMAV. Chihuahua. Centro de Investigación en materiales avanzados, S.C. 121 p.
- Prieto** García, F., Prieto Méndez, J., Callejas Hernández, J., Román Gutiérrez, A. D., y Méndez Marzo, M. A. 2010. Bioacumulación de arsénico en las etapas de desarrollo de la cebada maltera (*Hordeum distichon* L.). *Revista mexicana de ciencias agrícolas*. 1: 37-44.
- Prieto** García, F., Callejas Hernández, J., Román Gutiérrez, A. D., Prieto Méndez, J., Gordillo Martínez, A. J., y Méndez Marzo, M. A. 2007. Acumulación de arsénico en el cultivo de habas (*Vicia faba*). *Revista Agronomía Costarricense*. 31: 101-109.

- Prieto Méndez, J., González Ramírez, C. A., Román Gutiérrez, A. D., y Prieto García, F.** 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 10: 29-39.
- Pérez Martínez, I., y Martín Romero, F.** 2015. Uso de parámetros indirectos para la evaluación de la contaminación de suelos por metales pesados en una zona minera de San Luis Potosí, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*. 67:1-12.
- Padmavathiamma, P.K., Li, L.Y.** 2007. Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. *Water Air Soil Pollut.* 184:105-126.
- Pimentel Alvarado, O. y Delgadillo Aldrete, S.,** 2015. Agenda técnica agrícola de Coahuila, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP).file:///E:/Fitoremediaci%C3%B3n%20de%20arsenico/07_Coahuila_2015_SIN.pdf (12, octubre, 2018).
- Quansah, R., Armah, F. A., Essumang, D. K., Luginaah, I., Clarke, E., Marfoh, K., and Dzodzomenyo, M.** 2015. Association of arsenic with adverse pregnancy outcomes/infant mortality: a systematic review and meta-analysis. *Environmental health perspectives*. 123:412-421.
- Rodríguez Martínez, H. L., Peña Manjarrez, M., Gutiérrez Reyes, A. V., González Trevizo, C. L., Montes Fonseca, S. L., y López Avalos, G. G.** 2017. Biorremediación de arsénico mediada por microorganismos genéticamente modificados. *Terra Latinoamericana*. 35:353-361.
- Rodríguez Garrido, N. E., Segura Castruita, M. A., Orozco Vidal, J. A., Fortis Hernández, M., Preciado Rangel, P., Olague Ramírez, J., y Yescas Coronado, P.** 2017. Arsénico edáfico y su distribución en el distrito de riego 017: uso de métodos de interpolación. *Terra Latinoamericana*. 35:19-28.

- Ruíz Huerta, E. A., de la Garza Varela, A., Gómez Bernal, J. M., Castillo, F., Avalos-Borja, M., SenGupta, B., and Martínez-Villegas, N.** 2017. Arsenic contamination in irrigation water, agricultural soil and maize crop from an abandoned smelter site in Matehuala, Mexico. *Journal of hazardous materials*. 339:330-339.
- Razo, I., Carrizales, L., Castro, J., Díaz-Barriga, F., and Monroy, M.** 2004. Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*. 152:129-152.
- Sotelo Ruiz, E.D., González Hernández A., Cruz Bello G. M., Moreno Sánchez F. y Ochoa Estrada S.** 2010. La clasificación FAO-WRB y los suelos del estado de México. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pesqueras (INIFAP). Libro técnico. 14: 159 p.
- Sarwar, N., Imran, M., Shaheen, M. R., Ishaque, W., Kamran, M. A., Matloob, A., and Hussain, S.** 2017. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. *Chemosphere*. 171:710-721.
- Sierra, M.** 2005. Niveles de metales pesados y elementos asociados en suelos de la provincia de Almería: parámetros que los afectan y riesgos de contaminación. Tesis de doctorado. Granada, España. Unidad de Granada.
- Sheldon, A., Menzies, N. W., So, H. B., and Dalal, R. C.** 2004. The effect of salinity on plant available water. In *Proceedings for the SuperSoil 2004 Conference*. The University of Sydney, NSW.(Ed. Balwant Singh)(The University of Sydney: Sydney, NSW). 1-15.
- SEMARNAT.** 2007. Tecnologías de remediación para suelos contaminados por EPT. <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/459/cap4.html> (07, noviembre, 2018).

