



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

INSTITUTO DE CIENCIAS

POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES



"La tierra no es de nosotros, nosotros somos de la tierra"

**FITOEXTRACCIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS
POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN
LA REGIÓN DE ATLIXCO, PUEBLA**

TESIS

Que para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Presenta

DIANA ARELY AVILA GONZÁLEZ

Asesor de tesis:

Dr. José Víctor Rosendo Tamariz Flores

Noviembre 2017



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

INSTITUTO DE CIENCIAS

POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES



“La tierra no es de nosotros, nosotros somos de la tierra”

FITOEXTRACCIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN LA REGIÓN DE ATLIXCO, PUEBLA

TESIS

Que para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Presenta

DIANA ARELY AVILA GONZÁLEZ

Comité tutorial:

Asesor y Tutor	Dr. José Víctor Tamariz Flores
Integrante Comité Tutorial	M.C. Constantino Gil Juárez
Integrante Comité Tutorial	Dr. Fernando Hernández Aldana

Noviembre 2017



BUAP

C. DIANA ARELY ÁVILA GONZÁLEZ

Por este conducto me permito comunicarle que los miembros del jurado integrado por:

<i>Dra. María Emelia Zamora López</i>	<i>Presidente</i>
<i>Dra. Rosalía Del Carmen Castelán Vega</i>	<i>Secretario</i>
<i>Dr. Fernando Hernández Aldana</i>	<i>1er. Vocal</i>
<i>Dra. Lucía López Reyes</i>	<i>2do. Vocal</i>
<i>Dr. J Santos Hernández Zepeda</i>	<i>Suplente</i>

designado para la defensa de su tesis "*Fitoextracción de suelos contaminados por elementos potencialmente tóxicos en la región de Atlixco, Puebla*" han manifestado mediante su voto que ésta cumple con los méritos suficientes para ser defendida como tesis de grado de Maestría en Ciencias Ambientales, por lo que este Posgrado le autoriza la impresión de la misma.

Sin otro asunto en lo particular, quedo de usted.

ATENTAMENTE

"PENSAR BIEN, PARA VIVIR MEJOR"

H. PUEBLA DE Z., NOVIEMBRE 30 DE 2017

DR. RICARDO DARÍO PEÑA MORENO
SECRETARIO ACADÉMICO



RDPM/anra
c.c.p. Archivo
c.c.p. Minutario

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para la realización de este proyecto de investigación correspondiente a la maestría en ciencias ambientales.

ÍNDICE

<u>I. INTRODUCCIÓN</u>	21
<u>II. JUSTIFICACIÓN</u>	23
<u>III. ANTECEDENTES</u>	24
3.1 SUELO	24
3.2 FUNCIONES DEL SUELO	24
3.3 CONTAMINACIÓN DEL SUELO POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS	26
3.3.1 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS.....	26
3.3.2 ORIGEN DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO POR EPTS.....	28
3.3.3 EFECTOS DE LOS EPTS EN EL SUELO	29
3.4 REMEDIACIÓN DEL SUELO	31
3.4.1 TÉCNICAS Y CRITERIOS DE REMEDIACIÓN DEL SUELO.....	31
3.4.2 FITORREMEDIACIÓN.....	33
3.5 FITOEXTRACCIÓN DE EPTS	35
3.5.1 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA FITOEXTRACCIÓN DE EPTS.....	36
3.5.2 ESPECIES VEGETALES EN LA FITOEXTRACCIÓN DE EPTS	38
3.5.3 MECANISMOS DE LAS ESPECIES VEGETALES EN LA FITOEXTRACCIÓN DE EPTS.....	39
3.6 ESTUDIOS RECIENTES SOBRE LA FITOEXTRACCIÓN	40
3.6.1 PANORAMA INTERNACIONAL.....	40
3.6.2 PANORAMA NACIONAL	41
3.6.3 PANORAMA REGIONAL.....	41
3.7 ESPECIES VEGETALES DE ESTUDIO	42
3.7.1 <i>Helianthus annuus</i>	42
3.7.1.1 Origen.....	42
3.7.1.2 Características	42
3.7.1.3 Usos.....	43
3.7.1.4 Aplicaciones en la fitoextracción.....	43
3.7.2 <i>Tagetes erecta</i>	43
3.7.2.1 Origen.....	44
3.7.2.2 Características	44
3.7.2.3 Usos.....	44
3.7.2.4 Aplicaciones en la fitoextracción.....	45
3.7.3 <i>Chrysopogon zizanioides</i>	45
3.7.3.1 Origen.....	45
3.7.3.2 Características	46
3.7.3.3 Usos.....	46
3.7.3.4 Aplicaciones en la fitoextracción.....	46
3.7.4 <i>Zinnia elegans</i>	47
3.7.4.1 Origen.....	47
3.7.4.2 Características	47
3.7.4.3 Usos.....	48
3.7.4.4 Aplicaciones en la fitoextracción.....	48
3.8 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS DE ESTUDIO	49

3.8.1	PLOMO	49
3.8.2	CROMO.....	50
3.8.3	NÍQUEL.....	51
3.8.4	HIERRO.....	52
3.9	MARCO LEGAL	53
<u>IV. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN.....</u>		<u>54</u>
<u>V. HIPÓTESIS.....</u>		<u>54</u>
5.1	HIPÓTESIS GENERAL	54
<u>VI. OBJETIVOS.....</u>		<u>54</u>
6.1	OBJETIVO GENERAL	54
6.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	54
<u>VII. ÁREA DE ESTUDIO.....</u>		<u>55</u>
7.1	ATLIXCO	55
7.1.1	UBICACIÓN GEOGRÁFICA	55
7.1.2	OROGRAFÍA.....	55
7.1.3	HIDROGRAFÍA	55
7.1.4	CLIMA	57
7.1.5	GEOLOGÍA.....	57
7.1.6	SUELOS DOMINANTES Y USOS DEL SUELO	58
7.1.7	ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS	59
7.2	OCOYUCAN	59
7.2.1	UBICACIÓN GEOGRÁFICA	59
7.2.2	OROGRAFÍA.....	59
7.2.3	HIDROGRAFÍA	60
7.2.4	CLIMA	61
7.2.5	GEOLOGÍA.....	61
7.2.6	SUELOS DOMINANTES Y USOS DEL SUELO	63
7.2.7	ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS	63
<u>VIII. METODOLOGÍA.....</u>		<u>64</u>
8.1	PRIMERA ETAPA: RECONOCIMIENTO DE LA ZONA DE ESTUDIO	64
8.1.1	SUELO	65
8.1.1.1	Muestreo	65
8.1.1.2	Preparación de la muestra	67
8.1.1.3	Análisis físicos y químicos.....	67
8.1.1.4	Determinación de elementos potencialmente tóxicos.....	68
8.2	SEGUNDA ETAPA: FITOEXTRACCIÓN.....	69

8.2.1 SELECCIÓN DE ESPECIES VEGETALES.....	69
8.2.2 DELIMITACIÓN DE LAS UNIDADES EXPERIMENTALES.....	69
8.2.3 SIEMBRA.....	70
8.2.4 SEGUIMIENTO Y MUESTREO.....	70
8.2.4.1 Preparación de la muestra.....	70
8.2.5 ANÁLISIS FÍSICOS Y QUÍMICOS.....	71
8.2.6 DETERMINACIÓN DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS.....	72
8.2.6.1 Plantas.....	72
8.2.6.2 Suelos.....	73
8.3 TERCERA ETAPA: PROPUESTA DEL SISTEMA DE REMEDIACIÓN.....	73
8.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS.....	73

IX. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....74

9.1 PRIMERA ETAPA: RECONOCIMIENTO DE LA ZONA DE ESTUDIO.....	74
9.1.1 ANÁLISIS FÍSICOS Y QUÍMICOS DEL SUELO.....	74
9.1.1.1 10 de Abril.....	74
9.1.1.2 San Juan Portezuelo.....	75
9.1.1.3 Emilio Portes Gil.....	76
9.1.2 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS DEL SUELO.....	77
9.1.2.1 10 de Abril.....	77
9.1.2.2 San Juan Portezuelo.....	78
9.1.2.3 Emilio Portes Gil.....	79
9.1.2.4 Legislación ambiental y remediación.....	80
9.1.3 CORRELACIÓN DE LAS PROPIEDADES DE LOS SUELOS Y LOS EPTS DE LA ZONA DE ESTUDIO.....	81
9.2 SEGUNDA ETAPA: FITOEXTRACCIÓN.....	83
9.2.1 SELECCIÓN Y DELIMITACIÓN.....	83
9.2.1.1 Emilio Portes Gil.....	83
9.2.1.2 10 de Abril.....	85
9.2.2 SIEMBRA Y GERMINACIÓN.....	86
9.2.3 ANÁLISIS FÍSICOS Y QUÍMICOS.....	87
9.2.3.1 <i>Zinnia elegans</i>	87
9.2.3.2 <i>Tagetes erecta</i>	87
9.2.3.3 <i>Helianthus annuus</i>	87
9.2.3.4 <i>Chrysopogon zizanioides</i>	88
9.2.4 EVALUACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LAS ESPECIES DE ESTUDIO.....	88
9.2.5 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN PLANTAS Y SUELOS.....	89
9.2.5.1 Plomo.....	89
a) <i>Zinnia elegans</i>	89
b) <i>Tagetes erecta</i>	91
c) <i>Helianthus annuus</i>	92
d) <i>Chrysopogon zizanioides</i>	93
e) Suelo: UE.1– Emilio Portes Gil.....	95
f) Suelo: UE.2 – 10 de Abril.....	95
g) Factor de bioconcentración.....	96
9.2.5.2 Cromo.....	97
a) <i>Zinnia elegans</i>	97
b) <i>Tagetes erecta</i>	98

c) <i>Helianthus annuus</i>	99
d) <i>Chrysopogon zizanioides</i>	100
e) Suelo: UE.1 – Emilio Portes Gil	101
f) Suelo: UE.2 – 10 Abril.....	102
g) Factor de bioconcentración	103
9.2.5.3 Níquel	103
a) <i>Zinnia elegans</i>	103
b) <i>Tagetes erecta</i>	105
c) <i>Helianthus annuus</i>	106
d) <i>Chrysopogon zizanioides</i>	107
e) Suelo: UE.1 – Emilio Portes Gil	108
f) Suelo: UE.2 – 10 de Abril.....	109
g) Factor de bioconcentración	109
9.2.5.4 Hierro.....	110
a) <i>Zinnia elegans</i>	110
b) <i>Tagetes erecta</i>	111
c) <i>Helianthus annuus</i>	112
d) <i>Chrysopogon zizanioides</i>	113
e) Suelo: UE.1 – Emilio Portes Gil	114
f) Suelo: UE.2 – 10 de Abril.....	115
g) Factor de bioconcentración	116
9.2.6 EPTs EN BIOMASA TOTAL DE LAS ESPECIES DE ESTUDIO	116
9.2.7 CORRELACIÓN ENTRE PROPIEDADES DEL SUELO Y CONTENIDO DE EPTs EN LA BIOMASA TOTAL	119
9.3 TERCERA ETAPA	121
9.3.1 PROPUESTA DE SISTEMA DE REMEDIACIÓN	121
<u>X. CONCLUSIONES.....</u>	<u>125</u>
<u>XI. LITERATURA CITADA.....</u>	<u>129</u>
<u>XII. ANEXOS.....</u>	<u>143</u>

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Concentración natural de EPTs en diferentes tipos de rocas (mg/kg).....	28
Tabla 2. Clasificación de técnicas de remediación con base en su efecto sobre los contaminantes.....	31
Tabla 3. Respuesta de los procesos de fitorremediación.....	34
Tabla 4. Ejemplos de especies vegetales y su potencial de acumulación.....	39
Tabla 5. Condiciones operacionales de la determinación de elementos potencialmente tóxicos mediante espectroscopía de absorción atómica.	68
Tabla 6. Generalidades para la siembra.....	70
Tabla 7. Análisis físicos y químicos de suelos de la comunidad 10 de Abril.	74
Tabla 8. Análisis físicos y químicos de suelos de la comunidad San Juan Portezuelo.	75
Tabla 9. Análisis físicos y químicos de suelos de la comunidad Emilio Portes Gil.....	76
Tabla 10. Contenido de elementos potencialmente tóxicos en suelos de la comunidad 10 de Abril.	77
Tabla 11. Contenido de elementos potencialmente tóxicos en suelos de la comunidad San Juan Portezuelo.....	78
Tabla 12. Contenido de elementos potencialmente tóxicos en suelos de la comunidad Emilio Portes Gil.	79
Tabla 13. Contenido promedio de elementos potencialmente tóxicos en suelos de la zona de estudio.	80
Tabla 14. Coeficientes de correlación entre propiedades del suelo y EPTs de la zona de estudio.....	81
Tabla 15. Parcelas potenciales de remediación de acuerdo al contenido de EPT en Emilio Portes Gil.....	83
Tabla 16. Parcelas potenciales de remediación de acuerdo al contenido de EPT en 10 de Abril.	85
Tabla 17. Número de plantas germinadas en las unidades experimentales.....	87
Tabla 18. Diferencias significativas de las propiedades físicas de las especies de estudio.....	89
Tabla 19. Contenido inicial de EPTs y propiedades del suelo de las unidades experimentales.....	89
Tabla 20. Factor de translocación de Pb por la especie <i>Zinnia elegans</i>	90
Tabla 21. Factor de translocación de Pb por la especie <i>Tagetes erecta</i>	92
Tabla 22. Factor de translocación de Pb de la especie <i>Helianthus annuus</i>	93
Tabla 23. Factor de translocación de Pb de la especie <i>Chrysopogon zizanioides</i>	94
Tabla 24. Tasa de remediación de plomo (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 1.....	95
Tabla 25. Tasa de remediación de plomo (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 2.....	96
Tabla 26. Factor de bioconcentración (FBC) de plomo en unidades experimentales.	96
Tabla 27. Factor de translocación de la especie <i>Zinnia elegans</i>	98
Tabla 28. Factor de translocación de la especie <i>Tagetes erecta</i>	99
Tabla 29. Factor de translocación de la especie <i>Helianthus annuus</i>	100
Tabla 30. Factor de translocación de la especie <i>Chrysopogon zizanioides</i>	101
Tabla 31. Tasa de remediación de cromo (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 1.....	102
Tabla 32. Contenido y tasa de remediación de cromo (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 2.	102
Tabla 33. Factor de bioconcentración (FBC) de cromo en unidades experimentales.	103
Tabla 34. Factor de translocación de Ni de la especie <i>Zinnia elegans</i>	104
Tabla 35. Factor de translocación de la especie <i>Tagetes erecta</i>	105
Tabla 36. Factor de translocación de Ni de la especie <i>Helianthus annuus</i>	107
Tabla 37. Factor de translocación de Ni la especie <i>Chrysopogon zizanioides</i>	108
Tabla 38. Contenido y tasa de remediación de níquel (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 1.....	108
Tabla 39. Contenido y tasa de remediación de níquel (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 2.....	109
Tabla 40. Factor de bioconcentración (FBC) de níquel en unidades experimentales.	110
Tabla 41. Factor de translocación de la especie <i>Zinnia elegans</i>	111
Tabla 42. Factor de translocación de la especie <i>Tagetes erecta</i>	112
Tabla 43. Factor de translocación de la especie <i>Helianthus annuus</i>	113
Tabla 44. Factor de translocación de la especie <i>Chrysopogon zizanioides</i>	114
Tabla 45. Tasa de remediación de hierro (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 1.	115
Tabla 46. Tasa de remediación de hierro (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 2.	115
Tabla 47. Factor de bioconcentración (FBC) de hierro en unidades experimentales.....	116

Tabla 48. Diferencias significativas de EPT en biomasa total de las especies de estudio.	118
Tabla 49. Diseño de siembra del sistema de remediación de níquel con <i>Zinnia elegans</i>	122

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Componentes y factores formadores del suelo.	24
Figura 2. Elementos esenciales.	26
Figura 3. Representación cualitativa de la respuesta de un organismo frente a la dosis de un elemento esencial.....	27
Figura 4. Representación cualitativa de la respuesta de un organismo frente a la dosis de un elemento no esencial.....	27
Figura 5. Trayectoria de incorporación de los contaminantes.....	30
Figura 6. Procesos de fitorremediación.....	33
Figura 7. Estrategias de fitoextracción.....	35
Figura 8. <i>Helianthus annuus</i>	42
Figura 9. <i>Tagetes erecta</i>	43
Figura 10. <i>Chrysopogon zizanioides</i>	45
Figura 11. <i>Zinnia elegans</i>	47
Figura 12. Colindancias del municipio de Atlixco, Puebla.....	56
Figura 13. Orografía e hidrografía del municipio de Atlixco, Puebla.....	56
Figura 14. Climas del municipio de Atlixco, Puebla.....	57
Figura 15. Geología del municipio de Atlixco.....	58
Figura 16. Suelos del municipio de Atlixco.....	58
Figura 17. Colindancias del municipio de Ocoyucan, Puebla.....	60
Figura 18. Orografía e hidrografía del municipio de Ocoyucan, Puebla.....	61
Figura 19. Clima del municipio de Ocoyucan, Puebla.....	62
Figura 20. Geología del municipio de Ocoyucan, Puebla.....	62
Figura 21. Suelos del municipio de Ocoyucan, Puebla.....	63
Figura 22. Localización de la zona agrícola de los municipios de Atlixco y Ocoyucan, Puebla.....	64
Figura 23. Ubicación de la zona de estudio.....	64
Figura 24. Juntas ejidales. a) Emilio Portes Gil, b) San Juan Portezuelo, c) 10 de Abril.	65
Figura 25. Puntos de muestreo de la zona de estudio.....	65
Figura 26. Toma de muestras de suelo. a) Muestreo en zigzag, b) Profundidad, c) Almacenamiento	66
Figura 27. Preparación de muestras de suelo. a) Muestra húmeda, b) Muestra seca por 72 horas, c) Tamizado.....	67
Figura 28. Digestión ácida. a) Pesado de la muestra, b) Muestra digerida, c) Filtrado y envasado.....	68
Figura 29. Ejemplo de la delimitación espacial.....	69
Figura 30. Preparación de muestras de plantas. a) Secado y b) Tamizado.....	71
Figura 31. Análisis de muestras vegetales. a) Peso fresco de <i>Chrysopogon zizanioides</i> a 30 días, b) Elongación de raíz de <i>Chrysopogon zizanioides</i> a 120 días.....	71
Figura 32. M.O vs. pH.....	82
Figura 33. Cr vs. Ni.....	83
Figura 34. Delimitación de la unidad experimental 1 en la parcela EPG03.....	84
Figura 35. Diseño y ubicación de las especies vegetales dentro de la unidad experimental 1.....	84
Figura 36. Unidad experimental 1 (elaboración propia).	84
Figura 37. Delimitación de la unidad experimental 2 en la parcela 10A07.....	85
Figura 38. Diseño y ubicación de las especies vegetales de la unidad experimental 2.....	86

Figura 39. Unidad experimental 2.....	86
Figura 40. Composición porcentual máxima de Pb a 150 días en la especie <i>Zinnia elegans</i>	90
Figura 41. Composición porcentual máxima de Pb a 120 días en la especie <i>Tagetes erecta</i>	91
Figura 42. Composición porcentual máxima de Pb a 150 días en la especie <i>Helianthus annuus</i>	93
Figura 43. Composición porcentual máxima de Pb a 120 días en la especie <i>Chrysopogon zizanioides</i>	94
Figura 44. Composición porcentual máxima de Cr a 120 días en la especie <i>Zinnia elegans</i>	97
Figura 45. Composición porcentual máxima de Cr a 120 días en la especie <i>Tagetes erecta</i>	98
Figura 46. Composición porcentual máxima de Cr a 90 días en la especie <i>Helianthus annuus</i>	100
Figura 47. Composición porcentual máxima de Cr a 150 días en la especie <i>Chrysopogon zizanioides</i> . .	101
Figura 48. Composición porcentual máxima de Ni a 90 días en la especie <i>Zinnia elegans</i>	104
Figura 49. Composición porcentual máxima de Ni a 120 días en la especie <i>Tagetes erecta</i>	105
Figura 50. Composición porcentual máxima de Ni a 120 días en la especie <i>Helianthus annuus</i>	106
Figura 51. Composición porcentual máxima de Ni a 120 días en la especie <i>Chrysopogon zizanioides</i> ...	107
Figura 52. Composición porcentual máxima de Fe a 120 días en la especie <i>Zinnia elegans</i>	111
Figura 53. Composición porcentual máxima de Fe a 120 días en la especie <i>Tagetes erecta</i>	112
Figura 54. Composición porcentual máxima de Fe a 90 días en la especie <i>Helianthus annuus</i>	113
Figura 55. Composición porcentual máxima de Fe a 150 días en la especie <i>Chrysopogon zizanioides</i> . .	114
Figura 56. Biomasa total de <i>Z. elegans</i> - Cr vs. pH suelo <i>Z. elegans</i>	119
Figura 57. Biomasa total <i>C. zizanioides</i> -Pb vs. pH suelo <i>C. zizanioides</i>	120
Figura 58. Biomasa total de <i>H.annuus</i> - Ni vs. pH suelo <i>H. annuus</i>	120

RESUMEN

La intensa actividad industrial junto con accidentes durante el almacenamiento, manipulación, transporte y disposición clandestina e incontrolada de residuos, han producido en el estado de Puebla cantidades de contaminantes difíciles de cuantificar, contribuyendo en gran medida a la alteración del ambiente edafológico, incorporando elementos potencialmente tóxicos en cantidades que el sistema suelo no es capaz de amortiguar siendo perjudiciales para los organismos, propiciando un riesgo latente por bioacumulación en los subsecuentes niveles tróficos a largo plazo. En la presente investigación se llevó a cabo la evaluación inicial de suelos que han permitido la producción de una diversidad de hortalizas en la zona de estudio de la región de Atlixco, Puebla con el fin de determinar los niveles de contaminación existentes, ya que cuando al menos uno de los elementos normados se encuentra por arriba del límite permisible de acuerdo a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, es necesaria la aplicación de técnicas de remediación en el sitio, encontrándose valores ascendentes de $Pb < Cr < Ni < Fe$. El objetivo de esta investigación fue la evaluación del suelo agrícola, tratado a través de la fitoextracción con *Zinnia elegans*, *Chrysopogon zizanioides*, *Tagetes erecta* y *Helianthus annuus*, a través de un diseño completamente aleatorio, se obtuvieron muestras de suelo y plantas correspondientes a 30, 60, 90, 120 y 150 días, respectivamente. Posteriormente se determinó la concentración total de Pb, Cr, Ni y Fe; encontrando su disminución en el suelo a 90, 120 y 150 días de tratamiento determinado a través de la tasa de remediación y confirmado con el factor de bioconcentración. Este estudio indica que la fitoextracción con alguna de estas especies acumuladoras podrá ser utilizada en el futuro para enfoques prácticos en la reducción de elementos potencialmente tóxicos en suelos.

ABSTRACT

The intense industrial activity together with accidents during the storage, handling, transport and clandestine and uncontrolled disposition of waste, have produced in the state of Puebla quantities of contaminants that are difficult to quantify, contributing greatly to the alteration of the soil environment, incorporating elements potentially toxic in quantities that the soil system is not capable of absorbing, being harmful to organisms, propitiating a latent risk by bioaccumulation in the subsequent trophic levels in the long term. In the present investigation, the initial evaluation of soils that allowed the production of a variety of vegetables in the study area of the Atlixco region, Puebla, was carried out in order to determine the existing levels of contamination, since when at least one of the regulated elements is above the permissible limit according to NOM-147-SEMARNAT / SSA1-2004, it is necessary to apply remediation techniques on the site, finding ascending values of Pb < Cr < Ni < Fe. The objective of this research was the evaluation of agricultural soil, treated through phytoextraction with *Zinnia elegans*, *Chrysopogon zizanioides*, *Tagetes erecta* and *Helianthus annuus*, through a completely randomized design, soil and plant samples were obtained corresponding to 30, 60, 90, 120 and 150 days, respectively. Subsequently the total concentration of Pb, Cr, Ni and Fe was determined; finding its decrease in soil at 90, 120 and 150 days of treatment determined through the remediation rate and confirmed with the bioconcentration factor. This study indicates that phytoextraction with some of these accumulating species may be used in the future for practical approaches in the reduction of potentially toxic elements in soils.

I. INTRODUCCIÓN

El suelo constituye la interfaz entre atmósfera, hidrosfera y biosfera, lo que le confiere la capacidad de desempeñar funciones naturales como de uso antropogénico (Coupe, Sallami & Ganjian, 2013). Una de las formas en que el hombre altera el ambiente edafológico es incorporando sustancias químicas en cantidades que el suelo no es capaz de amortiguar, una variedad de estas sustancias se conoce como elementos potencialmente tóxicos (EPTs) que existen de manera natural en el ambiente y debido al desarrollo industrial y urbano incrementan, representando un riesgo latente en la estabilidad de este recurso natural (ICME, 2013).

Los principales problemas de la contaminación del suelo aquejan a países con industrialización rápida que por el acelerado desarrollo económico continúan experimentando nuevos niveles de contaminación. Por ejemplo, en China un 19.4 % de las tierras agrícolas han sido estimadas como contaminadas con cadmio, níquel y arsénico, en Chile país de gran auge industrial ha provocado impactos por manejo inadecuado de residuos provocando el aumento de un 21.5 % de plomo, cadmio y mercurio en suelos agrícolas (UNEP, 2014).

En México en el estado de Sonora el 12.3 % de los suelos agrícolas irrigados por el Río Agua Prieta se encuentran contaminados tras descargas de las lagunas de oxidación de la industria textil con presencia de plomo, cromo y níquel, así como descargas de la Central Termoeléctrica de la Comisión Federal de Electricidad que contaminan el ambiente edafológico afectando con arsénico y cadmio (Villalba *et al.*, 2012). En Guanajuato, la empresa Química Central de México liberó 450 mil toneladas de cromo hexavalente en las comunidades Los Pedroza y Las Huertas, generando contaminación del suelo, mantos freáticos y biodiversidad, lo que ocasiono su clausura total (PROFEPA, 2015).

En el estado de Puebla, de las 1 776 toneladas de basura al día que llegan a rellenos sanitarios el 51.3 % son desperdicios inorgánicos donde 0.14 toneladas al día son elementos potencialmente tóxicos que por la fuga de lixiviados llegan al agua y suelo, se reporta que la contaminación del suelo poblano se debe a 3 675 empresas dedicadas al ramo textil, alimentos, químicas, petroquímicas, metalmecánicas y autopartes siendo Tehuacán, Cuautlancingo, San Martín Texmelucan, San Pedro Cholula, San Andrés Cholula, Atlixco y Teziutlán los de mayor contaminación en la entidad (PROFEPA, 2016).

El suelo es un elemento fundamental de nuestro entorno, por tal motivo la contaminación del mismo representa una amenaza para los seres vivos, por lo que se plantea la utilización de tecnologías de remediación en las áreas contaminadas, una de ellas es el uso de especies vegetales y técnicas agronómicas para absorber y concentrar los contaminantes del suelo en su estructura vegetal (Figueroa, 2014).

La Agencia de Protección al Ambiente anuncio que EE.UU es el país que más invierte en descontaminación de suelos por técnicas biológicas e implementación de especies vegetales, estimando 8 mil millones de dólares anuales dedicadas a la recuperación de áreas contaminadas (USEPA, 2012). En Chile, se estima que existen cerca de 870 depósitos de relaves deshidratados debido al clima Mediterráneo semiárido de la zona centro-norte del país, las partículas finas quedaron expuestas a agentes físicos, como viento y lluvia, dispersándolas al entorno, contaminando cursos de agua y suelos con mercurio, donde la implementación de Tuna criolla (*Opuntia ficus-indica*) se ha utilizado como una opción para remediación (Barrios-Guerra, 2013).

En México de todas las tecnologías que ofrecen las 228 empresas autorizadas para remediar suelos contaminados, menos de 40 utiliza métodos biológicos para su tratamiento y recuperación enfocándose principalmente en compuestos orgánicos (SEMARNAT, 2015). Debido a esto en Puebla se han realizado estudios con suelo a nivel invernadero con la utilización de frijol (*Phaseolus vulgaris*), acelga (*Beta vulgaris*) y perejil (*Petroselinum crispum*) para la extracción de plomo y cadmio (Gálvez, 2013). También se ha utilizado el lirio acuático en sedimentos provenientes de la presa Valsequillo, aprovechando la biomasa de la planta para absorber plomo y arsénico (Morales, 2015).

En el estado de Puebla, no se han realizado investigaciones exhaustivas en el campo de la fitoextracción de elementos potencialmente tóxicos, los estudios de factibilidad en nuestro país han sido realizados *ex situ*, que hasta ahora son la base para la investigación e implementación de la fitoextracción *in situ*, representando una alternativa en la rehabilitación de suelos agrícolas contaminados.

II. JUSTIFICACIÓN

El crecimiento industrial ha sido de suma importancia para el desarrollo económico y social en México como a nivel mundial, sin embargo el proceso de industrialización está sometiendo al ambiente a grandes presiones de deterioro, el suelo involucrado en interacciones dinámicas con la atmósfera, litosfera y biosfera, sufre una degradación acelerada y como medio receptivo recibe el impacto del aumento continuo de la población.

La presencia de concentraciones nocivas de elementos potencialmente tóxicos tiene un efecto adverso en los diferentes niveles tróficos. Es así que en México se ha incrementado la implementación de técnicas que procuren la remediación de suelos contaminados. Actualmente, la utilización de tratamientos biológicos ha aumentado; como la aplicación de especies vegetales capaces de absorber, tolerar y acumular altas concentraciones de contaminantes principalmente en la partes áreas, llamada: fitoextracción (Delgadillo *et al.*, 2011); suele tener gran aceptación por parte de los organismos o agencias regulatorias, ya que al tratarse de un proceso natural no modifica sustancialmente la estructura del suelo.

En el estado de Puebla, existe particular atención en la contaminación del suelo de uso agrícola ya que ha aumentado debido a fuentes directas o indirectas como manejo inadecuado de residuos, las descargas sin tratamiento a los ríos de aguas residuales tanto residenciales como de parques industriales que son utilizadas para riego, así como incremento en la polución y deposición de partículas aéreas y malas prácticas agronómicas; deteriorando la calidad del suelo y productos generados de las actividades económicas, poniendo en riesgo la seguridad alimentaria actual y futura de la sociedad poblana.

A través de esta investigación se busca proporcionar un panorama general de la utilización de la tecnología de fitoextracción con diversas especies vegetales y su implementación en suelos agrícolas como medida de regulación de elementos potencialmente tóxicos a largo plazo en comunidades de la región de Atlixco, Puebla.

III. ANTECEDENTES

3.1 Suelo

El suelo se define como la materia, no consolidada, compuesta por partículas inorgánicas, materia orgánica, agua, aire y organismos (Rowell, 2014). Es un sistema vivo que cubre la corteza terrestre y de manera natural está continuamente en formación por la desintegración de rocas adyacentes.

El suelo no guarda una condición estática, sino que por efecto de factores como: clima, organismos, material parental, tiempo y relieve (Figura 1) está sujeto a procesos físicos, químicos y biológicos (Paul, 2014); que lo transforman permanentemente y forma parte de los recursos naturales que son esenciales para el sostenimiento de los ecosistemas y el desarrollo de las actividades mediante las cuales los seres humanos se proveen de elementos primordiales para la vida.

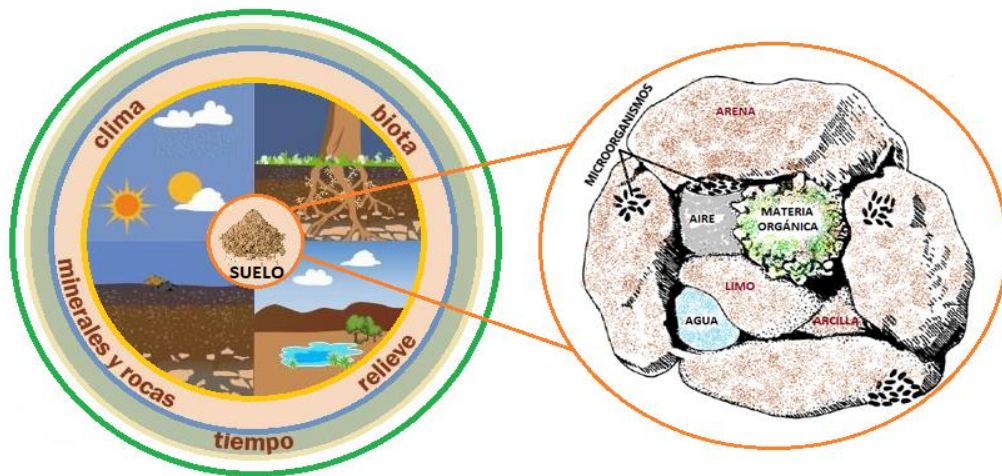


Figura 1. Componentes y factores formadores del suelo (adaptado de Batista & Graff, 2004).

3.2 Funciones del suelo

Este bien natural, es importante al formar parte de los ecosistemas, contribuye de manera sustancial a la provisión de soporte de microambientes para las bacterias, protozoarios, artrópodos y nematodos que están involucrados en el reciclaje de la materia orgánica y en la continuidad de los principales ciclos biogeoquímicos. En el suelo se fija el nitrógeno atmosférico utilizado por las plantas y también es uno de los principales reservorios de carbono en los ecosistemas terrestres. Los suelos contienen mucho más carbono que el contenido en la vegetación y dos veces más el encontrado en la atmósfera (FAO, 2015). Además del suelo se obtiene la producción de biomasa

vegetal para el consumo humano y animal y otras actividades productivas; genes o información genética utilizados en el desarrollo biotecnológico, en el control de los patógenos o para promover el crecimiento vegetal. También se encuentran materiales de construcción como arenas, gravas y arcillas, y otros materiales como piedras y metales preciosos.

El suelo sirve de sostén físico de la infraestructura terrestre utilizada o construida por las sociedades humanas, como son las estructuras de uso industrial, doméstico, recreación y demás actividades socioeconómicas (López, 2016). Igualmente representa el sitio de resguardo de vestigios antropológicos y arqueológicos que permiten la reconstrucción y preservación de la historia de la humanidad. Asimismo, interviene en la regulación climática por la capacidad de infiltración y evaporación de agua, por la absorción de la radiación solar que produce el calentamiento de la atmósfera (Loaiza, 2011). También tiene la capacidad de amortiguamiento al filtrar, estabilizar o retener contaminantes como elementos potencialmente tóxicos que pudieran llegar a las aguas subterráneas o afectar las redes tróficas de los ecosistemas terrestres y acuáticos, donde se pueden degradar a través de la actividad microbiana y especies vegetales con las interacciones químicas entre las partículas de arcilla y materia orgánica (Schimel & Chadwick, 2013). El suelo es la base para la producción de alimentos, piensos, combustibles y fibras. Sin embargo, pese a que es un recurso natural muy valioso, a menudo no se le presta la debida atención. La superficie natural de suelos productivos es limitada y se encuentra sometida a una creciente presión debido a la intensificación y el uso competitivo que caracteriza el aprovechamiento de los suelos con fines forestales, pastorales, de urbanización y agrícolas.

Es así que la condición de constante formación del suelo, hace que se pueda considerar al suelo como un recurso natural renovable, lo cual significa que tiene la capacidad de restaurarse mediante procesos naturales, sin embargo para satisfacer la demanda de producción de alimentos, energía y extracción de materias primas de la creciente población del mundo y el país, el suelo es un recurso natural no renovable ya que la tasa de formación del suelo se encuentra a una velocidad inferior a las actividades que lo consumen, una de ellas es la contaminación, convirtiéndolo en un recurso finito y que por tanto, puede agotarse.

3.3 Contaminación del suelo por elementos potencialmente tóxicos

3.3.1 Elementos potencialmente tóxicos

En términos generales los elementos potencialmente tóxicos (EPTs), se refieren a los elementos esenciales y no esenciales para la vida, que pueden generar síntomas de toxicidad e inhibición en el crecimiento de los organismos.

De acuerdo a García & García (2013) los elementos esenciales se clasifican según su abundancia en macroelementos, microelementos (elementos traza) y oligoelementos (ultratraza) (Figura 2), mientras que los elementos no esenciales son aquellos que se encuentran sin función biológica conocida en los organismos:

- **Macroelementos:** son los elementos mayoritarios de la materia viva, constituyen el 95.0 % de la biomasa total. Sin embargo aun cuando estos elementos no representan una amenaza, sus derivados o compuestos generados pueden serlo.
- **Microelementos o traza:** los encontramos formando parte de todos los seres vivos, y en una proporción del 4.5 %.
- **Oligoelementos o ultratraza:** se denominan así al conjunto de elementos químicos que están presentes en los organismos en forma vestigial, pero que son indispensables para el desarrollo armónico del organismo.

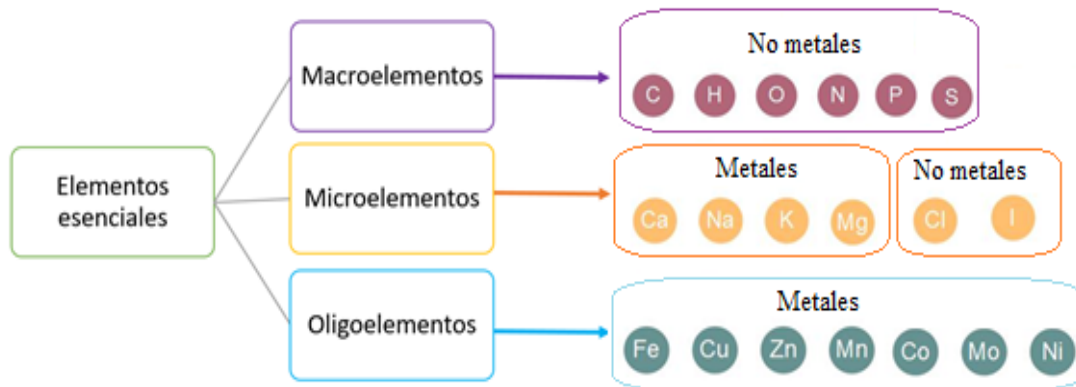


Figura 2. Elementos esenciales (elaboración propia).

Para que un elemento se considere esencial para el organismo, este debe cumplir las siguientes condiciones:

- La ingesta del elemento en concentraciones adecuadas es necesario para no provocar deficiencias funcionales.
- El elemento debe estar presente en el organismo porque por medio de él completa su ciclo vital.
- El elemento influye directamente en el organismo y está involucrado en sus procesos metabólicos.
- El efecto de dicho elemento no puede ser reemplazado por ningún otro elemento.

Cualquier elemento, sea esencial o no (Figura 3 y 4), puede ser tóxico a partir de un determinado rango de concentraciones, considerado óptimo para cada organismo (Berdanier *et al.*, 2010).

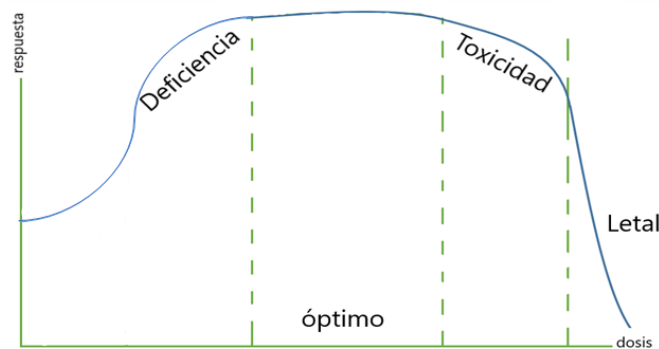


Figura 3. Representación cualitativa de la respuesta de un organismo frente a la dosis de un elemento esencial (Berdanier *et al.*, 2010).

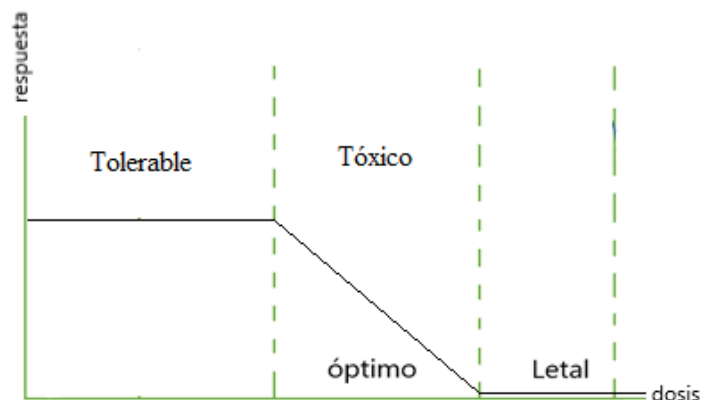


Figura 4. Representación cualitativa de la respuesta de un organismo frente a la dosis de un elemento no esencial (Berdanier *et al.*, 2010).

3.3.2 Origen de la contaminación del suelo por EPTs

Las formas de contaminación de un suelo pueden ser de origen natural o antropogénico. Los primeros pueden ser liberados por meteorización de la propia roca madre en la que se formó el suelo, de la actividad volcánica o del lixiviado de mineralizaciones.

Los elementos potencialmente tóxicos de origen natural en los suelos dependen en gran medida de los distintos tipos de rocas como se observa en la Tabla 1, en rocas sedimentarias hay mayores probabilidades de encontrar mercurio (Hg) que en las ígneas. En granito es más probable encontrar plomo (Pb) que en basalto, así como mayor zinc (Zn) en esquisto que en caliza (Rubio, 2015).

Tabla 1. Concentración natural de EPTs en diferentes tipos de rocas (mg/kg).

Elemento	Roca ígnea		Roca metamórfica	Roca sedimentaria	
	Granito	Basalto	Esquisto	Caliza	Arenisca
Cu	13.00	90.00	39.00	5.50	30.00
Fe	2.70	5.60	4.80	1.70	2.90
Cr	4.00	90.00	90.00	11.00	35.00
Cd	0.09	0.13	0.22	0.03	0.05
Ni	0.50	150.00	68.00	7.00	9.00
Zn	52.00	100.00	120.00	20.00	30.00
Pb	24.00	3.00	23.00	5.70	10.00

(Rubio, 2015).

Las principales fuentes antropogénicas de elementos potencialmente tóxicos en suelos son:

- Minería: la extracción de las menas, el procesado preliminar, la evacuación de los residuos y transporte de los productos procesados. Todas estas operaciones pueden producir una contaminación localizada de EPTs. El polvo originado puede ser depositado en los suelos a muchos kilómetros de distancia. En áreas mineras, las capas superiores de suelos minerales presentan concentraciones elevadas de cobre, níquel, arsénico, selenio, hierro y cadmio.
- Actividades agrícolas: riego, fertilizantes inorgánicos, pesticidas, estiércol y uso de lodos residuales de depuradoras.
- Generación de electricidad y otras actividades industriales. La combustión de carbón es una de las principales fuentes de deposición de metales en suelos. Las centrales térmicas de combustión de petróleo pueden ser fuentes de plomo, níquel y vanadio.

- Actividades industriales: las principales industrias contaminantes son las fábricas de hierro y acero, que emiten metales asociados a las menas de hierro y níquel. La fabricación de baterías produce cantidades considerables de plomo. Las industrias de productos químicos, fármacos, pigmentos y tintes, textiles, etc. En general las áreas altamente industrializadas incluyen As, Cd, Cr, Hg, Fe, Ni, Pb y Zn en sus residuos.

La contaminación del suelo por factores antropogénicos de acuerdo con Cargua (2010) puede realizarse de la siguiente manera:

- Superficial: Deriva de una acumulación de residuos vertidos accidental o voluntariamente sobre el terreno.
- Subterránea: Corresponde con el caso de enterramiento de residuos. Su localización es realmente compleja, teniendo como único indicio aparente el cambio en la textura superficial del terreno.
- Vertido alevoso: Es a menudo coincidente con los subterráneos, derivados de la ilegalidad de dicho vertido. Es una de las formas de contaminación más peligrosas dada la presencia de sustancias tóxicas y peligrosas y del desconocimiento del foco contaminante.
- Vertido no alevoso: Son aquellos en los que el origen de la contaminación es fortuita o por negligencias en la gestión de los contaminantes. Son los casos de fugas de depósitos, accidentes en los que se produce la liberación al medio de sustancias tóxicas.
- Contaminación difusa: Es en la que no existe un foco concreto de contaminación del suelo sino que se manifiesta de forma extensiva. Normalmente son contaminaciones de escasa concentración pero de grandes volúmenes absolutos.
- Contaminación puntual: Es una contaminación localizada con un núcleo emisor desde el que pueden moverse los contaminantes a otros elementos del medio (atmósfera, aguas superficiales y subterráneas).

3.3.3 Efectos de los EPTs en el suelo

Un suelo contaminado es aquel cuyas características físicas, químicas o biológicas han sido alteradas negativamente por la presencia de contaminantes en concentración tal que produzca un riesgo para la atmósfera, el agua y la salud humana (Blasco & Muyo, 2013).

La contaminación del suelo por elementos potencialmente tóxicos ha surgido en gran medida de la incompreensión del hombre sobre el terreno que pisa, provocando consecuencias contraproducentes que lo deterioran cada vez más como:

- Vulnerabilidad y pérdida del poder de autodepuración al haber superado la capacidad de aceptación del suelo;
- Degradación paisajística, disminución, o bien alteración de su biodiversidad;
- Reducción del rendimiento de los cultivos con posibles cambios en la composición de los productos con riesgo para la salud al entrar elementos a la cadena trófica;
- Alteración de las aguas superficiales y freáticas por procesos de transferencia alcanzando concentraciones superiores a las consideradas aceptables; entre otras.
- Perturbación de las actividades económicas debido a su inutilización para tareas productivas.

Por otra parte, los elementos potencialmente tóxicos no pueden ser destruidos ya que no es posible un cambio en la estructura nuclear del elemento, solamente es transformado de un estado de oxidación o complejo orgánico a otro (Amora *et al.*, 2010). Como consecuencia de estos cambios (Figura 5), el metal puede: ser emitido, absorbido o vertido a cualquier compartimento ambiental, ser lixiviado o precipitar, ser ingerido o excretado por la biota acuática y terrestre.