- Trejo** Calzada, R., García Olvera, N., Flores Hernández, A., Arreola Avila, J., Santamaría César, E., y Gutiérrez Acosta, G. 2006. Evaluación de niveles de contaminación con plomo en suelos de Bermejillo Dgo. Revista Chapingo Serie Zonas Áridas. 2:225-229.
- Trejo**, J. A. V., y Sepúlveda, T. L. V. 2003. El composteo: una alternativa tecnológica para la biorremediación de suelos en México. Gaceta Ecológica. 66:41-53.
- Vargas** Rojas R., 2009. Guía para la descripción de suelos. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). <http://www.fao.org/3/a-a0541s.pdf> (13, octubre, 2018).
- Vullo**, D. 2003. Microorganismos y metales pesados: una interacción en beneficio del medio ambiente. Química Viva. 2:93-104.
- Valles**, C., y Alarcón, T. 2008. Estabilización química de suelos contaminados con metales pesados. Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos. Chihuahua, Chihuahua, México. 12 p.
- Vaculík**, M., Jurkovič, L., Matejkovič, P., Molnárová M., and Lux A. 2013. Potential risk of arsenic and antimony accumulation by medicinal plants naturally growing on old mining sites. Water Air Soil Pollut. 224: 1-16.
- Zhang**, W., Cai, Y., Tu, C., and Ma, L. Q. 2002. Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant. Science of the Total Environment. 300:167-177.

ANEXOS

Anexo 1. Costo de producción por ha de cultivo de maíz

CONCEPTO	CANT.	UNID.	VECES	COSTO
				\$ MXN
<i>PREPARACION DEL TERRENO</i>				
Desvare	1	ha	1	\$ 464.00
Barbecho	1	ha	1	\$ 809.00
Rastreo	1	ha	1	\$ 484.00
Nivelación	1	ha	1	\$ 367.00
Subtotales				\$ 2,124.00
<i>SIEMBRA</i>				
Semilla de maíz	1.5	un	1	\$ 5,400.00
Siembra y fertilización	1	ha	1	\$ 549.00
Peon	1	jor	1	\$ 200.00
			subtotales	\$ 6,149.00
<i>FERTILIZACION</i>				
1530-15	300	kg	1	\$ 2,400.00
Sulfato de amonio	200	kg	1	\$ 906.00
Fertilización en surcos	1	ha	1	\$ 471.00
Urea	200	kg	1	\$ 1,600.00
Peon	2	jor	1	\$ 400.00
			subtotales	\$ 5,777.00
<i>LABORES CULTURALES</i>				
Cultivo	1	ha	1	\$ 467.00
Cultivo	1	ha	1	\$ 467.00
			subtotales	\$ 934.00
<i>RIEGOS</i>				
Peón aplicación riego	1	jor	1	\$ 200.00
Riego bombeo eléctrico	1.5	Mm ³	1	\$ 614.00
Peón aplicación riego	1	jor	1	\$ 200.00
Riego bombeo eléctrico	1.5	Mm ³	1	\$ 614.00
Peón aplicación riego	1	jor	1	\$ 200.00
Riego bombeo eléctrico	1.5	Mm ³	1	\$ 614.00
Peón aplicación riego	1	jor	1	\$ 200.00
Riego bombeo eléctrico	1.5	Mm ³	2	\$ 1,228.00
Riego bombeo eléctrico	1.5	Mm ³	1	\$ 614.00
Peón aplicación riego	1	jor	1	\$ 400.00
			subtotales	\$ 4,884.00

Fuente: FIRA. Agrocostos PV 2018

Anexo 1. Continuación

<i>CONTROL DE PLAGAS MALEZAS Y ENFERMEDADES</i>				
Furadan 5g	2	kg	1	\$ 1,100.00
Peón aplicación de plaguicidas	1	jor	1	\$ 200.00
Hierbamina	1	lt	1	\$ 120.00
Peón aplicación de plaguicidas	1	jor	1	\$ 200.00
Elumis	1	lt	1	\$ 950.00
Peón aplicación de plaguicidas	1	jor	1	\$ 200.00
Karate (lambda cihalotina)	1	lt	1	\$ 180.00
Peon aplicación de plaguicidas	1	jor	1	\$ 200.00
Lorsban 480	1	lt	1	\$ 246.00
	subtotales			\$ 3,396.00
<i>COSECHA, SELECCIÓN Y EMPAQUE</i>				
Flete y acarreo de maíz	10	ton	1	\$ 1,000.00
Trilla de maíz	1	ha	1	\$ 2,500.00
	subtotales			\$ 3,500.00
	Total			\$ 26,764.00

Fuente: FIRA. Agrocostos PV 2018

Anexo 2. Costo de producción por ha de cultivo de girasol

CONCEPTO	CANT.	UNID.	VECES	COSTO
<i>PREPARACION DEL TERRENO</i>				
Bordeo y canalización	1	ha	1	\$ 270.00
Surcado	1	ha	1	\$ 365.00
Aplicación terrestre	1	ha	1	\$ 564.00
Desvare	1	ha	1	\$ 363.00
Gesagard (prometrina)	1.4	lt	1	\$ 350.00
	subtotales			\$ 1,912.00
<i>SIEMBRA</i>				
Siembre de precisión	1	ha	1	\$ 680.00
Ayudante de siembra	0.5	jor	1	\$ 100.00
Carga y descarga	0.0004	ton	1	\$ 1.00
Flete de semilla	0.0004	ton	1	\$ -
Semilla girasol	3.5	kg	1	\$ 2,975.00
	subtotales			\$ 3,756.00