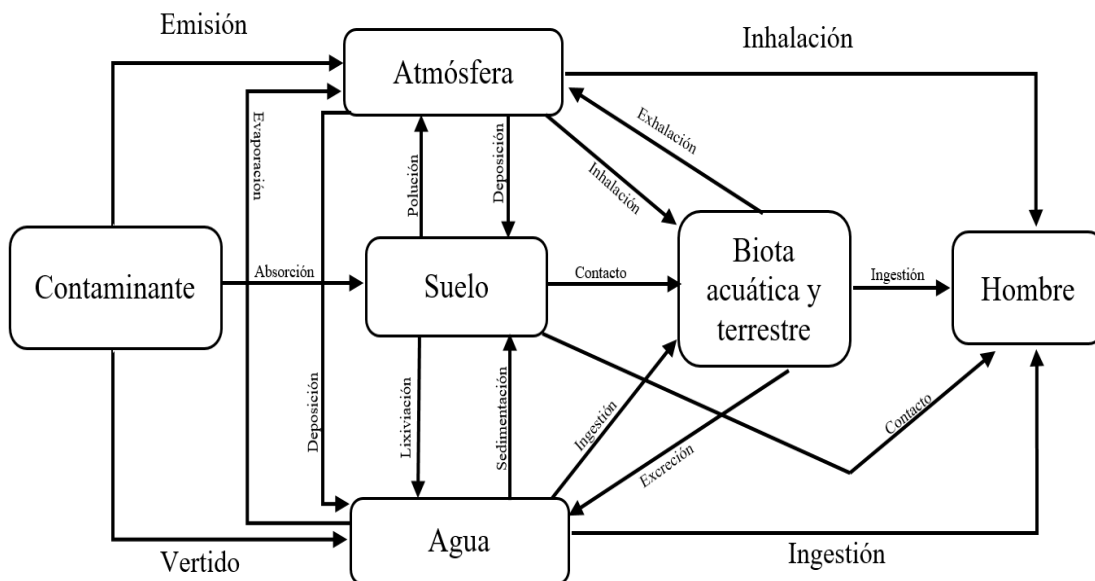


Figura 5. Trayectoria de incorporación de los contaminantes (adaptado de Alloway, 2013).

3.4 Remediación del Suelo

La remediación de suelos contaminados comprende un conjunto de procedimientos que, mediante la contención, retiro o destrucción de las sustancias contaminantes, permite la recuperación total o parcial de las funciones del suelo. El gran número de técnicas existentes puede agruparse en función de sus características de operación o finalidad (LGEEPA, 2015). Así, según el objetivo del tratamiento, un grupo está formado por las tecnologías de inmovilización o contención de los contaminantes, mientras que otro comprende los diferentes tratamientos para eliminarlos, mediante su retiro (lavado, extracción de vapores, arrastre con vapor, etc.) o su transformación (incineración, vitrificación, biodegradación, etc.)

3.4.1 Técnicas y criterios de remediación del suelo

La contaminación de los suelos suele ser un problema global y por ende, se han encontrado biotecnologías para la remediación de los sitios que pueden clasificarse de diferentes maneras, con base en los siguientes principios: estrategia de remediación, lugar en que se realiza el proceso de remediación y tipo de tratamiento.

Para la estrategia de remediación, Moosavi (2013) refiere que existen tres procesos básicos que pueden usarse por separado o en conjunto de acuerdo a la Tabla 2, para remediar la mayoría de los suelos contaminados:

- Destrucción o modificación de los contaminantes. Este tipo de tecnologías busca alterar la estructura química del contaminante.
- Extracción o separación. Los contaminantes se extraen y/o separan del medio contaminado, aprovechando sus propiedades físicas o químicas (volatilización, solubilidad, carga eléctrica).
- Aislamiento o inmovilización del contaminante. Los contaminantes son estabilizados, solidificados o contenidos con el uso de métodos físicos o químicos.

Tabla 2. Clasificación de técnicas de remediación con base en su efecto sobre los contaminantes.

Retención	Confinamiento en celdas, Barreras impermeables, fijación.
Extracción o separación	Lavado con agentes tensoactivos, Extracción de producto libre, extracción de vapores.
Disminución o Destrucción	Biorremediación, fitorremediación, incineración.

(Moosavi, 2013).

Para el lugar de realización del proceso de remediación, se distinguen dos tipos de tecnología: *In situ* que se realiza en el mismo sitio en donde se encuentra la contaminación y *ex situ* donde la realización de este tipo de tecnologías, requiere de excavación, dragado o cualquier otro proceso para remover el suelo contaminado antes de su tratamiento.

Existen diferentes tipos de tratamientos, los tratamientos biológicos que utilizan las actividades metabólicas de ciertos organismos (plantas, hongos, bacterias) para degradar, transformar o remover los contaminantes. Los tratamientos fisicoquímicos que utilizan las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para destruir, separar o contener la contaminación y los tratamientos térmicos que utilizan calor para incrementar la volatilización, quemar, descomponer o inmovilizar los contaminantes en un suelo (Loya, 2013).

Para la elección de una técnica de remediación existen elementos básicos que deben ser tomados en consideración, entre ellos están:

- Comprender la función que desempeña el suelo en el sitio afectado.
- Conocer esencialmente el problema de contaminación con información reciente.
- Identificar la técnica de remediación más apropiada conociendo sus ventajas y desventajas.
- Definir claramente el seguimiento que se le dará al suelo en su remediación.

Los dos primeros puntos están dirigidos básicamente a la caracterización del sitio, la cual se hace de manera cualitativa y cuantitativa, para conocer la magnitud del daño causado por la contaminación, el riesgo que se deriva por efecto de la misma, así como las necesidades de remediación. La práctica de la remediación ha dejado como enseñanza que entre mayores esfuerzos sean dedicados a la caracterización del sitio, mayor conocimiento se tendrá del problema de contaminación y la probabilidad de resolverlo será mayor (LGEEPA, 2015).

La técnica de remediación debe ser tomada en cuenta desde la perspectiva del riesgo y del saneamiento de la zona contaminada debe fundarse en las propiedades biológicas y fisicoquímicas de los suelos, por lo tanto los tratamientos biológicos tienen como sustento favorecer los procesos naturales del suelo y la degradación del contaminante.

3.4.2 Fitorremediación

Los avances tecnológicos para sanear ambientes contaminados por elementos potencialmente tóxicos han conducido al desarrollo de alternativas que se basan en el empleo de organismos vivos para prevenir o restaurar daños provocados por acciones antropogénicas que alteran la estabilidad de los diferentes ecosistemas.

En este sentido, resalta la fitorremediación; esta metodología que consiste en el uso de especies vegetales que debido a su capacidad de absorber, volatizar, tolerar y acumular altas concentraciones de contaminantes permiten la remoción de los mismos; esta práctica se diferencia de otras ya que tiene las características de ser económica, no compleja y limpia ya que no afecta la estructura del suelo. 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 6) y dependiendo de la estrategia de recuperación de acuerdo a la Tabla 3, estos procesos darán lugar a la contención o a la eliminación de los contaminantes (Wiszniewska, 2016).

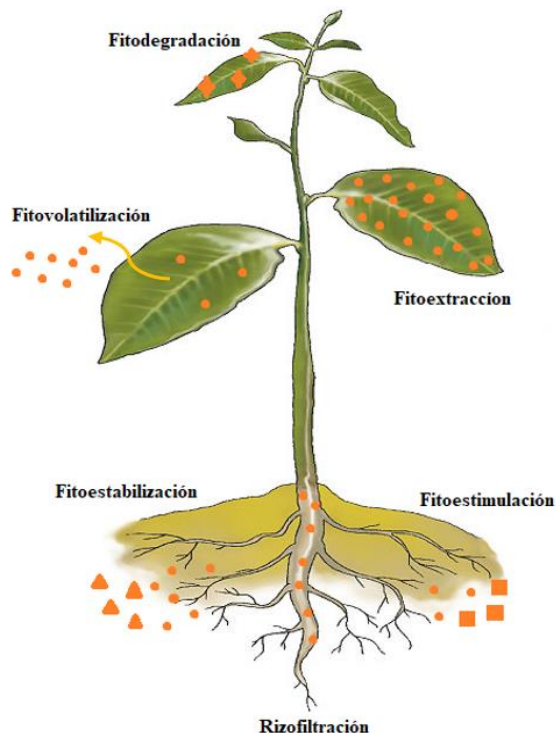


Figura 6. Procesos de fitorremediación (elaboración propia).

Tabla 3. Respuesta de los procesos de fitorremediación.

PROCESO	RESPUESTA	CONTAMINANTE
Fitoextracción	Las plantas concentran principalmente en partes vegetales aéreas.	Cadmio, cromo, cobalto, níquel, plomo, mercurio, selenio, zinc.
Rizofiltración	Las raíces de las plantas absorben, precipitan y concentran a partir de efluentes.	Cobalto, cromo, cobalto, níquel, plomo, mercurio, selenio, zinc, cadmio, isotopos, radiactivos y compuestos fenólicos.
Fitoestabilización	Las plantas toleran y reducen la movilidad a otros medios.	Compuestos fenólicos y compuestos clorados.
Fitoestimulación	Los exudados radiculares promueven el desarrollo de microorganismos degradadores.	Hidrocarburos y poliaromáticos.
Fitovolatilización	Las plantas capturan y modifican y los liberan a la atmosfera por transpiración.	Mercurio, selenio y solventes clorados.
Fitodegradación	Las plantas captan, almacenan y degradan contaminantes a subproductos no tóxicos.	Nitrobenceno, nitrotolueno, atrazina, solventes clorados, pesticidas fosfatados, fenoles y nitrilos.

(Mahar, 2016).

Además, Hashim *et al.* (2011) refieren que las especies utilizadas en la fitorremediación pueden reaccionar de diferentes maneras ante la presencia de elementos potencialmente tóxicos (Figura 7) como:

- Excluseras: mantienen una baja concentración de metales en su parte aérea (metal en la parte aérea < metal en la raíz). Estas especies previenen la entrada de EPTs a otros compartimentos concentrándolos en la raíz, logran esto alterando la permeabilidad de su membrana y la capacidad de retención de la pared celular.
- Indicadoras: la concentración interna del metal refleja su concentración externa, mediante la regulación de la absorción y transporte a la parte aérea (metal en la parte aérea = metal en la raíz). Las especies acumulan en cantidad proporcional a la cantidad de EPTs en el suelo en el que crece. La tolerancia se produce al almacenamiento de compuestos quelados o almacenados en lugares donde no afectan el funcionamiento de la planta.
- Acumuladoras: acumulan en raíces y partes aéreas, tallos, hojas y brotes incluso a bajas concentraciones, gracias a un transporte eficaz desde la raíz (metal en la parte aérea > metal en la raíz).
- Hiperacumuladoras: son capaces de acumular a concentraciones extremadamente elevadas más que las acumuladoras. El término hiperacumuladora fue utilizado por primera vez para referirse a plantas desarrolladas en campo capaces de acumular más de 1 000 mg/kg de Ni de materia seca en algún tejido de su biomasa aérea. De forma general, las plantas hiperacumuladoras

alcanzan concentraciones de metales en hojas entre 10 y 100 veces más concentraciones normales (Brooks *et al.*, 1977). Actualmente se utiliza el término hiperacumuladora de metales para designar plantas que acumulan más de 10 000 mg/kg de Mn y Zn, más de 1 000 mg/kg de Co, Cu, Pb, Ni, As y Se y más de 100 mg/kg en materia seca de Cd. Estas especies se dividen principalmente en dos grupos: las llamadas pseudometalofitas, que crecen tanto en suelos no contaminados como en suelos contaminados; y las metalofitas, que crecen solo en suelos contaminados con metales y/o naturalmente ricos en ellos (Sepúlveda & Tapia, 2012).

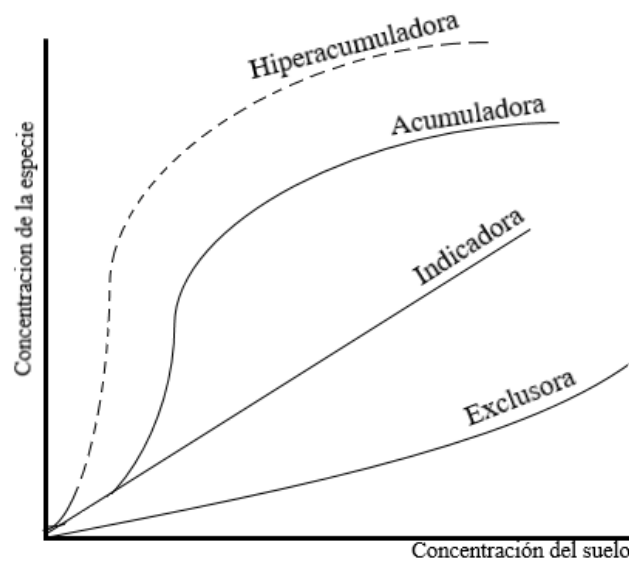


Figura 7. Estrategias de fitoextracción (Alford *et al.*, 2010).

El éxito de cualquier estrategia de fitorremediación dependerá de la identificación de especies de plantas adecuadas, que se desarrollen en altas concentraciones de contaminantes, utilizando prácticas agronómicas comunes que buscan acercar al estado óptimo el recurso contaminado. Estas estrategias presentan ventajas ya que pueden realizarse *in situ*, son de bajo coste. En el suelo actúan positivamente mejorando las propiedades físicas y químicas, y son ambientalmente aceptables, debido a que se basan en la formación de una cubierta vegetal.

3.5 Fitoextracción de EPTs

La fitoextracción es una tecnología o proceso de fitorremediación que se basa en la concentración y traslocación, a través de las raíces, de contaminantes presentes en el suelo hacia diferentes partes cultivables de la planta, dando como resultado la remediación del sitio. La Fitoextracción de elementos potencialmente tóxicos del suelo es, hasta la fecha, uno de los campos con gran inquietud de avances científicos y tecnológicos.

Mench (2010) refiere que existen dos estrategias básicas en este proceso:

- La fitoextracción asistida por quelantes que se realiza a través de la adición de agentes quelantes el suelo para incrementar la solubilidad favoreciendo la acumulación de EPTs en partes cultivables de una planta.
- La fitoextracción continua de largo plazo que se basa en procesos fisiológicos naturales especializados que permiten la acumulación de metales durante todo el ciclo de crecimiento, la velocidad de remoción de un contaminante dependerá de la biomasa reunida durante la cosecha, del número de cosechas por año y de la concentración del metal en la biomasa cosechada.

La fitoextracción tiene la ventaja de utilizar especies vegetales como depuradoras de suelos empleando tan solo la energía solar reduciendo el costo comparado con otros métodos de remediación, el tratamiento es realizado *in situ*, es un método apropiado para descontaminar superficies amplias o para finalizar sitios de áreas restringidas en plazos largos, al generarse menor residuo secundario es una tecnología de gran aceptación pública.

Las limitaciones se deben a las características de las especies vegetales utilizadas como la capacidad de la especie para acumular grandes cantidades de EPTs en sus tejidos cultivables y de la capacidad para producir grandes cantidades de biomasa en corto tiempo. También el proceso se limita a la profundidad de elongación de las raíces y el tiempo del proceso puede ser muy prolongado.

3.5.1 Factores que influyen en la fitoextracción de EPTs

Una vez en el suelo, los elementos pueden quedar retenidos por procesos de adsorción y de precipitación en el mismo, pero también pueden ser movilizados y distribuidos lentamente en la solución del suelo mediante diferentes mecanismos biológicos y químicos y pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas. La movilidad de los elementos en suelos es de suma importancia en cuanto a su disponibilidad y su potencial para lixiviarse de los horizontes del suelo o pasar a la atmosfera por volatilización y moverse a las aguas superficiales y subterráneas independientemente de si su origen es natural o antrópico.

Martínez (2015) afirma que algunos de los factores por los cuales los EPTs en los suelos contaminados pueden ser movilizados son:

- Temperatura: puede afectar propiedades del contaminante así como la velocidad del proceso de fitoextracción, ya que la velocidad de las reacciones enzimáticas dependen de ésta.
- Humedad: puede afectar el proceso de fitoextracción debido a que, en general, aunque todos los microorganismos necesitan agua para subsistir, debe existir un balance, ya que si el contenido de agua es muy bajo, la actividad microbiana se detiene, y si es muy alto, disminuye el intercambio gaseoso a través del suelo.
- Tipo de suelo: la capacidad de retención de agua de un suelo varía en función de las fracciones orgánicas y minerales. Asimismo, a mayor tamaño de partícula en la fracción mineral, la permeabilidad y la aireación son mayores.
- pH: afecta la solubilidad y disponibilidad de macro y micronutrientes, la movilidad y reactividad de metales. Generalmente, los metales son móviles a pH ácidos, en forma de especies iónicas libres o como metales solubles; a pH alcalinos forman carbonatos o fosfatos insolubles. La actividad y crecimiento microbianos son fuertemente afectados por el pH la mayoría tienen un rango óptimo de 6.5 a 8.5.
- Permeabilidad: se refiere a la facilidad o dificultad con la que un líquido puede fluir a través de un medio permeable. La permeabilidad de un suelo es uno de los factores que controla la efectividad de tecnologías *in situ*. En general, una baja permeabilidad en el suelo disminuye la efectividad de la mayoría de las tecnologías de remediación.
- Toxicidad: es el factor clave para decidir la remediación de un sitio. La toxicidad del contaminante a un suelo implica, entre muchos otros problemas, que son generalmente resistentes a la biodegradación.
- Concentración: la concentración de un compuesto en un suelo es un factor de gran importancia para definir el uso de una tecnología de remediación en particular.
- Solubilidad: es la cantidad de un elemento o compuesto que puede disolverse en agua. Los compuestos químicos difieren significativamente entre sí en cuanto a su solubilidad en agua. En general, ésta disminuye al aumentar el tamaño de la molécula y los compuestos polares son más solubles que los no polares. Mientras mayor es la solubilidad de un compuesto, mayor es su biodisponibilidad.
- Sorción: La sorción de un químico a la matriz sólida del suelo afecta su solubilidad y su biodisponibilidad. La sorción incluye la adsorción (retención superficial) y la absorción (captación hacia el interior de la matriz). Los cationes generalmente son sorbidos en sitios de intercambio catiónico en minerales arcillosos o superficies húmicas, mientras que los

compuestos aniónicos y no iónicos quedan sorbidos en la materia orgánica. La sorción de un contaminante a las partículas del suelo puede no sólo provocar la falta de biodisponibilidad, sino también dificultar su extracción química.

- Volatilidad: es la tendencia de un compuesto o un elemento para moverse de una fase líquida o sólida a una gaseosa. Entre los metales, el mercurio (Hg) y el selenio (Se) tienen formas volátiles.
- Polaridad y carga iónica: los compuestos no polares tienden a ser hidrofóbicos y se concentran en la materia orgánica del suelo. Los compuestos no polares generalmente tienen menor movilidad en el suelo que los polares. La carga iónica determina la capacidad de un compuesto para su adsorción en un sólido, a través de la competencia por los sitios de adsorción y formación de complejos solubles e insolubles.
- Potencial Redox: mide la oxidación relativa de una solución acuosa y normalmente se encuentra controlado por el contenido de humedad del suelo. En ambientes anaerobios reducidos, los metales precipitan debido a la presencia de iones ferrosos y carbonatos; en cambio, bajo condiciones oxidantes, los metales se hacen más solubles.

3.5.2 Especies vegetales en la fitoextracción de EPTs

Una especie vegetal fitoextractora es capaz de crecer en suelos a concentraciones que resultan tóxicas incluso para especies cercanamente emparentadas. La sensibilidad de las especies vegetales a los EPTs, varía considerablemente a través de factores genéticos y fisiológicos evolucionando en más de 400 especies de plantas, repartidas en 45 familias botánicas. Entre las familias dominantes se encuentran: Asteraceae, Brassicaceae, Phyllanthaceae, Fabaceae, Convolvulaceae, Cyperaceae, Cunouniaceae, Flacourtiaceae, Lamiaceae, Poaceae, Violaceae y Europhobiaceae. De estas familias, Brassicaceae tiene el mayor número de taxones (11 géneros y 87 especies) con capacidad de acumulación (Sarma, 2011) pueden observarse algunos ejemplos en la Tabla 4.

Por otro lado, los pastos son el género más adecuado para la fitoextracción por su hábitat de crecimiento, producción de biomasa y adaptabilidad a una variedad de condiciones edáficas y climáticas. Así como especies de musgos (Briofitas) y helechos (Pteridofitas) con capacidad de crecer en sustratos ricos en metales y metaloides (Krämer, 2010).

Tabla 4. Ejemplos de especies vegetales y su potencial de acumulación.

Elemento	Especie	Familia	Concentración foliar máxima (mg/kg) en base seca
Zinc	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Brassicaceae	39 600
Níquel	<i>Phyllanthus serpentinus</i>	Phyllanthaceae	38 100
Selenio	<i>Astragalus racemosus</i>	Fabaceae	14 900
Cobre	<i>Ipomea alpina</i>	Convolvulaceae	12 300
Cobalto	<i>Haumaniastrum robertii</i>	Lamiaceae	10 200

(Bech *et al.*, 2012)

3.5.3 Mecanismos de las especies vegetales en la fitoextracción de EPTs

Las especies fitoextractoras realizan, de acuerdo a Rascio (2011) los siguientes mecanismos de acción en la remediación de suelos contaminados por elementos potencialmente tóxicos:

- Implica el transporte de los EPTs 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 metales pesados, creando un equilibrio dinámico que facilita la entrada hacia el interior celular, ya sea por vía apoplástica (circulan por el interior de la raíz a través de las paredes celulares y de los espacios intercelulares) o vía simplástica (circulan por el interior de la raíz, hasta los vasos leñosos, a través del citoplasma).
- Una vez dentro de la planta, 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. Las fitoquelatinas son ligandos de alta afinidad que tienen como sustrato al glutatión. Están constituidas básicamente por tres aminoácidos: ácido glutámico, cisteína y glicina, unidos por enlaces peptídicos. Las metalotioneinas son polipéptidos de unos 70-75 aminoácidos con un alto contenido en cisteína, aminoácido capaz de formar complejos con cationes mediante el grupo sulfidrilo. Tienen una marcada afinidad por las formas iónicas de Zn, Cd, Hg y Cu.
- Posteriormente se realiza la compartimentalización y detoxificación, proceso por el cual, el complejo ligando-metal queda retenido en la vacuola.

3.6 Estudios recientes sobre la fitoextracción

La fitoextracción es una técnica que utiliza la capacidad que poseen ciertas plantas para acumular elementos potencialmente tóxicos, siendo una tecnología naciente que explota las capacidades metabólicas de las plantas (Jara-Peña *et al.*, 2014); proporcionando un medio seguro para paliar áreas contaminadas sin afectar la estructura del suelo, pues evita la erosión del mismo.

En estudios recientes se ha demostrado que la fitoextracción es una solución prometedora para la limpieza de sitios contaminados por inorgánicos en combinación con determinadas enmiendas y prácticas agronómicas para reducir la toxicidad de los elementos potencialmente tóxicos (Vargas, 2013); aunque también, se utiliza para remover, transferir, estabilizar, descomponer y/o degradar contaminantes de sedimentos y agua, como hidrocarburos (Yáñez, 2012).

3.6.1 Panorama Internacional

A nivel mundial la fitoextracción se ha retomado últimamente, es el caso de Ecuador donde se realizaron estudios que demostraron la capacidad remediadora de *Raphanus Sativus* que fue sometido a diferentes concentraciones de cromo, se concluyó que el crecimiento del tubérculo no se veía afectado por la alta concentración, obteniendo el 35 % de absorción en 5 semanas (Montes, 2014). Esta especie tendrá efectos positivos en la mejora de la calidad del suelo, por la presencia de contaminantes provenientes de actividades industriales y mineras.

En Cuba se realizaron muestreos de la especie *Cynodon nlemfuensis Vanderhyst* que crece cerca de los vertimientos de los desechos de la producción de cerámica, se encontró la presencia de Pb, a nivel tallo y hojas de 1 388 y 2 518 mg/kg en base seca respectivamente. Tomando en cuenta que es una especie adaptada a sitios contaminados se ha implementado para fitoextracción (Regalado, *et al.*, 2014).

En México las investigaciones se han enfocado al proceso de fitoextracción partiendo de la utilización de plantas nativas de los géneros *Thypha*, *Crassipes*, *Acaccia*, *Amaranthus*, *Prosopis* y *Helianthus*, siendo los más estudiados por su gran adaptación a medios contaminados por mercurio, arsénico, plomo y cromo (Covarrubias & Peña, 2017).

3.6.2 Panorama Nacional

En nuestro país en el estado de Coahuila, se ha incursionado en el estudio de *Lolium perenne* en remediación de suelos salino-sódicos contaminados por actividades metalúrgicas con concentraciones mayores a 7 000 mg kg⁻¹ reduciendo su valor a 3 700 mg kg⁻¹ en 60 días de tratamiento con esta especie (Ruiz, 2013).

En el estado de Guanajuato, la utilización de *Acacia farnesiana* en el estudio del tratamiento con 25 % de suelo y 75 % de jales mineros que contienen As, Pb, Cu y Zn en concentraciones de hasta 12 485, 8 760, 1 400 y 6 668 mg/kg; la especie pudo desarrollarse eficazmente (Ramírez & Jimenez, 2015); también es una especie dominante y con mayor capacidad de acumulación a nivel tallo y hojas, lo que la hace potencial para la remediación y revegetación en zonas contaminadas (Noriega-Luna *et al.*, 2016).

En la ciudad de México, en cultivos de *Capsicum annuum* se encontró Zn a nivel tallo mayor a 1 000 mg/kg, así como Pb y Cu a nivel raíz. Esta especie se ha adaptado a estos suelos lo que le confiere una posibilidad de ser utilizada para fitoextracción (Castro, 2016).

3.6.3 Panorama Regional

A nivel regional la fitoextracción va en aumento pues la utilización de *Eichhornia crassipes* de la familia Pontederiaceae. Redujo los efectos del suelo agrícola contaminado con aceite residual de vehículos de la ciudad de Puebla, se observó, que ha sido degradador de aceite residual, con un 90 % de remoción en 5 días (Velasco, s.f). Se mostró que la eficacia de esta especie demuestra la acción potencial de remediación.

También se ha revelado que la especie *Phaseolus vulgaris* puede reducir la concentración hasta en un 53 % de plomo y un 31 % de cadmio en suelo a nivel invernadero siendo una alternativa en la remediación de suelos agrícolas contaminados del estado de Puebla (Gálvez, 2013).

Es así que el uso de la fitoextracción debe considerarse como una tecnología eficiente, que puede requerir de varios ciclos de cultivo para reducir la concentración de los contaminantes a niveles aceptables, el tiempo que tarda en hacer su efecto dependerá de los factores de cada lugar, la clase de contaminantes, la cantidad, y el tipo de planta que se utilice (Ali, 2013).

3.7 Especies vegetales de estudio

3.7.1 *Helianthus annuus*



Figura 8. *Helianthus annuus* (elaboración propia).

3.7.1.1 Origen

Helianthus annuus, llamado comúnmente girasol. Pertenece al reino: Plantae, división: Magnoliophyta, clase: Magnoliopsida, orden: Asterales, familia: Asteraceae, originaria del norte México y suroeste de E.U.A. cultivada como alimenticia, oleaginosa y ornamental en todo el mundo.

3.7.1.2 Características

Es una planta herbácea anual (como lo indica su nombre específico latín: *annuus*) que pueden medir tres metros de alto. Los tallos son generalmente erectos e hispídos. La mayoría de las hojas son caulinares, alternas, pecioladas, con base cordiforme y bordes aserrados. La cara inferior es usualmente más o menos hispida, a veces glandulosa y la superior glabra. El involucreo es hemisférico o anchado y mide 15 a 40 mm y hasta más de 20 cm. Las brácteas involucrales en número más de 20, ovaladas a lanceoladas brutalmente estrechadas en el ápice nerviado longitudinalmente, con el borde generalmente hispido o hirsuto, al igual que sus caras exteriores, raramente son glabras. Receptáculo con escamas centimétricas tridentadas, con el diente mediano más grande y la punta hirsuta. Las lígulas, de color amarillo a anaranjado hasta rojas, miden 2.5 a 5 cm; los flósculos, de 150 hasta 1 000, del mismo color con los estambres pardos-rojizos. Los frutos son aquenios ovalados, algo truncados en la base, de 3 a 15 mm de largo, glabros o casi, estriados por finísimos surcos verticales, de color oscuro, generalmente casi negras aunque pueden

ser también blanquecinas, rojizas, de color miel o bien moteados o con bandas longitudinales más claras. El vilano consiste en dos escamas lanceoladas de 2 a 3.5 mm acompañadas, o no, de hasta cuatro escamitas obtusas de 0.5 a 1 mm, todas tempranamente caedizas. Su propagación es por semilla (CONABIO, 2016).

3.7.1.3 Usos

Hay dos tipos de girasoles: oleaginosos y ornamentales. El girasol contiene hasta un 40 % de aceite en su fruto, aceite que se utiliza para cocinar, y también para producir biodiesel. El aceite de girasol virgen obtenido del prensado de las pipas, aunque no posee las cualidades del aceite de oliva, sí posee una cantidad cuatro veces mayor de vitamina E natural que este. Los tallos contienen una fibra que puede ser usada en la elaboración del papel, y las hojas sirven también de alimento para el ganado, las semillas son de consumo animal y humano (Santos, 2012).

3.7.1.4 Aplicaciones en la fitoextracción

Es una especie ampliamente reconocida internacionalmente como fitorremediadora y en la cual se han desarrollado diversos estudios que definen su alta capacidad de extraer metales del suelo, ya que estas plantas no son fácilmente afectadas por los contaminantes. Utilizada a nivel experimental en la fitoextracción de Cr, Cd, Zn, Pb y elementos radiactivos a nivel tallo y hojas (Dubchak *et al.*, 2010). También se ha reportado como acumuladora de As, Bi, Cu, Mn, Sb y Ti a nivel tallo y raíz (Niu *et al.*, 2012). En nuestro país se han realizado estudios a nivel invernadero con esta especie en suelo con la adición de lombricomposta, se obtuvieron efectos positivos en la acumulación de plomo en biomasa total, considerando a esta especie eficaz en la fitoextracción (Narvaez, 2010).

3.7.2 *Tagetes erecta*



Figura 9. *Tagetes erecta* (elaboración propia).

3.7.2.1 Origen

Tagetes erecta, conocida en México como cempasúchil, del náhuatl *cempōhualxōchitl* (*cempohuali* = veinte y *xochitl* = flor). Pertenece al reino: Plantae, división: Magnoliophyta, Clase: Magnoliopsida, orden: Asterales, familia: Asteraceae, nativa de México, donde se encuentra en estado silvestre principalmente en los estados de Chiapas, Estado de México, Morelos, Puebla, San Luis Potosí, Sinaloa, Tlaxcala, Oaxaca, Jalisco y Veracruz.

3.7.2.2 Características

Planta anual erecta de raíz fibrosa cuya altura oscila entre 30 hasta 110 cm, con tallo estriado, a veces acostillado, glabro o pubescente. Sus hojas son opuestas en la parte inferior, alternas en la parte superior; de hasta 20 cm de largo, pinnadas, lanceolados, de hasta 5 cm de largo y 1.5 cm de ancho, agudos a acuminados, aserrados a subenteros, los inferiores de cada hoja frecuentemente setiformes, los superiores reducidos, con glándulas redondas y abundantes, la cabezuela con involucreo campanulado, de 13 a 20 mm de alto y 9 a 25 mm de ancho, con 5 a 11 brácteas, glabras y de ápices triangulares, con dos hileras de glándulas. Las flores son liguladas, amarillas a rojas, sus láminas oblanceoladas a obovadas de 1 a 2 cm de largo. Las flores del disco de 150 a 250 en las cabezuelas sencillas, en las dobles muestran diferentes grados de transformación en lígulas, corolas amarillas a anaranjadas, de 8 a 10 mm de largo. La flor compuesta es muy aromática. Posee un largo periodo de floración que se extiende durante todo el verano y el otoño. Se reproduce fácilmente por semillas. Las semillas son ipselas sueltas, finamente estriadas longitudinalmente y con el vilano de 2 tipos de escamas: 1-2 largas y escabridas en su mitad superior y otras 2 a 4 más cortas parcialmente soldadas entre sí y solo dentadas apicalmente (CONABIO, 2016).

3.7.2.3 Usos

Es ampliamente cultivada y existen muchos cultivares usados en jardinería como planta ornamental. En México se utiliza en las festividades del Día de Muertos, para decorar altares y tumbas; de allí el nombre "flor de muertos". Sin embargo, desde la antigüedad es utilizada también con fines alimenticios y medicinales. En agricultura se usa para repeler los nematodos, y es eficaz especialmente contra la especie *Pratylenchus penetrans*, que ataca algunos cultivos, como el tomate. Además, se utiliza para probar y crear nuevos abonos naturales y artificiales debido a su alta estabilidad (Lim, 2014).

3.7.2.4 Aplicaciones en la fitoextracción

Esta especie se ha estudiado a nivel internacional en invernaderos sometida a diferentes concentraciones de ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) obteniendo mayor potencial de acumulación de Zn en la biomasa total y en menor medida de Cu, Pb y Cd sin presentar efectos fitotóxicos (Sinha *et al.*, 2010). También se demostró que tiene una mayor eficiencia de absorción de Cr y Cu en biomasa total que la mostaza de India, pueden usarse apropiadamente para tratar suelos y sedimentos contaminados (Choudhury *et al.*, 2016). La habilidad observada de esta especie en nuestro país fue realizada a nivel invernadero con la colocación de semillas de *Tagetes erecta* para emerger e iniciar su crecimiento en suelos contaminados con níquel sin alteraciones fitotóxicas, se sugiere su uso para disminuir los riegos ambientales de un suelo libre de vegetación y embellecer el entorno de zonas mineras reduciendo sus contaminantes (Rodríguez-Elizalde *et al.*, 2010).

3.7.3 *Chrysopogon zizanioides*



Figura 10. *Chrysopogon zizanioides* (elaboración propia).

3.7.3.1 Origen

Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*, anteriormente clasificada como *Vetiveria zizanioides*) es una planta perenne que pertenece al reino: Plantae, división: Magnoliophyta, clase: Liliopsida, orden: Poales, familia: Poaceae (gramíneas), nativa de la India. El nombre de Vetiver es originario del idioma tamil.

3.7.3.2 Características

El vetiver puede crecer hasta 1.5 metros, sus tallos son altos, las hojas son largas, delgadas y rígidas. A diferencia de la mayoría de las gramíneas, las raíces del vetiver crecen masivamente de manera vertical y alcanzan una profundidad de hasta 4 metros. Sus hojas de 30 a 60 cm de largo, lineales o lineal-lanceolados, vainas de hasta 30 cm de largo, carenadas. Lígulas membranosas y panículas de 15 a 37 cm de largo de forma piramidal. Sus semillas no son fértiles, por lo cual es una planta ecológicamente segura. El vetiver está estrechamente relacionado con otras gramíneas fragantes como el *Cymbopogon* (*Cymbopogon citratus*) y la citronella (*Cymbopogon nardus*) (CONABIO, 2016).

3.7.3.3 Usos

Dentro de los principales usos esta la estabilización de taludes ya que en los últimos años, se ha convertido en una herramienta confiable, experiencias en diversos países con climatologías y suelos distintos han comprobado su eficacia en esta materia, se considera la alternativa más moderna y ecológica para este fin, también es usado en el control de la erosión ya que muchos aspectos del vetiver lo convierten en un excelente recurso como barrera viva (Hellin, 2015). Así como en el tratamiento de aguas y suelos contaminados, diversas pruebas han demostrado un alto poder descontaminante y está siendo usada en fitorremediación (Vargas *et al.*, 2013). También se encuentran registros en la literatura tamil de usos del Vetiver con propósitos medicinales y en la producción de esencias (Juárez-Rosete *et al.*, 2013).

3.7.3.4 Aplicaciones en la fitoextracción

Los análisis realizados a nivel internacional para la desintoxicación y fitoextracción de suelos contaminados han demostrado que esta especie es capaz de rehabilitar suelos con altas concentraciones de EPTs por deposición de partículas procedentes de centrales térmicas así como la disminución de la genotoxicidad de los contaminantes (Ghosh *et al.*, 2015). La alta biomasa, el sistema radicular generalizado y la tolerancia ambiental hacen de esta planta una opción atractiva para la remediación de suelos contaminados con niveles moderados de arsénico (Datta *et al.*, 2011). Vetiver preferentemente acumula Pb y Cd en las raíces que los brotes y una alta capacidad de captación de Zn en brotes en 7 días de tratamiento (Aksorn & Chitsomboon, 2013). En nuestro país la implementación de esta especie en procesos de fitoextracción se ha dado a nivel invernadero en fase simbiótica con el hongo *Glomus intrarradices* mostrando la mayor acumulación de Pb en las

raíces (Alvarado *et al.*, 2011); se encontró influencia de Fe y Zn en la captación de Cd y Pb encontrándose a nivel raíz y hojas (Rodríguez, 2015). Comúnmente es conocida por su eficacia como barrera para el control de la erosión, por tolerar condiciones extremas en suelos y por producir una gran cantidad de biomasa incluso en zonas contaminadas (Muñoz *et al.*, 2014).

3.7.4 *Zinnia elegans*



Figura 11. *Zinnia elegans* (elaboración propia).

3.7.4.1 Origen

Zinnia es una planta anual erecta y perenne del reino: Plantae, división: Magnoliophyta, clase: Magnoliopsida, orden: Asterales, familia: Asteraceae, originalmente de praderas secas de un área que se extiende del sudoeste americano a Suramérica, pero sobre todo nativa del centro de México, notable por sus flores solitarias que vienen en una variedad de colores brillantes.

3.7.4.2 Características

Puede tener un tamaño de hasta 1 a 2 m de alto, tiene un tallo ramificado, hacia la base con pelillos erguidos e inflados y hacia el ápice con pelillos recostados. Las hojas son opuestas, sésiles, de hasta 10 cm de largo y 5 cm de ancho, de oblongas a más o menos triangulares, a veces puntiagudas, con el margen entero y con la base truncada a ligeramente acorazonada rodeando al tallo, con 3 nervios evidentes, con puntos resinosos sobre su superficie y algo ásperas al tacto por la presencia de pelillos rígidos y recostados. Generalmente tiene cabezuelas solitarias, ubicadas en la punta de los tallos, sobre pedúnculos de hasta 15 cm de largo y a veces algo inflados y estriados. La cabezuela,

aunque tiene el aspecto de una flor, es una inflorescencia formada por pequeñas flores sésiles dispuestas sobre un receptáculo cónico, provisto de brácteas llamadas páleas (translúcidas, con la punta dividida en finos segmentos y de color púrpura) que abrazan a las flores del disco. El conjunto de flores está rodeado por fuera por 20 a 25 brácteas dispuestas en 3 o 4 series y que constituyen el involucre, éste es anchamente acampanado a hemisférico, las brácteas son casi redondeadas, rígidas, de color pajizo-verdoso y con una banda de color verde o negruzco en el ápice. Flores liguladas femeninas, ubicadas en la periferia de la cabezuela, la corola es a manera de cinta semejanado el pétalo de una flor sencilla, su forma es angostamente obovada, con el ápice a veces ligeramente dividido en 2 o 3 denticillos, generalmente es de color rojo-anaranjado o púrpura. Las flores del disco, hermafroditas, ubicadas en la parte central, la corola un tubo delgado que hacia el ápice se divide en 5 lóbulos angostos y recurvados, de color amarillo. El fruto es un aquenio, con una sola semilla. Los aquenios de las flores periféricas tienen forma de cono invertido, superficie ligeramente arrugada y cubierta con pelillos, mientras que los de las flores centrales son más bien aplanados; vilano ausente (CONABIO, 2016).

3.7.4.3 Usos

Se cultiva como ornamental en México, su uso es más bien ocasional, pero es una especie muy importante para los setos de verano en E.U.A. y Europa, y como flor de corte. Existen numerosas variedades de colores, formas y tamaños.

3.7.4.4 Aplicaciones en la fitoextracción

A nivel internacional esta especie se ha estudiado por su alta tasa de crecimiento, en medio ambiente tolerante y como alternativa factible para la extracción de plomo (Soni & Jain, 2014) y con la adición de agentes quelantes el plomo es extraído a nivel brotes de germinación (Zheng *et al.*, 2013). Para cromo y cadmio esta especie muestra una acumulación máxima en tallos y hojas gracias a su crecimiento en periodos cortos (Thamayanthi *et al.*, 2011). También es capaz de acumular arsénico principalmente en las raíces (72 %), seguido de hojas (12 %), tallos (10 %) y flores (< 1 %), sin mostrar signos fitotóxicos (Signes-Pastor *et al.*, 2015). A nivel nacional no se tiene información sobre estudios realizados en fitoextracción con esta especie de gran potencial.

3.8 Elementos potencialmente tóxicos de estudio

3.8.1 Plomo

El plomo (Pb) es un metal gris azulado que rara vez se encuentra en su estado elemental, se presenta comúnmente como sulfuro de plomo en la galena (PbS), el uso más amplio de este es para la fabricación de acumuladores, pinturas, cerámicas, forros para cables, elementos de construcción, vidrios especiales, pigmentos, soldadura suave, municiones e instrumentos musicales. Los arseniatos de plomo se emplean en grandes cantidades como insecticidas y el monóxido de plomo se emplea mucho para mejorar las propiedades magnéticas de los imanes de cerámica de ferrita de bario. Asimismo, una mezcla calcinada de zirconato de plomo y de titanato de plomo, está ampliando su mercado como un material piezoeléctrico (García-Gallegos *et al.*, 2011).

El plomo entra a los suelos por la deposición de partículas arrastradas por el viento, el contacto con aguas residuales industriales, el riego de cultivos con aguas que contengan pequeñas fracciones de este metal, y aguas de escorrentía provenientes de apilamientos minerales. En el suelo el plomo tiene una gran afinidad con las sustancias húmicas y el pH y depende de ellos para fijarse. La acumulación de Pb en la superficie edáfica genera alteraciones en la actividad biológica de los suelos inhibiendo procesos microbianos y acumulándose en la microflora, flora y fauna edáfica. Altas concentraciones de Pb soluble en el suelo puede provocar una absorción radicular de éste elemento y una posible toxicidad en herbívoros. Como el Pb no es un elemento esencial para el metabolismo de las plantas, una concentración en ellas superior indicaría síntomas de toxicidad. La contaminación de Pb en la biota está influida por las características edáficas, ya que altos valores de pH disminuyen el metal disponible para la vegetación (Reyes & Avendaño, 2012).

Por su parte el plomo causa problemas en el desarrollo del sistema nervioso central del feto. En recién nacidos, el plomo puede ocasionar daños al cerebro y a los nervios periféricos, que son encargados de enviar información del cuerpo hacia el sistema nervioso a través de la medula espinal. En general el plomo perjudica el riñón, el hígado, el sistema reproductivo además de afectar también procesos básicos de funcionamiento celular del cerebro (Martínez, 2010).

3.8.2 Cromo

El cromo, es un metal de transición duro, frágil, color blanco agrisado y brillante, muy resistente frente a la corrosión, se obtiene a partir de la cromita (FeCr_2O_4). Es ampliamente utilizado en distintas actividades manufactureras, tales como: cromado electrolítico, fabricación de explosivos, curtido de pieles, aleación de metales, fabricación de colorantes y pigmentos en textiles, en la fabricación de ladrillos y preservación de la madera. El cromo se encuentra presente en el suelo principalmente en dos estados de oxidación: Cr (III) o Cr (VI), aunque también puede encontrarse como óxido de cromo, sulfato de cromo, trióxido de cromo, ácido crómico y dicromato (Torres *et al.*, 2012).

En las plantas está presente en concentraciones detectables pero no se conoce si es un nutriente primordial para la vida vegetal. La mayoría de los suelos contienen cantidades significativas de cromo, pero su disponibilidad para las plantas es limitada. Es importante tener en cuenta que el Cr (VI) es la forma más biodisponible para las plantas del suelo. Los cambios de pH y los exudados radiculares pueden influenciar el estado de oxidación del cromo y con esto aumentar o disminuir la cantidad de cromo disponible para las plantas (Corona *et al.*, 2010).

El Cr (VI) aumenta su solubilidad en rangos de pH menores de 5.5 y mayores de 8. En las plantas generalmente se observa un contenido de cromo mayor en las raíces que en las hojas y tallos, mientras que la concentración más baja se encuentra en los tallos. El cromo que en sus altas concentraciones produce toxicidad para las plantas, ocasionando disminución en la incorporación de calcio, de potasio, de fósforo, de hierro y de manganeso, además de afecciones en el metabolismo de los carbohidratos y disminución en la clorofila (Lora silva ,2010).

La esencialidad del cromo para animales y humanos es componente del factor de tolerancia a la glucosa, el que activa a la insulina. Debido a que esta hormona actúa en el metabolismo de carbohidratos, proteínas y grasas, también está involucrado en esos procesos metabólicos. El cromo hexavalente en particular es un desnaturalizador de proteínas y precipitante de los ácidos nucleicos; además, es considerable la acción cancerígena de los cromatos sobre el pulmón y el aparato digestivo (Marín, 2013).

3.8.3 Níquel

El níquel es un elemento bastante abundante, constituye cerca de 0.008 % de la corteza terrestre y 0.01 de las rocas ígneas. En algunos tipos de meteoritos hay cantidades apreciables de níquel, y se piensa que existen grandes cantidades en el núcleo terrestre. Se encuentra en minerales como la niquelina (NiAs) y la garnierita ($\text{Si}_4 \text{O}_{13} [\text{Ni}, \text{Mg}]_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$). El níquel es empleado como un revestimiento decorativo y protector para metales, particularmente hierro, aluminio y acero, que son susceptibles a la corrosión, también en la fabricación de pilas de Ni-Cd y en multitud de componentes electrónicos. El níquel principalmente es utilizado en forma de aleaciones que tienen infinidad de aplicaciones cuando interesa controlar la dilatación, conferir propiedades mecánicas especiales, aumentar la resistencia a la corrosión, disponer de cualidades magnéticas específicas o disminuir la conductividad eléctrica. Estas aleaciones se emplean para la fabricación de partes del automóvil como ejes, frenos, engranajes, válvulas y rodamientos, resistencias eléctricas, transformadores, telas metálicas, chasis de instrumentos de precisión, aparatos para criogenia, prótesis quirúrgicas y dentales, joyería y detergentes, así como las aleaciones de cuproníquel usadas para las monedas y como catalizador en muchos procesos químicos, incluyendo los de hidrogenación de petróleos (Ahmad & Ashraf, 2012).