Fuente: FIRA. Agrocostos PV 2018

Anexo 2. Continuación

FERTILIZACION				
Urea	100	kg	1	\$ 760.00
Fertilización en surcos	1	ha	1	\$ 416.00
Carga y descarga	0.35	ton	1	\$ 70.00
Flete de fertilizante	0.35	ton	1	\$ 46.00
Sulfato de amonio	150	kg	1	\$ 675.00
Análisis de suelos	1	ha	1	\$ 60.00
Cloruro de potasio	100	kg	1	\$ 680.00
	subtotales			\$ 2,707.00
LABORES CULTURALES				
Cultivo	1	ha	1	\$ 379.00
Deshierbe manual	1	jor	1	\$ 200.00
Limpia de canales	0.5	jor	1	\$ 100.00
	subtotales			\$ 679.00
RIESGOS				
Riego de auxilio	1	jor	1	\$ 200.00
Riego de auxilio	1	jor	1	\$ 200.00
Riego de presiembra	1.2	jor	1	\$ 240.00
Cuota de agua girasol	1	ha	1	\$ 1,200.00
	subtotales			\$ 1,840.00
CONTROL DE PLAGAS, MALEZAS Y ENFERMEDADES				
Aplicación terrestre	1	ha	1	\$ 564.00
Aplicación aerea	1	ha	1	\$ 350.00
Gramoxone	2	lt	1	\$ 260.00
Engeo (tiаметoxam+lambdacihal)	0.15	lt	1	\$ 273.00
Amistar gold (azoxystrobin+cipro)	0.2	lt	1	\$ 360.00
Fusilade biw (fluazifop)	1	lt	1	\$ 280.00
	subtotales			\$ 2,087.00
COSECHA, SELECCIÓN Y EMPAQUE				
Flete de grano	2.5	ton	1	\$ 325.00
Tumba de b y c	1	ha	1	\$ 109.00
Trilla de girasol	1	ha	1	\$ 1,300.00
	subtotales			\$ 1,734.00
DIVERSOS				
Permiso de siembre girasol	1	ha	1	\$ 90.00
	subtotales			\$ 90.00
	TOTAL			\$ 14,805.00

Fuente: FIRA. Agrocostos PV 2018

Anexo 3. Costo de producción por ha de cultivo de alfalfa

CONCEPTO	CANT.	UNID.	VECES	COSTO
FERTILIZACION				
11-52-00 map	50	Kg	2	\$ 1,700.00
Fertilización con boleadora	1	ha	2	\$ 417.00
11-52-00 map	50	Kg	2	\$ 1,700.00
Fertilización con boleadora	1	ha	2	\$ 417.00
11-52-00 map	50	Kg	2	\$ 1,700.00
Fertilización con boleadora	1	ha	2	\$ 417.00
subtotales				\$ 6,351.00
LABORES CULTURALES				
Bordeo	1	ha	6	\$ 835.00
Subtotales				\$ 835.00
RIEGOS				
Riego Bombeo	1		1	\$ 1,030.00
Riego de auxilio	1	jor	1	\$ 120.00
Riego Bombeo	1	Mm ³	1	\$ 1,030.00
Riego de auxilio	1	jor	1	\$ 120.00
Riego Bombeo	1	Mm ³	1	\$ 1,030.00
Riego de auxilio	1	jor	1	\$ 120.00
Riego Bombeo	1	Mm ³	2	\$ 2,059.00
Riego de auxilio	1	jor	2	\$ 240.00
Riego Bombeo	1	Mm ³	2	\$ 2,059.00
Riego de auxilio	1	jor	2	\$ 240.00
Riego Bombeo	1	Mm ³	2	\$ 2,059.00
Riego de auxilio	1	jor	2	\$ 240.00
Riego Bombeo	1	Mm ³	1	\$ 1,030.00
Riego de auxilio	1	jor	1	\$ 120.00
Riego Bombeo	1	Mm ³	1	\$ 1,030.00
Riego de auxilio	1	jor	1	\$ 120.00
Subtotales				\$ 12,647.00

Fuente: FIRA. Agrocostos Perenne 2018

Anexo 3 Continuación

COSECHA, SELECCIÓN Y EMPAQUE				
Corte y en chorce	1	ha	1	\$ 1,058.00
Empaque heno	1	ha	1	\$ 926.00
Maniobras para heno	2	jor	1	\$ 300.00
Corte y en chorce	1	ha	1	\$ 1,058.00
Empaque heno	1	ha	1	\$ 926.00
Maniobras para heno	1	jor	2	\$ 300.00
Corte y en chorce	1	ha	1	\$ 1,058.00
Empaque heno	1	ha	1	\$ 926.00
Maniobras para heno	1	jor	2	\$ 300.00
Corte y en chorce	1	ha	7	\$ 7,406.00
Empaque heno	1	ha	7	\$ 6,482.00
Maniobras para heno	2	jor	7	\$ 2,100.00
Subtotales				\$ 22,840.00
	TOTALES			\$ 42,673.00

Fuente: FIRA. Agrocostos Perenne 2018