La mayor parte de todos los compuestos del níquel que son liberados al ambiente se absorberán por los sedimentos o partículas del suelo y llegarán a moverse. En suelos ácidos, el níquel es más móvil y a menudo alcanza el agua subterránea. Las concentraciones más altas de níquel en el suelo hasta de 9 000 ppm se encuentran cerca de industrias que extraen níquel de minerales. Las altas concentraciones de níquel en suelos pueden claramente dañar a otros niveles tróficos (Peñaherrera, 2010).

El níquel es un elemento esencial en bajas dosis para las plantas en el metabolismo de la urea y de los ureidos, en la viabilidad de las semillas, en la fijación del nitrógeno y en el desarrollo reproductivo, sin embargo la toxicidad produce clorosis intravenosa, en animales y seres humanos el níquel presenta efectos tóxicos y carcinógenos, que afectan principalmente la piel y el sistema respiratorio superior. Puede producir rinitis, sinusitis, perforación del tabique nasal, asma alérgica, cáncer broncopulmonar y de hueso craneal (etmoides), entre otras afecciones (Ugarte, 2016).

3.8.4 Hierro

Es un metal de transición es abundante en la corteza terrestre, de color gris plateado y presenta propiedades magnéticas. El hierro puro tiene un uso limitado para la producción de láminas de metal galvanizado y de electroimanes. La mayoría de los compuestos de hierro que se usa en forma comercial son mejorados apreciablemente por la adición de carbono y otros elementos aleantes. Los compuestos más importantes y de los cuales son los que originan contaminación antrópica en el ambiente son: el sulfato ferroso, de color verde pálido utilizado como un mordiente en el teñido, tintas y pigmentos, usado como medicina en tónicos y en la fabricación de fertilizantes. El óxido férrico, un polvo rojo amorfo, como pigmento, abrasivo para pulir y como medio magnetizable sobre discos y cintas magnéticas. El cloruro férrico se usa en la medicina como una solución alcohólica llamada tintura de hierro. El ferrocianuro férrico, es un sólido amorfo de color azul oscuro formado por la reacción de ferrocianuro de potasio con una sal férrica, se llama azul Prusia, usado como pigmento en la pintura y en lavandería para corregir el matiz amarillento que dejan las sales ferrosas en el agua. El ferrocianuro de potasio, se usa para procesar la pulpa de papel dándole mayor resistencia (San Andrés *et al.*, 2010).

Las formas de hierro más comunes en el suelo se presentan en estructuras cristalinas en minerales primarios como la hematita (Fe_2O_3), la magnetita (Fe_3O_4), etc. En los suelos arcillosos, existe una gran tendencia a retener hierro y un contenido adecuado de materia orgánica, actúa de forma favorable en cuanto al aprovechamiento del Fe por parte del cultivo. En las plantas es un elemento asociado con el desarrollo de los cloroplastos, la síntesis de la clorofila y la ferredoxina que actúa en varios procesos metabólicos como la fotosíntesis y la reducción del nitrógeno. Sin embargo una alta concentración de hierro en las plantas provoca clorosis intervenal pronunciada (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007).

El hierro también es indispensable para la mayoría de seres vivos, tiene funciones básicas como cofactor de enzimas y es de importancia en la modulación de la respuesta inmune del hospedero contra infecciones patógenas, a niveles tóxicos en animales se presenta bronquitis catarral descamativa y neumonía intersticial, en el hombre se desarrolla cáncer de pulmón y perforación del tabique nasal (Guerra *et al.*, 2012).

3.9 Marco legal

Tomar acciones para prevenir la contaminación o remediación de un suelo es una de las funciones de toda legislación ambiental. La regulación ambiental se basa en el derecho de toda persona de desarrollarse en un medio ambiente sano (Acosta, 2011). Esta idea se encuentra plasmada en el Artículo 4° de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos en el párrafo cinco que menciona que toda persona tiene derecho a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar, así como el Estado debe garantizar el respeto a este derecho, generando responsabilidad para quien provoque el daño y deterioro ambiental con medidas dispuestas por la ley.

Para la regulación ambiental existen también leyes generales y complementarias, seguidas de reglamentos, los cuales vigilan el cumplimiento de los objetivos de las leyes. Finalmente, las normas oficiales mexicanas (NOM) y las normas mexicanas (NMX) que son especificaciones técnicas que sirven para evaluar parámetros en los que se basa la evaluación de un sitio (Huerta, 2011) y así poder determinar su grado de contaminación.

En México, la ley que se encarga de los aspectos generales ambientales es la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y como ley complementaria, en el caso de que haya residuos implicados, se encuentra la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR). Asimismo, la ley que regula el cumplimiento de los sujetos responsables de la contaminación es la Ley Federal de Responsabilidad Ambiental (LFRA). No obstante, otras leyes pueden aplicarse a un mismo sitio contaminado, dependiendo específicamente si se ha involucrado a otros compartimentos ambientales.

En cuanto a las normas oficiales mexicanas, la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 aplica directamente a todos los suelos contaminados por elementos potencialmente tóxicos. En ésta se presentan los valores máximos permisibles que marcan un umbral sobre el cual es recomendable tomar acciones para remediar un suelo contaminado y la NMX-AA-132-SCFI-2006 que da aspectos metodológicos precisos para evaluar el grado de contaminación de un suelo, además conjuntamente denotan los objetivos de la remediación de un sitio, este marco legal rige a la presente investigación.

IV. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

¿La fitoextracción con las especies *Helianthus annuus*, *Tagetes erecta*, *Chrysopogon zizanioides* y *Zinnia elegans* es factible en la remoción de elementos potencialmente tóxicos en suelos agrícolas contaminados en la región de Atlixco, Puebla?

V. HIPÓTESIS

5.1 Hipótesis general

La fitoextracción con las especies *Helianthus annuus*, *Tagetes erecta*, *Chrysopogon zizanioides* y *Zinnia elegans* disminuye la concentración total de elementos potencialmente tóxicos en suelos agrícolas contaminados en la región de Atlixco Puebla.

VI. OBJETIVOS

6.1 Objetivo General

Evaluar la fitoextracción en suelos agrícolas contaminados por elementos potencialmente tóxicos en la región de Atlixco, Puebla.

6.2 Objetivos específicos

1. Identificar suelos agrícolas afectados por elementos potencialmente tóxicos para la implementación de la fitoextracción.
2. Analizar la capacidad de fitoextracción de las especies vegetales elegidas.
3. Realizar propuesta de plan de manejo para la fitoextracción en la zona de estudio.

VII. ÁREA DE ESTUDIO

7.1 Atlixco

7.1.1 Ubicación geográfica

La zona de estudio comprende al municipio de Atlixco, es el número 19 de los 217 municipios que conforman al estado de Puebla. Abarca un área de 293.01 km², ocupa el 0.85 % de la superficie del estado y cuenta con 164 localidades. Se encuentra a una altitud promedio de 1 840 msnm y pertenece a la región V valle de Atlixco y Matamoros (Figura 12), colinda al norte con el municipio de Tianguismanalco, al este con Santa Isabel Cholula, Ocoyucan, Teopatlán y Tochimiltzingo; al sur con Huaquechula y Tochimiltzingo, y al oeste con Atzitzihuacán y Tochimilco (INEGI a, 2016).

7.1.2 Orografía

La orografía del terreno muestra su menor altura al sur con 1 700 msnm; conforme se avanza al Noroeste el nivel del terreno va ascendiendo suavemente, por ser estribaciones del Volcán Iztaccíhuatl; así el extremo Noroeste alcanza la cota de 2 500 msnm. El centro del municipio es un extenso valle, que lo recorre de norte a sur, y es donde se concentran la mayor parte de las localidades y vías de comunicación. Al sureste, aparecen formaciones montañosas aisladas que culminan en los cerros de Zoapiltepec y Texistle (Figura 13), que alcanzan un nivel superior a los 2 100 msnm; también existen unos cerros aislados al noroeste, como el Charro y San miguel. El territorio del municipio se encuentra comprendido dentro de dos unidades morfológicas divididas por la cota 2 000 que atraviesa el Noroeste; hacia el Noroeste se encuentra el valle de Puebla, y de la cota hacia el este, el Valle de Atlixco; ambos descienden de las faldas meridionales de la Sierra Nevada (INEGI a, 2015).

7.1.3 Hidrografía

El municipio pertenece a la región hidrológica del río Balsas, cuenca del río Atoyac y a la subcuenca del río Nexapa. El municipio es regado por numerosas corrientes que provienen de las estribaciones del Iztaccíhuatl, siendo la principal el río Nexapa, uno de los pocos de carácter permanente y que cruza por la mitad del valle de Atlixco. Otras corrientes importantes son: el Cuescomate que cruza el centro de Atlixco y el río la Leona (Figura 13). Las numerosas corrientes

temporales, originadas por deshielos del volcán, forman una gran cantidad de barrancas al Noroeste. Cabe destacar que existe todo un sistema de canales de riego que se distribuyen el agua por todo el territorio, como el Sifón, la Candelaria, los Molinos, Catecuxco, Moraleda, etc. (INEGI a, 2015).

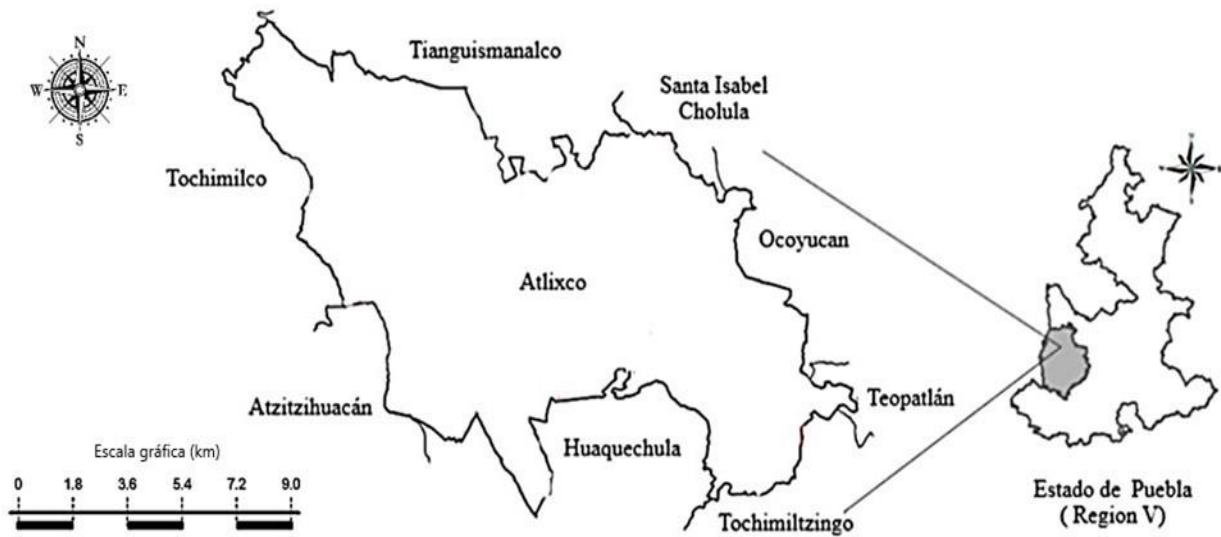


Figura 12. Colindancias del municipio de Atlixco, Puebla (adaptado de INEGI a, 2016).

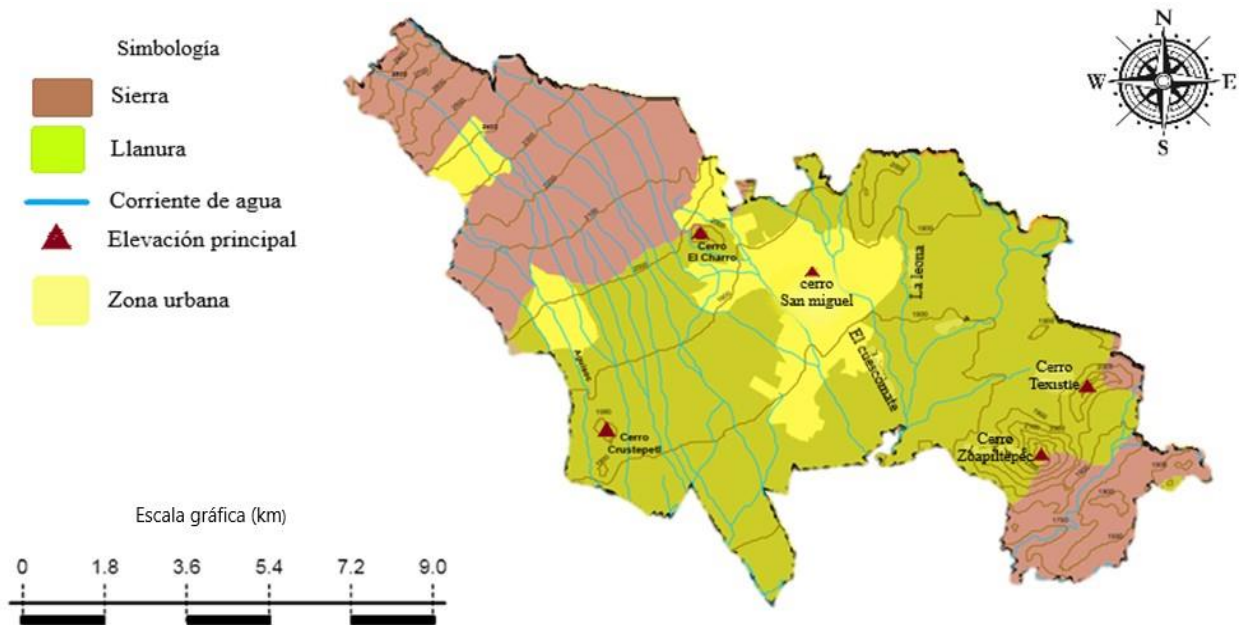


Figura 13. Orografía e hidrografía del municipio de Atlixco, Puebla (INEGI a (2015).

7.1.4 Clima

En el territorio del municipio se presenta la transición entre los climas templados del norte del estado y los cálidos del sur (Figura 14); presenta las siguientes variantes: Clima templado subhúmedo con lluvias en verano. Este clima es característico de las áreas montañosas del Noroeste, es decir de las estribaciones de la Sierra Nevada; clima semicálido subhúmedo con lluvias en verano. Este clima se localiza al centro y sur ocupando la mayor parte del municipio y clima templado subhúmedo con lluvias en verano. Se localiza al sureste y extremo noroeste, en las zonas montañosas (INEGI, 2010).

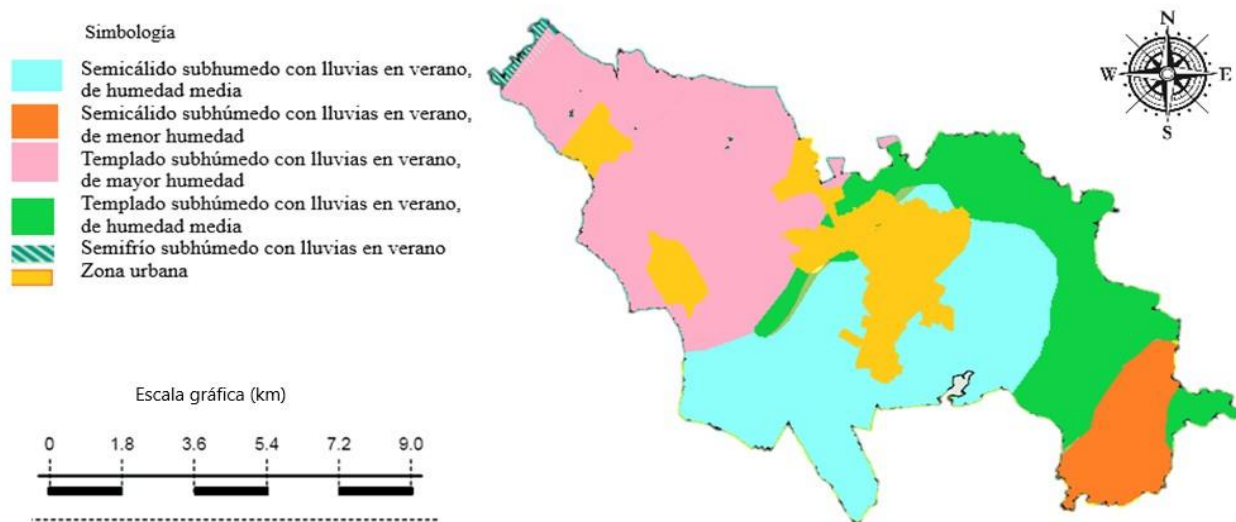


Figura 14. Climas del municipio de Atlixco, Puebla (INEGI, 2010).

7.1.5 Geología

En el municipio se encuentran materiales del Cenozoico del periodo Cuaternario el 69.88 % de la superficie municipal donde predominan roca ígnea extrusiva: andesita, basalto, toba básica, conglomerado y aluvial (Figura 15); del periodo Terciario el 17.74 % donde predominan roca ígnea extrusiva: conglomerado, toba intermedia, volcanoclástica y dacita. De la era Mesozoica del periodo Cretácico el 12.38 % donde predominan roca sedimentaria: caliza (INEGI c, 2015).

7.1.6 Suelos dominantes y usos del suelo

El municipio de Atlixco tiene un mosaico edáfico variado (Figura 16), en el cual se presenta fluvisol en un 47.57 % de la superficie municipal, Phaeozem en un 19.51 %, Leptosol en un 12.85 %, Arenosol en un 12.19 %, Regosol en un 5.18 %, Cambisol en 1.96 % y Andosol en 0.74 %. El principal uso del suelo es Agrícola en un 70.20 %, de zona urbana un 14.29 %, para vegetación boscosa en un 12.93 %, pastizal en 1.98 % y 0.60 % de otros usos (INEGI b, 2015).

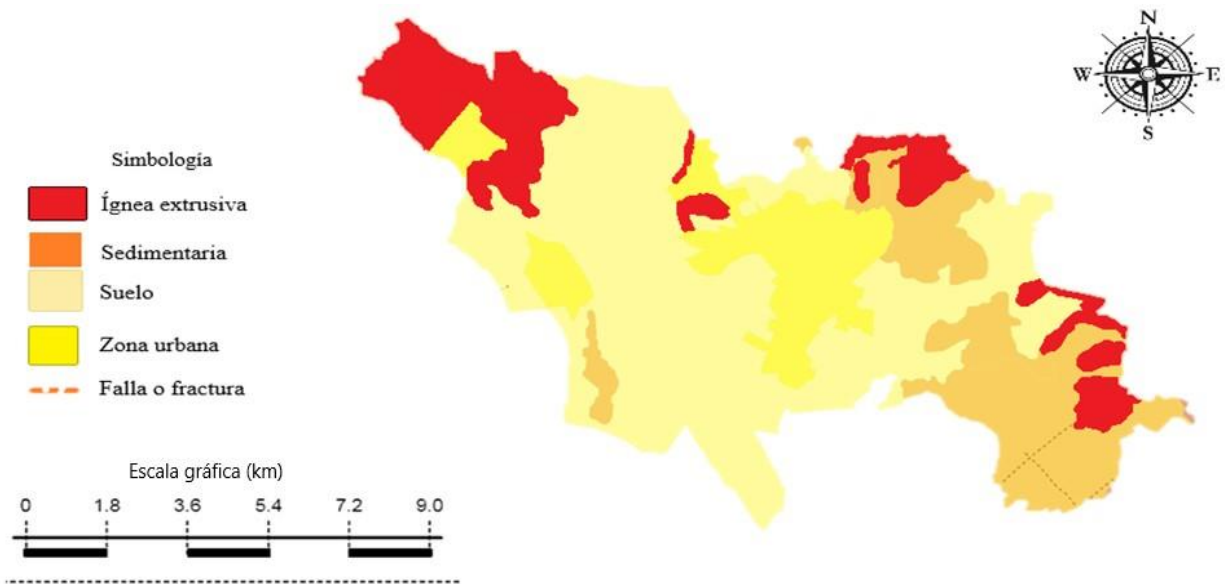


Figura 15. Geología del municipio de Atlixco (INEGI c, 2015).

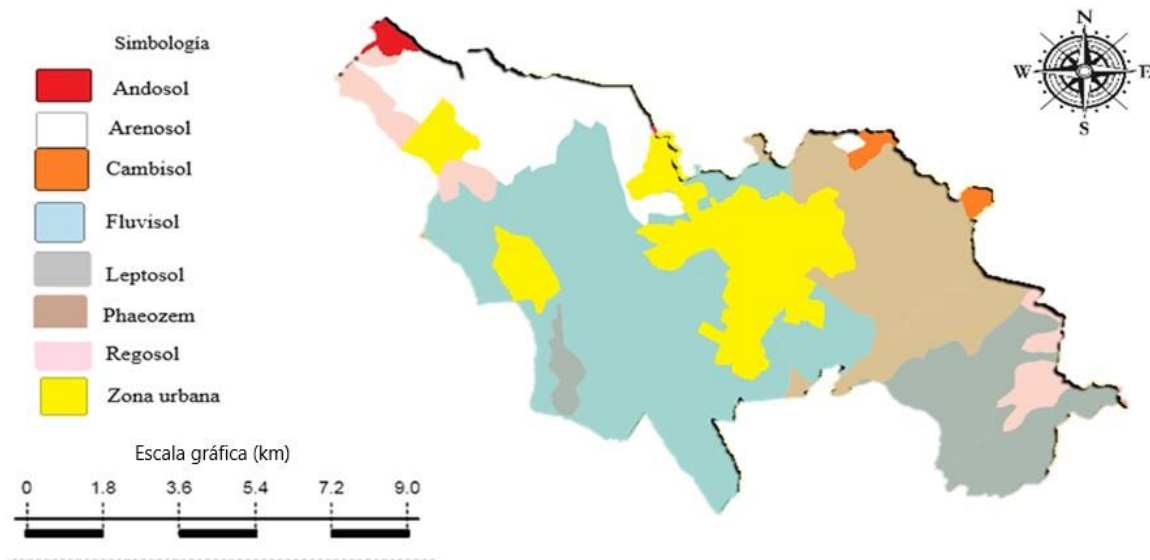


Figura 16. Suelos del municipio de Atlixco (INEGI b (2015).

7.1.7 Aspectos socioeconómicos

El municipio de Atlixco cuenta con una población total de 134 364 habitantes de los cuales 63 603 son hombres y 70 761 son mujeres, la principal actividad económica es la producción agrícola seguido de la obtención de productos pecuarios (INEGI, 2016). Además, alberga escenarios como el Ex convento del Carmen, que data del siglo XVI, la Iglesia de la Merced construida en 1 680 con una importante colección pictórica, la Capilla de la Tercera Orden, con un magnífico retablo barroco o el Templo y Convento de Santa Clara que aumentan el turismo en este pueblo mágico (SECTUR, 2016).

7.2 Ocoyucan

7.2.1 Ubicación geográfica

La zona de estudio comprende al municipio de Ocoyucan que es el municipio 106 del estado de Puebla. Abarca un área de 120.165 km², ocupa el 0.35 % de la superficie del estado y cuenta con 164 localidades. Se encuentra a una altitud promedio de 2 222 msnm y pertenece a la región IV Angelópolis (Figura 17), colinda al norte con los municipios de Santa Isabel Cholula, San Gregorio Atzompa y San Andrés Cholula; al este con los municipios de San Andrés Cholula y Puebla; al sur con los municipios de Puebla, Teopatlán y Atlixco; al oeste con los municipios de Atlixco y Santa Isabel Cholula (INEGI a, 2016).

7.2.2 Orografía

El municipio de Ocoyucan confluyen 4 regiones morfológicas: el Valle de Puebla, el de Atlixco, la Sierra del Tentzo y la depresión de Valsequillo. Ocoyucan se extiende sobre un sistema de topofomas heterogéneo ondulado (Figura 18), que corresponde a tres conjuntos montañosos constituyentes de las estribaciones meridionales de la sierra del Tentzo; el primero de ellos cruza la parte occidental en dirección sur-norte, y se alza hasta 400 metros sobre el nivel del valle, destacando algunos cerros como el Xaltexahua, Ixtacia, Ocotzone y Tenojuchi. La segunda se levanta al suroeste destacando los cerros Tilcoayo, Mazatécatl, Coltzin y Aguatepec, es más alta que la anterior, alcanzando en uno de sus picos más de 600 metros de altura sobre el nivel del valle y la tercera se levanta al sureste destacando los cerros Tenayo y las minas; es la más baja de las

tres. La primera y segunda sierras mencionadas presentan un declive hacia el poniente, constituyendo el inicio del Valle de Atlixco. Al noreste se presenta una depresión a lo largo del río Atoyac, que constituye la porción meridional de la depresión de Valsequillo. Por último, al norte el relieve se estabiliza, constituyendo parte del Valle de Puebla (INEGI d, 2015).

7.2.3 Hidrografía

El municipio pertenece a la región hidrológica del río Balsas, cuenca del río Atoyac y a la subcuenca del río Nexapa, río Atoyac-San Martín Texmelucan (Figura 18). El municipio cuenta con una serie de arroyos intermitentes originados en las formaciones montañosas y que bajan hacia el valle de Atlixco o hacia la depresión de Valsequillo. Al noreste cuenta con una serie de canales de riego que provienen de la presa Echeverría la cual es compartida entre el municipio de Puebla y Ocoyucan, ya que es el límite entre ambos municipios y es alimentada por el río Atoyac donde presenta un recorrido hacia el noroeste y suroeste del municipio donde recibe algunos afluentes provenientes del interior que desembocan hacia el municipio de Atlixco (INEGI d, 2015).

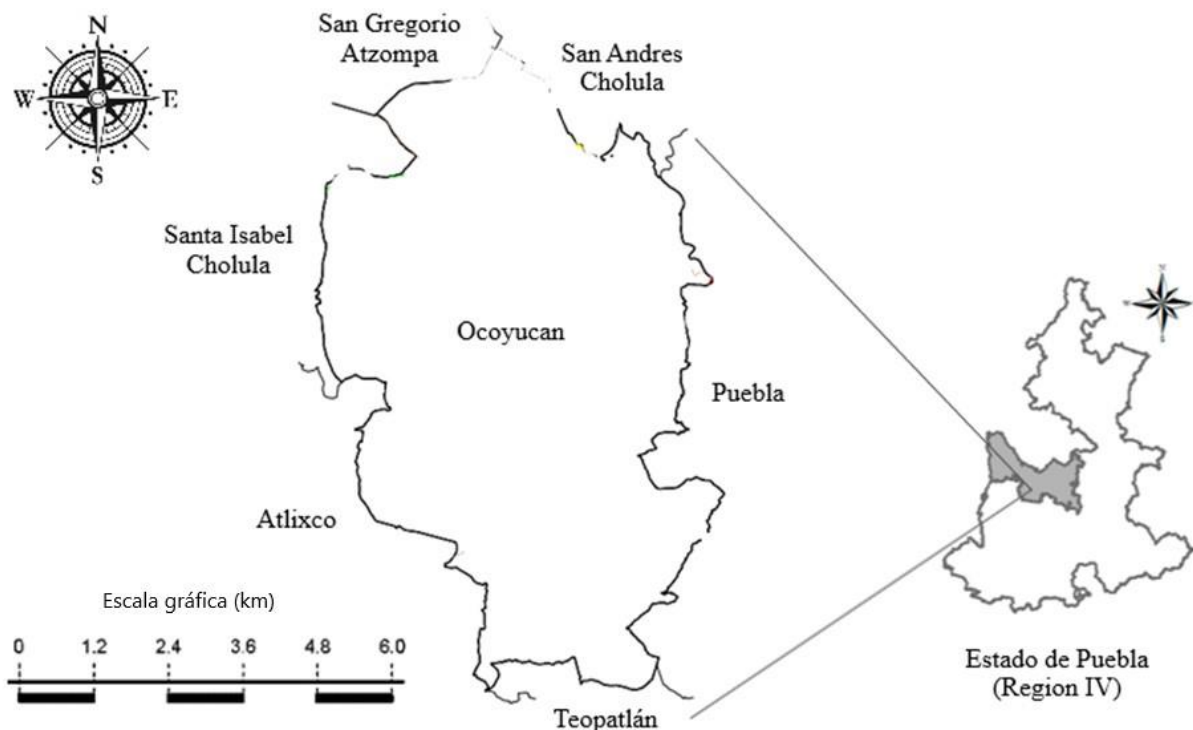


Figura 17. Colindancias del municipio de Ocoyucan, Puebla (adaptado de INEGI a, 2016).

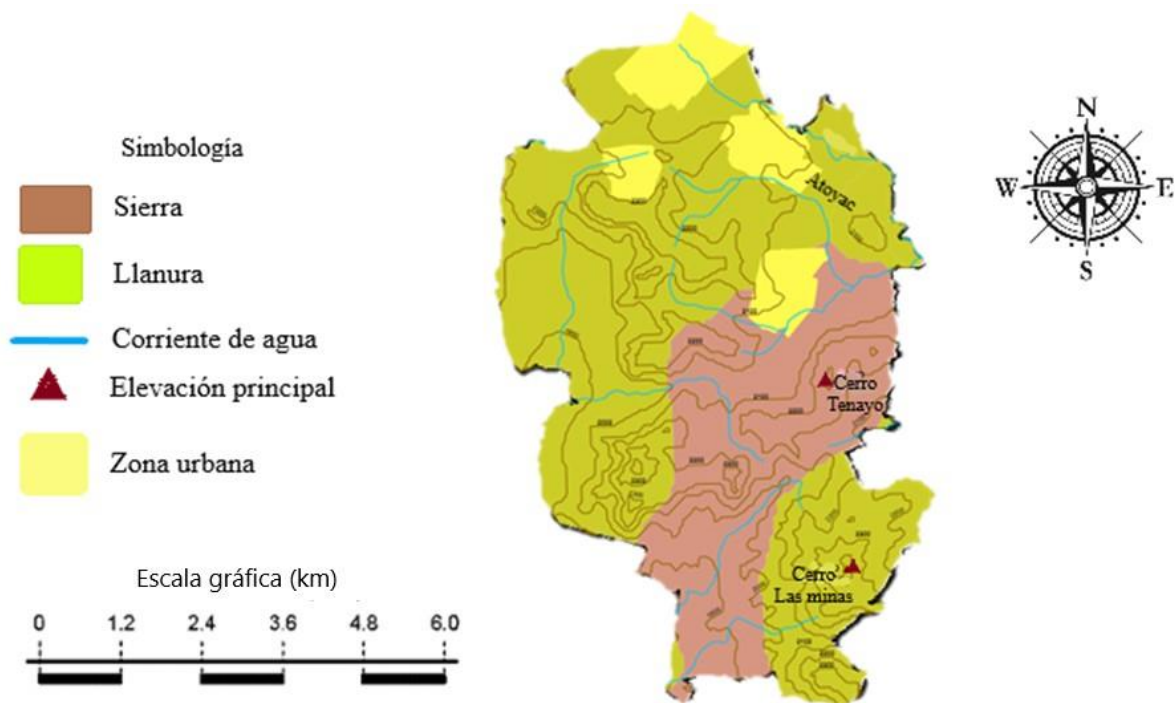


Figura 18. Orografía e hidrografía del municipio de Ocoyucan, Puebla (INEGI d, 2015).

7.2.4 Clima

El municipio se ubica dentro de la zona de los climas templados (Figura 19) presentado las siguientes variantes: Clima templado subhúmedo con lluvias en verano que representa el 80.23 % de la superficie total del municipio localizada al norte y parte central correspondiente al Valle de Atlixco; clima templado subhúmedo con una humedad media se localiza en la sierra del Tentzo y la depresión de Valsequillo y clima semicálido húmedo con una menor humedad, este tipo de clima se presenta en la zona suroeste del municipio, rumbo a la localidad de la Pastoría (INEGI, 2010).

7.2.5 Geología

En el municipio se encuentran materiales del Cenozoico del periodo Terciario el 61.44 % de la superficie municipal donde predominan roca ígnea extrusiva: volcanoclástica, toba intermedia, andesita y dacita (Figura 20); del periodo Cuaternario el 26.10 % donde predominan roca ígnea extrusiva: andesita, basalto, toba básica, conglomerado y aluvial. De la era Mesozoica del periodo Cretácico el 12.46 % donde predominan roca sedimentaria: caliza (INEGI f, 2015).

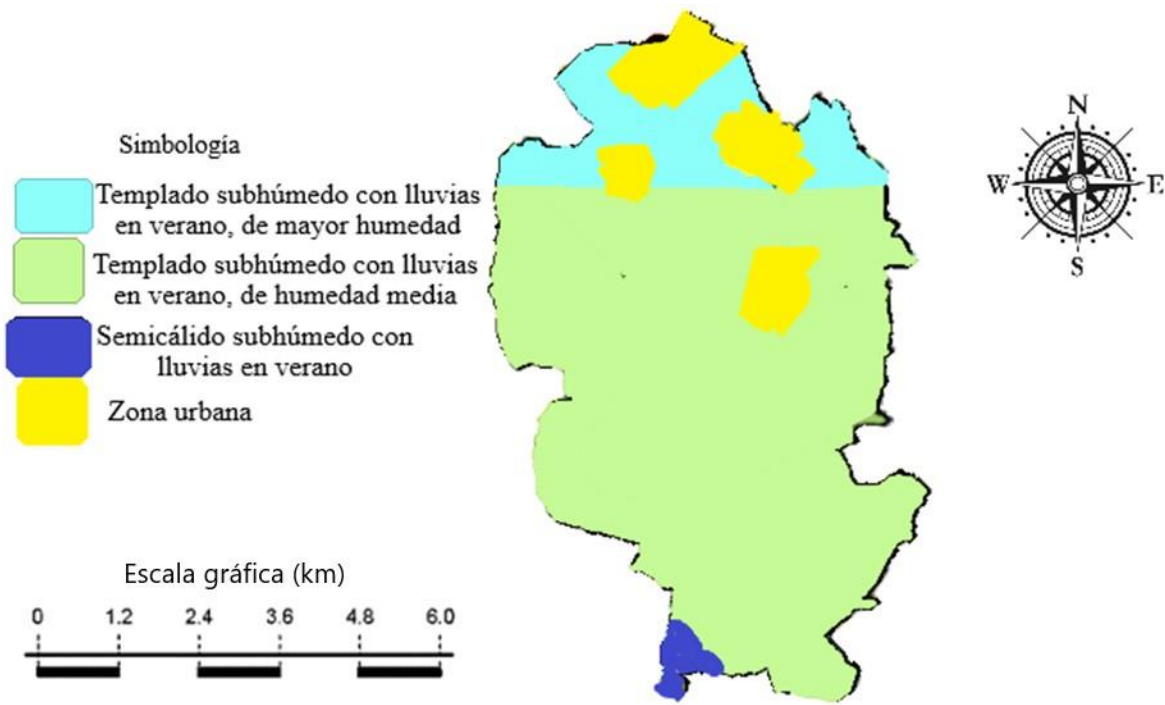


Figura 19. Clima del municipio de Ocoyucan, Puebla (INEGI, 2010).

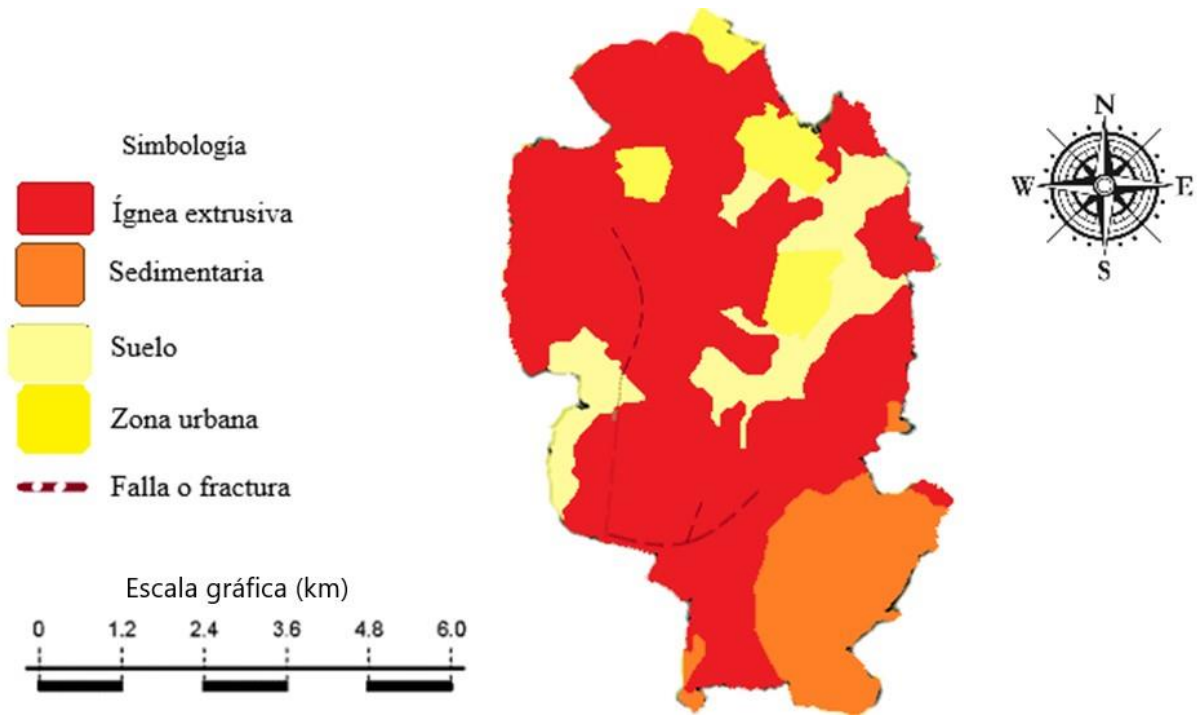


Figura 20. Geología del municipio de Ocoyucan, Puebla (INEGI f, 2015).

7.2.6 Suelos dominantes y usos del suelo

El municipio de Ocoyucan tiene un mosaico edáfico variado (Figura 21), en el cual se presenta Phaeozem en un 40.43 % de la superficie municipal, Leptosol en un 24.30 %, Cambisol en un 16.95 %, Vertisol en un 13.74 % y Regosol en un 4.58 %. El principal uso del suelo es Agrícola en un 35.90 %, de zona urbana un 9.87 %, para vegetación boscosa en un 35.24 % y pastizal en un 18.99 % (INEGI e, 2015).

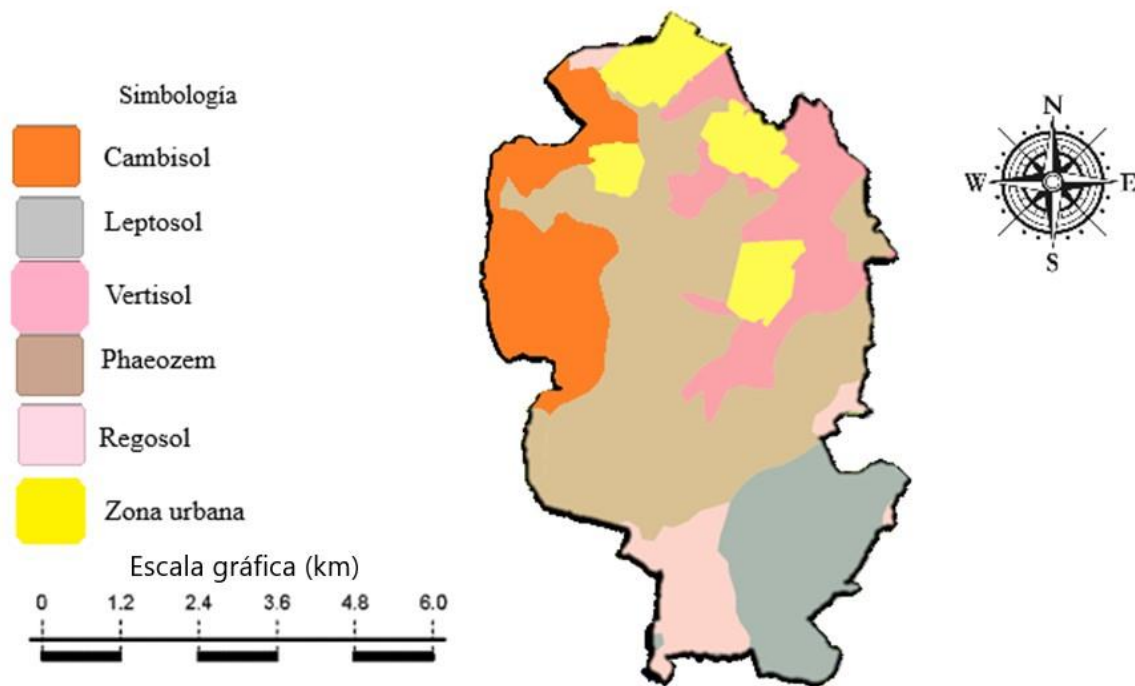


Figura 21. Suelos del municipio de Ocoyucan, Puebla (INEGI e, 2015).

7.2.7 Aspectos socioeconómicos

El municipio de Ocoyucan cuenta con una población total de 28 220 habitantes de los cuales 13 425 son hombres y 14 795 son mujeres, la principal actividad económica es la obtención de diversos productos pecuarios como leche, huevo y miel, seguido de la producción de carne bovina, porcina y aves; en el ramo manufacturero, cuenta con productos de minerales, hilados y tejidos; además de la fabricación de ladrillos, teja, cordeleras de fibras naturales y químicas (INEGI a, 2016).

VIII. METODOLOGÍA

8.1 Primera etapa: Reconocimiento de la zona de estudio

Se realizaron recorridos en la zona agrícola ubicada al noreste del municipio de Atlixco y al oeste de Ocoyucan, Puebla (Figura 22 y 23); desde el mes de octubre del 2015 a mayo del 2016, se procedió a informar a cada comunidad acerca del proyecto de investigación, posteriormente por medio de juntas realizadas con los comisariados ejidales se estableció relación con las localidades: Emilio Portes Gil, San Juan Portezuelo y 10 de Abril (Figura 24), permitiendo establecer un vínculo entre la población y este proyecto de investigación, gracias a esta vinculación se obtuvieron las muestras de suelos correspondientes para su posterior análisis (Anexo 12.1).



Figura 22. Localización de la zona agrícola de los municipios de Atlixco y Ocoyucan, Puebla (adaptado de INEGI b, 2016).



Figura 23. Ubicación de la zona de estudio (adaptado de INEGI b, 2016).



Figura 24. Juntas ejidales. a) Emilio Portes Gil, b) San Juan Portezuelo, c) 10 de Abril (elaboración propia).

8.1.1 Suelo

8.1.1.1 Muestreo

Se recolectaron las muestras de suelo correspondientes a 19 parcelas: 7 de la localidad 10 de Abril y 6 de San Juan Portezuelo correspondientes al municipio de Atlixco; 6 de Emilio Portes Gil del municipio de Ocoyucan (Figura 25).

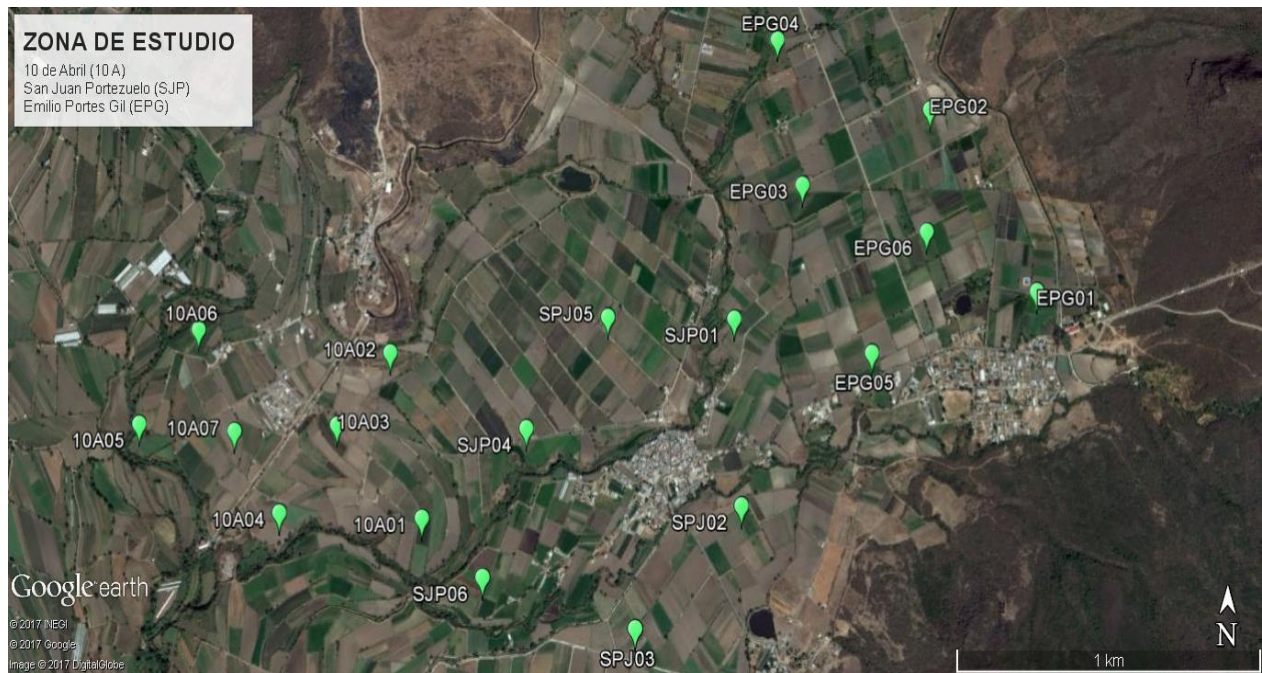


Figura 25. Puntos de muestreo de la zona de estudio (adaptado de Google Earth Pro, s.f.).

Las muestras de suelo correspondientes a cada parcela dependieron del tamaño de la superficie y estuvieron conformadas en promedio por 12 a 16 muestras individuales, de acuerdo a la siguiente fórmula establecida por la NMX-AA-132-SCFI-2006:

$$Y = 11.71 (X^{0.3})$$

Donde:

Y es el número mínimo de muestras individuales, y

X es la superficie del suelo de la zona de estudio expresada en hectáreas.

Ejemplo:

Para una parcela con una superficie de 2 hectáreas, el número mínimo de muestras individuales es: 14, como se observa a continuación:

$$Y = 11.71 (2^{0.3})$$

$$Y = 11.71 (1.23)$$

$$Y = 14$$

Las muestras se obtuvieron en zigzag a una profundidad entre 0 y 30 cm con ayuda de una pala o espátula de acero inoxidable (Figura 26). Posteriormente se almacenaron en bolsas de polietileno de 40 x 60 cm, etiquetadas y transportadas debidamente utilizando los criterios establecidos por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.



a)

b)

c)

Figura 26. Toma de muestras de suelo. a) Muestreo en zigzag, b) Profundidad, c) Almacenamiento (elaboración propia).

8.1.1.2 Preparación de la muestra

Una vez obtenidas las muestras de suelo (Figura 27), se secaron en bandejas de papel a temperatura ambiente aproximadamente por 72 horas, hasta que el suelo formo terrones libres de humedad, se retiraron restos de plantas y piedras mayores de 2 cm de diámetro. Posteriormente se pasó la muestra por tamiz de 2 mm de acero inoxidable garantizando homogeneidad, obteniendo aproximadamente un peso de 350 g de residuo fino. Se almacenaron a temperatura ambiente dentro de botes plásticos debidamente etiquetados.

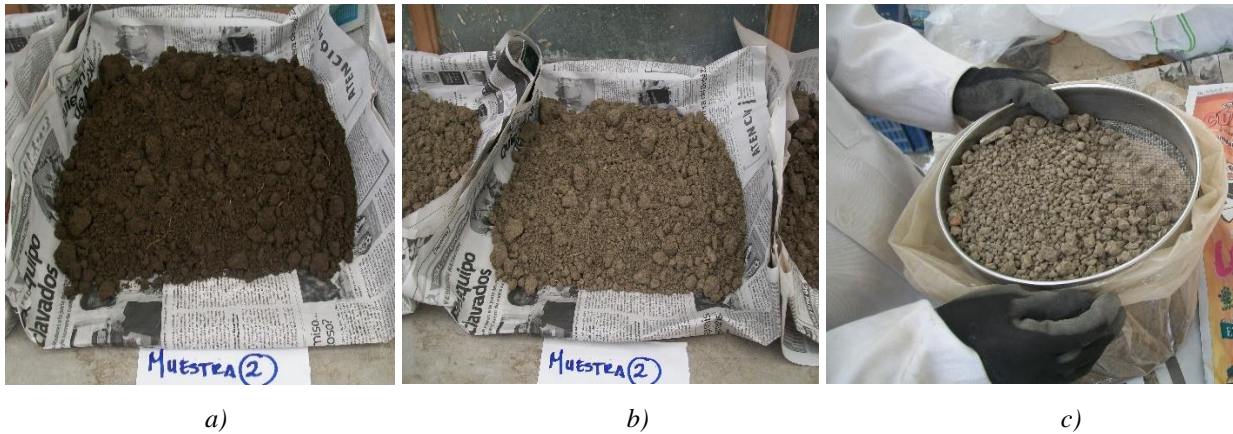


Figura 27. Preparación de muestras de suelo. a) Muestra húmeda, b) Muestra seca por 72 horas, c) Tamizado (elaboración propia).

8.1.1.3 Análisis físicos y químicos

A las muestras de suelo se le determinaron las siguientes propiedades de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000:

- pH: Potenciometricamente, relación suelo: agua por medio del potenciómetro *Conductronic pH 20*.
- Conductividad eléctrica: en extracto de saturación por medio del conductímetro portátil con ajuste de temperatura *YSI Model 30 Handheld Salinity, Conductivity and Temperature System*.
- Materia orgánica (%): Método de Walkley-Black.
- Textura: Método de Bouyoucos
- Nitrógeno (%): Método de Kjeldahl
- C.I.C: Método de acetato de amonio 1 N, pH = 7.0

8.1.1.4 Determinación de elementos potencialmente tóxicos

Para la determinación de los EPTs en las muestras de suelo se realizó previamente la digestión ácida (Figura 28), pesando 0.1 g de muestra en balanza LP-202A bien homogeneizada respectivamente con una precisión de ± 0.001 g. Se Agregó 10 ± 0.1 ml de HNO_3 grado analítico a los recipientes tubulares de teflón de la unidad de microondas *MARSXpress*. Posteriormente se filtraron las muestras con papel Whatman 42 aforándose a 50 ml, posteriormente se colocaron en refrigeración a 4°C (EPA, 2007).

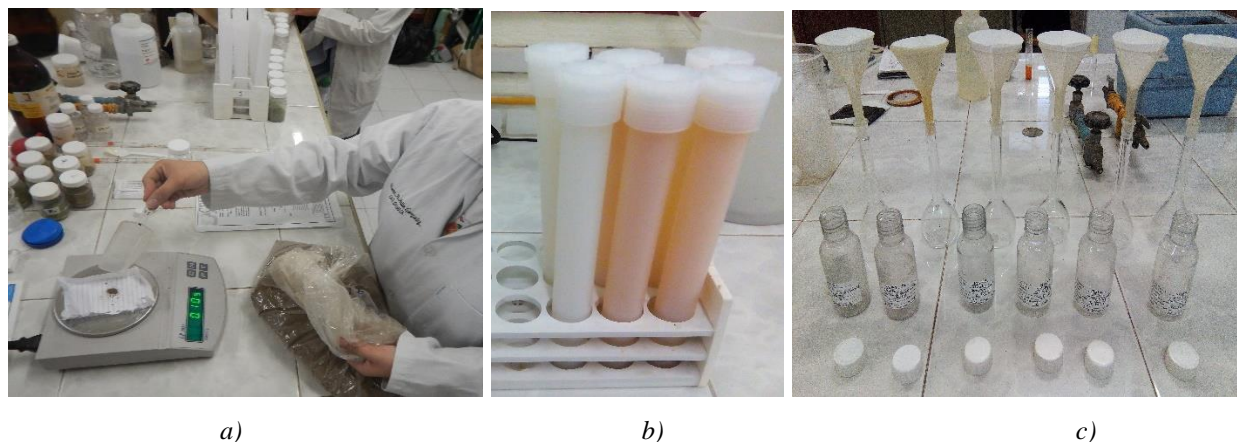


Figura 28. Digestión ácida. a) Pesado de la muestra, b) Muestra digerida, c) Filtrado y envasado (elaboración propia).

A partir de los extractos de suelo se determinaron los EPTs por espectroscopía de absorción atómica por flama de aspiración directa en el equipo *SPECTRA 55B Varian* con mezcla aire – acetileno siguiendo las condiciones operacionales establecidas por el equipo visualizadas en la Tabla 5.

Tabla 5. Condiciones operacionales de la determinación de elementos potencialmente tóxicos mediante espectroscopía de absorción atómica.

Elemento	Flama	Corriente de la lámpara (mA)	Logitud de onda (nm)	Abertura de rejilla (nm)
Cr	Aire - Acetileno	7	357.9	0.2
Pb	Aire - Acetileno	5	217.0	1.0
Ni	Aire - Acetileno	4	232.0	0.2
Fe	Aire - Acetileno	5	248.3	0.2

(Agilent Technologies, Inc, 2016).

8.2 Segunda etapa: Fitoextracción

La etapa de fitoextracción fue realizada a partir del mes de Junio a Diciembre del 2016, para su implementación se comunicó a los comisariados ejidales la elección de dos parcelas de estudio denominadas unidad experimental 1 y 2 correspondientes al municipio de Ocoyucan y Atlixco respectivamente, que tuvieron concentraciones totales mayores a los límites permisibles correspondientes a los elementos normados por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

8.2.1 Selección de especies vegetales

Se seleccionaron las siguientes especies vegetales: *Helianthus annuus*, *Chrysopogon zizanioides*, *Zinnia elegans* y *Tagetes erecta*, tomando en cuenta su capacidad de absorción en mg/kg base seca a través de recopilación bibliográfica con resultados óptimos para la técnica de fitoextracción.

Las semillas de *Zinnia elegans* y *Helianthus annuus* utilizadas durante la experimentación fue grado comercial, mientras que las semillas de *Tagetes erecta* fueron proporcionadas por los agricultores de la zona de estudio. Para *Chrysopogon zizanioides* se obtuvieron esquejes del Banco de Vetiver del Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

8.2.2 Delimitación de las unidades experimentales

Se procedió a delimitar en cada unidad experimental cuatro espacios de tamaño uniforme para colocar a las cuatro especies vegetales. La colocación de las especies se realizó al azar y se denominó como tratamiento A, B, C y D, respectivamente (Figura 29).



Figura 29. Ejemplo de la delimitación espacial (elaboración propia).

8.2.3 Siembra

Para la siembra de las especies se determinó el número de surcos; estableciendo en las unidades experimentales una distancia entre surcos de 0.40 m. Posteriormente se obtuvo el número de plantas esperadas que equivalen al 100 % de germinación de acuerdo a la distancia entre semillas utilizando la ecuación (1) y (2):

$$\text{No. de surcos} = \frac{\text{ancho de la unidad de tratamiento (m)}}{\text{distancia entre surcos (m)}} \quad (\text{Ec. 1})$$

$$\text{No. de plantas esperadas} = \left(\frac{\text{largo de la unidad de tratamiento (m)}}{\text{distancia entre semillas (m)}} \right) (\text{No. de surcos}) \quad (\text{Ec. 2})$$

Posteriormente, se procedió a colocar las semillas y esquejes tomando en cuenta las generalidades de siembra especificadas en la Tabla 6:

Tabla 6. Generalidades para la siembra.

Especie	Distancia entre semillas (m)	Profundidad de siembra (mm)
<i>Helianthus annuus</i>	0.40	40
<i>Chrysopogon zizanioides</i>	0.30	50
<i>Zinnia elegans</i>	0.25	15
<i>Tagetes erecta</i>	0.30	15

(Navarro *et al.*, 2014), (Lagunas, 2012), (de La Paz & Acosta, 2016).

8.2.4 Seguimiento y muestreo

Durante la experimentación se monitoreó a cada especie en las diferentes etapas de su desarrollo vegetativo, realizando limpieza de maleza circundante en periodos de 20 días. Posteriormente se obtuvieron 5 muestreos de cada una de las especies al azar, así como su correspondiente muestra de suelo a los 30, 60, 90, 120 y 150 días respectivamente, para su posterior análisis.

8.2.4.1 Preparación de la muestra

Las plantas se seccionaron en raíz, tallo, hoja, flor, semilla respectivamente, se procedió a lavar cada parte con agua destilada, se colocaron en bolsas de papel y se secaron en la estufa a 75 °C por 24 horas para hojas y flor; de 36 a 48 horas para raíz y semillas y 72 horas para tallos, posteriormente fueron molidas y tamizadas en tamiz de 0.420 mm de acero inoxidable y se almacenaron en bolsas plásticas (Figura 30).



a)

b)

Figura 30. Preparación de muestras de plantas. a) Secado y b) Tamizado (elaboración propia).

Las muestras de suelo fueron tomadas a nivel rizosférico, posteriormente se preparó la muestra siguiendo la metodología explicada en la primera etapa (Figura 27).

8.2.5 Análisis físicos y químicos

A las muestras de plantas se le determinaron las siguientes propiedades: peso fresco (g) a través de balanza Zeigen precisión ± 0.01 g, Altura (cm) y elongación de las raíces (cm) (Figura 31). A las muestras de suelo se les determino pH y conductividad eléctrica.



a)

b)

Figura 31. Análisis de muestras vegetales. a) Peso fresco de *Chrysopogon zizanioides* a 30 días, b) Elongación de raíz de *Chrysopogon zizanioides* a 120 días (elaboración propia).

8.2.6 Determinación de elementos potencialmente tóxicos

8.2.6.1 Plantas

Para determinar el contenido de EPTs en tejidos vegetales, se realizó mediante digestión con H₂SO₄ y H₂O₂ al 30 % grado analítico adicionando 0.3 g de muestra vegetal en los recipientes tubulares de teflón de la unidad de microondas *MARSXpress*. Posteriormente se filtraron las muestras con papel Whatman 42 aforándose a 50 ml (Figura 28), posteriormente se colocaron en refrigeración a 4 °C (Sarabia, 2011). Se determinaron los elementos potencialmente tóxicos mediante espectroscopía de absorción atómica siguiendo las condiciones operacionales establecidas en la Tabla 5.

Además se calculó el factor de bioconcentración (FBC) que es uno de los factores clave para determinar en mejor momento de la fitoextracción. El FBC se refiere a la capacidad de la planta de extraer el metal, movilizarlo en su tejido y almacenarlo en su biomasa (Argota *et al.*, 2014). Se calculó utilizando la ecuación (3) (adaptada de Pérez, 2015):

$$FBC = \frac{[EPT]_{planta}}{[EPT]_{suelo}} \quad Ec. (3)$$

Donde: $[EPT]_{planta}$ es la concentración total del elemento de interés en mg/kg en la biomasa total de planta y $[EPT]_{suelo}$ es la concentración total del elemento de interés en mg/kg en el suelo tratado. Grandes valores de FBC ($\gg 1$) implican una alta capacidad de acumulación.

Posteriormente, se calculó el factor de translocación (FT) que es otra herramienta clave para la fitoextracción que determina en que parte vegetal, el contenido del elemento a determinar es mayor a través de la ecuación (4) (adaptada de García-Gallegos *et al.*, 2011):

$$FT = \frac{[EPT]_{partes\ aéreas}}{[EPT]_{raíz}} \quad Ec. (4)$$

Donde: $[EPT]_{partes\ aéreas}$ es la concentración total del elemento de interés en mg/kg en tejido aéreo de la planta y $[EPT]_{raíz}$ es la concentración total del elemento de interés en mg/kg de en tejido subterráneo de la planta. Grandes valores de FT ($\gg 1$) implican una alta capacidad de translocación.

8.2.6.2 Suelos

Para las muestras de suelo se siguió la metodología de digestión ácida anteriormente detallada (Figura 28). Se determinaron los elementos potencialmente tóxicos mediante espectroscopía de absorción atómica siguiendo las condiciones operacionales establecidas en la Tabla 5.

Además a cada una de las muestras de suelo obtenidas durante la experimentación se les determinó la tasa de remediación, que es el porcentaje de remoción de EPTs medido en el suelo con respecto al tiempo de tratamiento. Esto se calculó utilizando la ecuación (5) (adaptada de Vidal *et al.*, 2010):

$$\text{Tasa de remediación (\%)} = \frac{[EPT]_{\text{suelo inicial}} - [EPT]_{\text{suelo final}}}{[EPT]_{\text{suelo inicial}}} \times 100 \quad \text{Ec. (5)}$$

Donde: $[EPT]_{\text{suelo inicial}}$ se refiere a la concentración total en mg/ kg del elemento de interés en el suelo al iniciar la experimentación, $[EPT]_{\text{suelo final}}$ es la concentración total en mg/ kg del mismo elemento de interés en el suelo después del tratamiento de 30, 60, 90 o 150 días respectivamente.

8.3 Tercera etapa: propuesta del sistema de remediación

De acuerdo con los resultados obtenidos en la experimentación se realizó la propuesta del sistema de remediación con variables generales que pueden ser utilizadas para la implementación de un sistema de cultivo con respecto a las especificaciones básicas de siembra y algunas propiedades físicas de la especie aplicada.

8.4 Análisis Estadísticos

Para el tratamiento estadístico de los resultados se utilizó el programa Statgraphics Centurion XVI, en los resultados obtenidos en la etapa de reconocimiento del sitio se realizó análisis descriptivo, posteriormente a los resultados de la fitoextracción se realizaron análisis de varianza de una vía con el fin de determinar las diferencias significativas para cada especie y variable estudiada, las diferencias entre medias de los tratamientos se compararon a través del test de Tukey ($p < 0.05$). Se realizó análisis de correlación entre propiedades físicas de las especies, entre las propiedades físicas y químicas de los suelos y EPTs en biomasa total de las especies vegetales monitoreadas.

IX. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

9.1 Primera etapa: reconocimiento de la zona de estudio

9.1.1 Análisis físicos y químicos del suelo

9.1.1.1 10 de Abril

En la comunidad 10 de Abril se presentaron valores de pH en relación suelo/agua en un rango de 5.86 a 6.72 con un promedio de 6.33 en régimen moderadamente ácido, establecido por la NOM-021-RECNAT-2000 como se observa en la Tabla 7. De la misma forma la conductividad eléctrica (CE) varía de 0.09 a 0.29 dS m⁻¹ con promedio de 0.18 dS m⁻¹ con efectos despreciables de salinidad.

La composición granulométrica del suelo oscila entre 28 % a 58 % de arena, del 20 % al 39 % de limo y del 11 % al 33 % de arcilla. Mientras que la capacidad de intercambio catiónico (CIC) presentó valores de 13 Cmol(+) kg⁻¹ para textura gruesa a 30 Cmol(+) kg⁻¹ para textura fina y un promedio de 21.71 Cmol(+) kg⁻¹. Los suelos de la comunidad 10 de Abril presentan clases texturales franca, franco arenoso, franco arcilloso y franco arcilloso arenoso.

Los contenidos de materia orgánica (M.O) se encontraron en un intervalo de 1.50 % a 4.50 % clasificándose en suelos de contenidos bajos a altos con un valor promedio de 3.16 %. Además de tener suelos con contenidos altos de Nitrógeno total (N) en un intervalo de 0.07 % a 0.28 % encontrándose en promedio de 0.18 %. En aspectos generales la comunidad 10 de Abril indica una buena fertilidad, lo que atribuye a los agricultores tener una gran producción agrícola.

Tabla 7. Análisis físicos y químicos de suelos de la comunidad 10 de Abril.

Muestra	pH	CE	CIC	Arena	Limo	Arcilla	Clase Textural	M.O	N
	H ₂ O 1:2	dS m ⁻¹	Cmol(+) kg ⁻¹	----- %	----- %	----- %		----- %	----- %
10A01	6.72	0.16	13.00	58.00	31.00	11.00	franco arenoso	1.50	0.07
10A02	6.22	0.29	23.00	40.00	36.00	24.00	franca	3.50	0.19
10A03	6.18	0.23	28.00	34.00	39.00	27.00	franco arcilloso	4.20	0.25
10A04	6.66	0.13	20.00	54.00	20.00	26.00	franco arcilloso arenoso	2.20	0.11
10A05	6.24	0.17	16.00	42.00	38.00	20.00	franca	3.20	0.18
10A06	6.46	0.09	22.00	44.00	32.00	24.00	franca	3.00	0.15
10A07	5.86	0.21	30.00	28.00	39.00	33.00	franco arcilloso	4.50	0.28
Promedio	6.33	0.18	21.71	42.86	33.57	23.57	-----	3.16	0.18
Recuento	21	21	21	21	21	21	-----	21	21
Desviación Estándar	0.30	0.07	6.08	10.51	6.80	6.81	-----	1.06	0.07
Coficiente de Variación	4.74	36.37	27.98	24.53	20.26	28.86	-----	33.46	42.05

9.1.1.2 San Juan Portezuelo

En la comunidad San Juan Portezuelo se observaron valores de pH en relación suelo/agua en un intervalo de 6.64 a 7.18 con un promedio de 6.89 en régimen moderadamente ácido, establecido por la NOM-021-RECNAT-2000 como se visualiza en la Tabla 8. De igual manera la conductividad eléctrica oscila de 0.15 a 0.22 dS m⁻¹ con promedio de 0.19 dS m⁻¹ con efectos despreciables de salinidad.

La composición granulométrica del suelo vario entre 28 % a 48 % de arena, del 18 % a 42 % de limo y del 14 % al 34 % de arcilla. Mientras que la capacidad de intercambio catiónico presento valores de 16 Cmol(+) kg⁻¹ para textura gruesa a 28 Cmol(+) kg⁻¹ para textura fina y un promedio de 21 Cmol(+) kg⁻¹. Los suelos de la comunidad San Juan Portezuelo presentan clases texturales franca y franco arcilloso.

Los contenidos de materia orgánica se encontraron en un intervalo de 1.10 % a 2.30 % clasificándose en suelos de contenidos medios con un valor promedio de 1.57 %. Además de tener suelos con contenido de Nitrógeno total en un intervalo de 0.05 % a 0.15 % encontrándose un promedio de 0.09 %. En general los suelos de la comunidad de San Juan Portezuelo tienen una fertilidad baja que puede afectar a la producción agrícola a largo plazo.

Tabla 8. Análisis físicos y químicos de suelos de la comunidad San Juan Portezuelo.

Muestra	pH	CE	CIC	Arena	Limo	Arcilla	Clase Textural	M.O	N
	H ₂ O 1:2	dS m ⁻¹	Cmol(+) kg ⁻¹	----- %	----- %	----- %		----- %	
SJP01	6.64	0.22	18.00	48.00	18.00	34.00	franca	2.30	0.15
SJP02	6.90	0.21	25.00	41.00	36.00	23.00	franca	1.30	0.05
SJP3	7.04	0.18	28.00	36.00	36.00	28.00	franco arcilloso	1.20	0.06
SJP04	6.82	0.15	20.00	28.00	38.00	34.00	franco arcilloso	1.40	0.09
SJP05	6.74	0.19	16.00	44.00	42.00	14.00	franca	2.10	0.11
SJP06	7.18	0.19	19.00	46.00	38.00	16.00	franca	1.10	0.05
Promedio	6.89	0.19	21.00	40.50	34.67	24.83	-----	1.57	0.09
Recuento	18	18	18	18	18	18	-----	18	18
Desviación Estándar	0.19	0.02	4.56	7.42	8.45	8.68	-----	0.50	0.03
Coefficiente de Variación	2.87	12.89	21.71	18.32	24.38	34.94	-----	32.21	46.91

9.1.1.3 Emilio Portes Gil

En la comunidad Emilio Portes Gil se obtuvieron valores de pH en relación suelo/agua en un intervalo de 6.30 a 6.81 con un promedio de 6.50 en régimen moderadamente ácido, establecido por la NOM-021-RECNAT-2000 como se aprecia en la Tabla 9. De la misma forma la conductividad eléctrica varía de 0.13 a 0.27 dS m⁻¹ con promedio de 0.21 dS m⁻¹ con efectos despreciables de salinidad.

La composición granulométrica del suelo oscila entre 27 % a 57 % de arena, del 25 % al 40 % de limo y del 15 % al 39 % de arcilla. Mientras que la capacidad de intercambio catiónico presenta valores de 17 Cmol(+) kg⁻¹ para textura gruesa a 31 Cmol(+) kg⁻¹ para textura fina y un promedio de 24 Cmol(+) kg⁻¹ indicando una retención media de cationes en el suelo. Los suelos de la comunidad Emilio Portes Gil presentan clases texturales franca, franco arenoso, franco arcilloso y franco arcilloso arenoso.

Los contenidos de materia orgánica se encontraron en un intervalo de 3.13 % a 4.03 % clasificándose en suelos de contenidos medios a altos con un valor promedio de 3.16 %. Además de tener suelos con contenido medio de Nitrógeno total en un intervalo de 0.12 % a 0.24 % encontrándose un promedio de 0.17 %. En aspectos generales la comunidad Emilio Portes Gil tiene una buena fertilidad, lo que otorga a los agricultores tener una gran producción agrícola.

Tabla 9. Análisis físicos y químicos de suelos de la comunidad Emilio Portes Gil.

Muestra	pH H ₂ O 1:2	CE dS m ⁻¹	CIC Cmol(+) kg ⁻¹	Arena ----- %	Limo ----- %	Arcilla ----- %	Clase Textural	M.O ----- %	N ----- %
EPG01	6.81	0.27	17.00	57.00	28.00	15.00	franco arenoso	2.42	0.12
EPG02	6.74	0.19	20.00	46.00	25.00	29.00	franco arcillo arenoso	2.63	0.13
EPG03	6.30	0.26	31.00	27.00	34.00	39.00	franco arcillosa	4.03	0.24
EPG04	6.43	0.13	23.00	44.00	28.00	28.00	franco arcillosa	3.13	0.16
EPG05	6.33	0.24	28.00	27.00	40.00	33.00	franco arcillosa	3.47	0.20
EPG06	6.41	0.15	25.00	42.00	34.00	24.00	franca	3.30	0.18
Promedio	6.50	0.21	24.00	40.50	31.50	28.00	-----	3.16	0.17
Recuento	18	18	18	18	18	18	-----	18	18
Desviación Estándar	0.21	0.05	5.13	11.67	5.50	8.14	-----	0.58	0.04
Coefficiente de Variación	3.33	28.48	21.40	28.82	17.47	29.10	-----	18.44	26.15

9.1.2 Elementos potencialmente tóxicos del suelo

9.1.2.1 10 de Abril

Como puede observarse en la Tabla 10 en la comunidad 10 de Abril se encontró plomo en un intervalo de 100.50 mg/kg a 135 mg/kg, siendo valores menores que en suelos agrícolas aledaños a zonas mineras en Gwangju, Corea que tienen como mínimo 400 mg/kg (Kwak *et al.*, 2012). Para cromo el rango de valores fue de 206.50 mg/kg a 707.50 mg/kg, parecidos a los valores encontrados en 23 muestras de suelos de asentamientos precarios en Montevideo que tienen un mínimo de 230 mg/kg (I.M., 2012).

De acuerdo con níquel, se obtuvo un intervalo de 1 257 mg/kg a 2 053 mg/kg, los valores obtenidos fueron mayores que los encontrados en suelos de importancia agrícola irrigados por el río Pánuco cercanos a la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo (González-Salazar *et al.*, 2015). Para hierro se obtuvo un rango de 12 660 mg/kg a 18 181 mg/kg, estos valores fueron elevados en comparación con suelos cultivados con caña de azúcar en la Chontalpa, Tabasco (Cruz-Pons *et al.*, 2012).

La comunidad 10 de Abril presenta un promedio de 117.64 mg/kg de plomo, 486.71 mg/kg de cromo, 1 718.50 mg/kg de níquel y 15 758.21 mg/kg de hierro, con respecto a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 cromo y níquel rebasan los límites de referencia totales para suelos agrícolas.

Tabla 10. Contenido de elementos potencialmente tóxicos en suelos de la comunidad 10 de Abril.

Muestra	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Fe (mg/kg)
10A01	108.00 ± 3.04	359.00 ± 2.65	1 685.50 ± 2.18	17 730.50 ± 2.18
10A02	122.00 ± 2.00	707.50 ± 2.50	2 053.00 ± 1.00	14 741.00 ± 4.58
10A03	114.50 ± 2.18	692.50 ± 0.50	1 940.50 ± 2.29	16 560.00 ± 5.20
10A04	100.50 ± 1.32	306.00 ± 3.61	1 425.50 ± 0.50	18 181.00 ± 5.30
10A05	131.00 ± 3.61	450.50 ± 2.18	1 817.50 ± 3.12	13 568.00 ± 2.65
10A06	112.50 ± 2.78	206.50 ± 1.50	1 257.00 ± 2.65	16 867.00 ± 1.73
10A07	135.00 ± 1.73	685.00 ± 1.00	1 850.50 ± 2.50	12 660.00 ± 3.61
Promedio	117.64 ± 11.94	486.71 ± 197.193	1 718.50 ± 270.65	15 758.21 ± 2 014.80
Límites máximos NOM ¹	400	280	1 600	-----

¹ NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004

9.1.2.2 San Juan Portezuelo

A través de los resultados obtenidos en la Tabla 11, en la comunidad de San Juan Portezuelo se encontró plomo en un rango de 84.50 mg/kg a 117.50 mg/kg, siendo valores aceptables de acuerdo a Kabata-Pendias (2010) que establece un umbral de 200 mg/kg. Para cromo el intervalo de valores fue de 168.50 mg/kg a 282.50 mg/kg, con valores mayores a los obtenidos en suelos agrícolas irrigados por el río Bogotá que tienen un contenido menor a 100 mg/kg (Lora & Bonilla, 2010).

De acuerdo con níquel, se obtuvo un intervalo de 1 063 mg/kg a 1 508 mg/kg, los valores obtenidos fueron menores que en suelos cubanos donde existen concentraciones mayores a 2 850 mg/kg sin afectar el rendimiento del cultivo de pimiento (Muñiz *et al.*, 2015). Para hierro se obtuvo un rango de 4 425.50 mg/kg a 11 870.50 mg/kg, estos valores fueron menores en comparación con suelos agrícolas vecindados por un depósito de vehículos de desecho en San Gabriel Jilotepec, Estado de México donde existen concentraciones mayores a 29 000 mg/kg (Balderas-Plata *et al.*, 2003).

La comunidad San Juan Portezuelo presenta un promedio de 94.83 mg/kg de plomo, 213.75 mg/kg de cromo, 1 255.75 mg/kg de níquel y 8 289.92 mg/kg de hierro, con respecto a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 ningún elemento rebasa los límites de referencia totales para suelos agrícolas.

Tabla 11. Contenido de elementos potencialmente tóxicos en suelos de la comunidad San Juan Portezuelo.

Muestra	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Fe (mg/kg)
SJP01	91.50 ± 1.32	282.50 ± 1.50	1 508.00 ± 3.00	9 360.50 ± 3.91
SJP02	117.50 ± 1.80	231.00 ± 3.61	1 447.50 ± 1.50	4 425.50 ± 2.78
SJP3	107.50 ± 0.50	188.00 ± 2.65	1 095.00 ± 2.29	5 587.50 ± 2.29
SJP04	95.50 ± 1.00	168.50 ± 1.73	1 063.00 ± 4.58	7 720.50 ± 2.52
SJP05	72.50 ± 1.25	196.00 ± 2.00	1 160.50 ± 5.29	11 870.50 ± 4.76
SJP06	84.50 ± 1.50	216.50 ± 2.18	1 260.50 ± 0.50	10 775.00 ± 3.00
Promedio	94.83 ± 15.27	213.75 ± 37.76	1 255.75 ± 187.83	8 289.92 ± 2 745.16
Límites máximos NOM¹	400	280	1 600	-----

¹NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004

9.1.2.3 Emilio Portes Gil

Como puede apreciarse en la Tabla 12, en la comunidad de Emilio Portes Gil se encontró plomo en un intervalo de 106 mg/kg a 175 mg/kg, obteniendo valores mayores a los de la zona agrícola del municipio Soledad de Graciano Sánchez, San Luis Potosí en donde plomo tuvo una concentración de 53.39 mg/kg a 127.84 mg/kg (Alcalá *et al.*, 2012). Para cromo el rango de valores fue de 270.50 mg/kg a 891 mg/kg, siendo mayores a los valores encontrados en suelos de gran explotación agrícola de la región del Ariari, Colombia (Mahecha-Pulido *et al.*, 2015).

De acuerdo con níquel, se obtuvo un intervalo de 1 294.50 mg/kg a 2 050 mg/kg, los valores obtenidos fueron mayores que los encontrados en suelos agrícolas de La Paz Tlaxcolpan, Puebla donde hay concentraciones menores de 60 mg/kg (González-Flores *et al.*, 2011). Para hierro se obtuvo un rango de 14 675 mg/kg a 17 265.50 mg/kg, estos valores se encuentran en el intervalo establecido por Kabata-Pendias (2010).

La comunidad Emilio Portes Gil presenta un promedio de 133.92 mg/kg de plomo, 628.67 mg/kg de cromo, 1 798 mg/kg de níquel y 16 021.75 mg/kg de hierro, con respecto a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 cromo y níquel rebasan los límites de referencia totales para suelos agrícolas.

Tabla 12. Contenido de elementos potencialmente tóxicos en suelos de la comunidad Emilio Portes Gil.

Muestra	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Fe (mg/kg)
EPG01	129.00 ± 1.50	891.00 ± 2.00	2 050.00 ± 2.64	16 061.50 ± 3.27
EPG02	116.50 ± 2.00	476.00 ± 2.15	1 870.00 ± 3.00	16 656.00 ± 1.73
EPG03	175.00 ± 3.15	877.50 ± 2.29	2 018.00 ± 1.73	14 675.00 ± 2.64
EPG04	124.50 ± 1.73	270.50 ± 3.04	1 294.50 ± 2.00	16 260.50 ± 2.78
EPG05	152.50 ± 1.32	881.50 ± 3.25	2 045.00 ± 2.17	15 212.00 ± 1.80
EPG06	106.00 ± 3.60	375.50 ± 2.64	1 510.50 ± 1.32	17 265.50 ± 1.50
Promedio	133.92 ± 24.02	628.67 ± 269.11	1 798.00 ± 334.91	16 021.75 ± 888.87
Límites máximos NOM¹	400	280	1 600	-----

¹ NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004

9.1.2.4 Legislación ambiental y remediación

Se puede observar en la Tabla 13 los contenidos de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) promedio de las comunidades de la zona de estudio en comparación con los límites máximos permisibles de diferentes legislaciones.

Tabla 13. Contenido promedio de elementos potencialmente tóxicos en suelos de la zona de estudio.

comunidad	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Fe (mg/kg)
10 de Abril	117.64 ± 11.94	486.71 ± 197.193	1 718.50 ± 270.65	15 758.21 ± 2 014.80
San Juan Portezuelo	94.83 ± 15.27	213.75 ± 37.76	1 255.75 ± 187.83	8 289.92 ± 2 745.16
Emilio Portes Gil	133.92 ± 24.02	628.67 ± 269.11	1 798.00 ± 334.91	16 021.75 ± 888.87
Límites máximos de referencia total permisible para suelos agrícolas.				
CCME ¹	200	75	100	-----
EA ²	500	150	1 800	-----
EMA ³	600	800	500	-----
EPA ⁴	400	230	1 600	-----
SEMARNAT ⁵	400	280	1 600	-----

¹ Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2015).

² Environmental Agency of England (EA, 2009).

³ Environmental Management Agency of Holland (EMA, 2008).

⁴ Environmental Protection Agency of United States (EPA, 2007).

⁵ Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT: NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004).

La zona de estudio muestra, para los EPTs analizados, respecto a las comunidades el siguiente orden decreciente: Emilio Portes Gil > 10 de Abril > San Juan Portezuelo.

Las comunidades presentan un contenido de plomo dentro del intervalo permitido por las legislaciones ambientales establecidas por Canadá, Estados Unidos, Holanda, Inglaterra y México como se aprecia en la Tabla 13, con respecto a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, la remediación del sitio no se aplica a esta zona de estudio para este elemento en particular.

Por lo que respecta a cromo, las tres comunidades sobrepasan los límites permisibles dados por la CCME y la EA, mientras que para la EPA y SEMARNAT solo Emilio Portes Gil y 10 de Abril son objetivo de remediación, en tanto que, para la EMA ninguna comunidad sustenta la opción de remediación. Para los contenidos de níquel, las tres comunidades están por arriba de los límites dispuestos por la CCME y la EMA, para la EA ninguna comunidad está considerada para remediación, sin embargo lo permitido por la EPA y SEMARNAT sugiere que las comunidades Emilio Portes Gil y 10 de Abril sean valoradas para la remediación.

El elemento hierro no es un elemento normado por las legislaciones ambientales antes descritas, sin embargo, se encuentra en las tres comunidades dentro del límite máximo de 300 000 mg/kg establecido para suelos agrícolas (Kabata-Pendias, 2010). El análisis de este elemento fue denotado por su importancia en las interacciones suelo–planta, ya que es uno de los nutrientes vegetales esenciales para el crecimiento, así como también es capaz de producir toxicidad, que generalmente ocurre en suelos agrícolas que utilizan el sistema de riego por inundación durante el ciclo vegetativo (Dobermann & Fairhurst, 2000), similar al que utilizan en las tres comunidades de la zona de estudio.

Cabe mencionar también, que aun cuando el elemento plomo no rebasó los límites máximos permitidos también fue objeto de estudio ya que no tienen ninguna función biológica en los organismos, sin embargo puede encontrarse la exposición del mismo a largo plazo. Por lo anteriormente dispuesto, se puede observar que las comunidades Emilio Portes Gil y 10 de Abril son aquellas que se consideraron para la remediación ya que dichas comunidades sobrepasan los límites permitidos para cromo y níquel de acuerdo a la diversidad de legislaciones existentes y tomando en cuenta primordialmente a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 que sustenta esta investigación.

9.1.3 Correlación de las propiedades de los suelos y los EPTs de la zona de estudio.

El análisis indicó que existe una relación moderadamente fuerte entre las propiedades del suelo y los EPTs como se observa en la Tabla 14, reflejando una relación inversamente proporcional entre el pH y los EPTs (Anexo 12.2) siendo un factor importante ya que en suelos ácidos, se produce una competencia de los iones H⁺ con los cationes metálicos por los sitios de intercambio aumentando su concentración y su biodisponibilidad (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007).

Tabla 14. Coeficientes de correlación entre propiedades del suelo y EPTs de la zona de estudio.

	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Ni (mg/kg)
pH	-0.5669	-0.5710	-0.4553	-0.5831
CE	0.4172	0.5446	0.1166	0.5053
CIC	0.5752	0.3999	0.1227	0.2269
Arena	-0.4507	-0.2846	-0.3173	-0.1058
Limo	0.1077	0.1279	0.2701	0.0018
Arcilla	0.4684	0.2431	0.1586	0.1307
M.O	0.6321	0.6906	0.5333	0.6579
N	0.5040	0.5794	0.4358	0.5301

Además, el análisis entre las propiedades del suelo determinó que el pH de la zona de estudio tuvo una relación inversamente proporcional con respecto al porcentaje de materia orgánica (Figura 32) con un coeficiente de correlación de Pearson de -0.9371 y un nivel de confianza del 95 %. Posteriormente se determinó a M.O como la variable dependiente y pH como la variable independiente en la ecuación del modelo lineal:

$$M.O = 22.2626 - 2.9876 * pH$$

El pH dentro del rango neutro a ácido es propicio para el aumento en la actividad microbiana y como consecuencia en la acelerada formación de materia orgánica en los suelos, fomentando también el desarrollo radicular (Hellin, 2015).

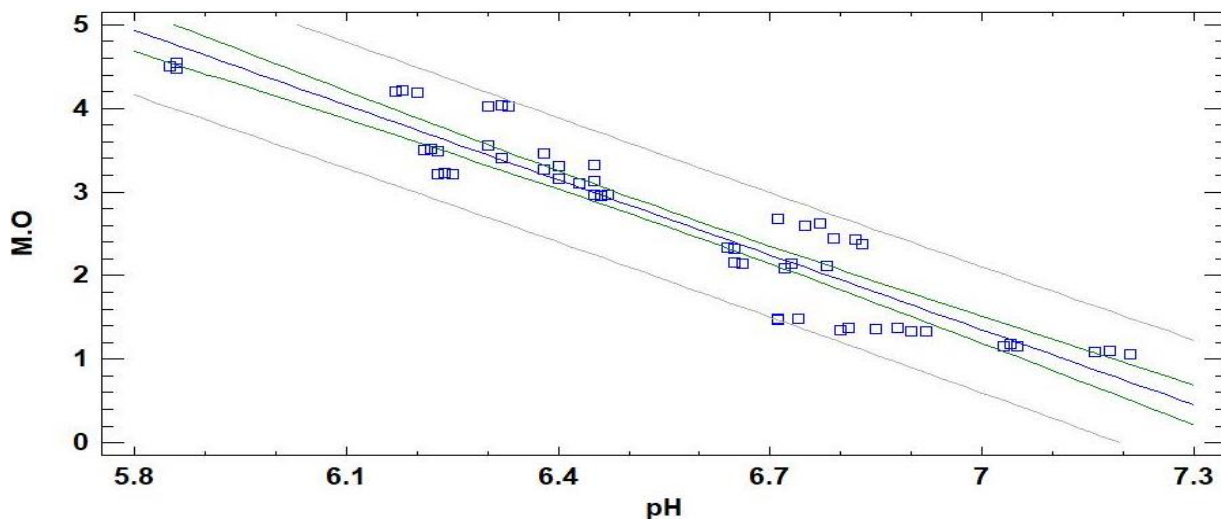


Figura 32. M.O vs. pH (elaboración propia)

Posteriormente, el análisis de correlación entre los EPTs indicó que el contenido de cromo en los suelos de la zona de estudio tuvo una relación directamente proporcional con el contenido de níquel (Figura 33) con un coeficiente de Pearson de 0.9320 y un nivel de confianza del 95 %, similar a la relación encontrada por Navarro-Pedreño *et al.*, (2003); refieren que los aportes de Cr y Ni son directamente proporcionales aumentando su concentración en los horizontes superficiales del suelo donde se ha aplicado excesiva fertilización orgánica. Se determinó a Cr (mg/kg) como la variable dependiente y Ni (mg/kg) como la variable independiente. La ecuación del modelo lineal es la siguiente:

$$Cr (mg/kg) = -590.1080 + 0.6847 * Ni (mg/kg)$$

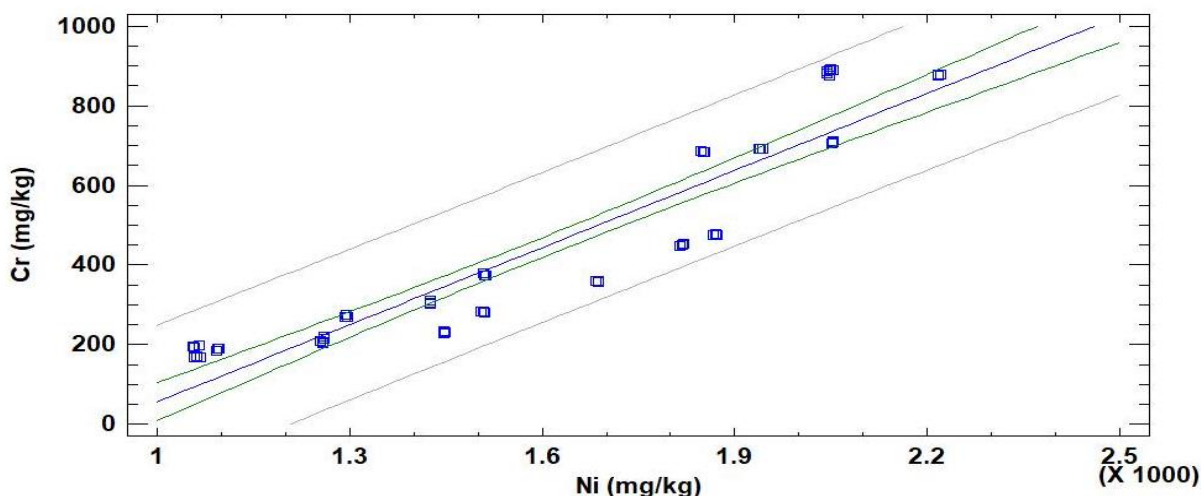


Figura 33. Cr vs. Ni (elaboración propia).

9.2 Segunda etapa: Fitoextracción

9.2.1 Selección y delimitación

9.2.1.1 Emilio Portes Gil

Para la selección de la parcela de estudio denominada como: unidad experimental 1 (UE.1); que corresponde al municipio de Ocoyucan en la comunidad de Emilio Portes Gil, se comunicó al comisariado ejidal la elección de una de tres parcelas con primordial atención con respecto a los EPTs encontrados. Puede observarse a las parcelas potenciales para la remediación en la Tabla 15.

Tabla 15. Parcelas potenciales de remediación de acuerdo al contenido de EPT en Emilio Portes Gil.

Muestra	Pb (mg/kg)	Muestra	Cr (mg/kg)	Muestra	Ni (mg/kg)	Muestra	Fe (mg/kg)
EPG01	129.00	EPG03	877.50	EPG03	2 018.00	EPG04	16 260.50
EPG05	152.50	EPG05	881.50	EPG05	2 045.00	EPG02	16 656.00
EPG03	175.00	EPG01	891.00	EPG01	2 050.00	EPG06	17 265.50

La elección se realizó tomando en cuenta a cromo y níquel, que de acuerdo a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 sobrepasan los límites permisibles en el siguiente orden descendente: EPG01 > EPG05 > EPG03. A partir de la exposición de motivos de la realización de la segunda etapa de la experimentación, el comisariado ejidal correspondiente, puso a disposición la parcela EPG03 (Figura 34), ubicada en 18°55'42.58"N, 98°21'10.36"O.



Figura 34. Delimitación de la unidad experimental 1 en la parcela EPG03 (adaptado de Google Earth Pro, s.f.)

Se procedió a delimitar la unidad experimental de 21 m de largo y 6 m de ancho, 4 espacios de 4 m x 4 m dejando 1 m lineal entre tratamientos para facilitar el monitoreo entre cada especie vegetal (Figura 35 y 36).

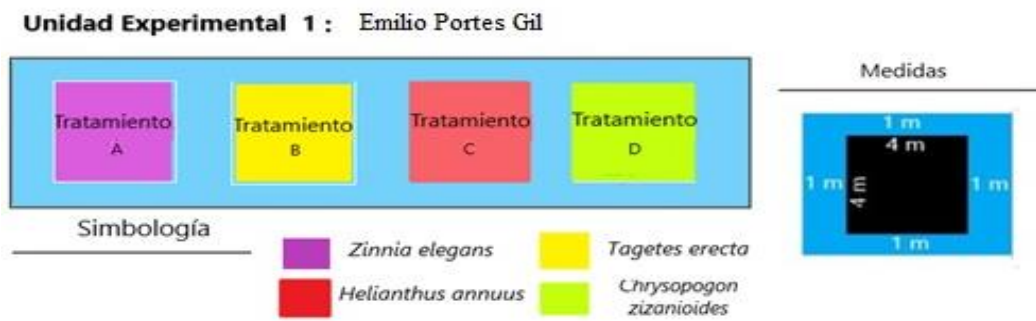


Figura 35. Diseño y ubicación de las especies vegetales dentro de la unidad experimental 1 (elaboración propia).



Figura 36. Unidad experimental 1 (elaboración propia).

9.2.1.2 10 de Abril

Para la selección de la parcela de estudio denominada como: unidad experimental 2 (UE.2); que corresponde al municipio de Atlixco en la comunidad 10 de Abril, se comunicó al comisariado ejidal la elección de una de tres parcelas con primordial atención con respecto a los EPTs encontrados. Puede observarse a las parcelas potenciales para la remediación en la Tabla 16.

Tabla 16.Parcelas potenciales de remediación de acuerdo al contenido de EPT en 10 de Abril.

Muestra	Pb (mg/kg)	Muestra	Cr (mg/kg)	Muestra	Ni (mg/kg)	Muestra	Fe (mg/kg)
10A02	122.00	10A07	685.00	10A07	1 850.50	10A06	16 867.00
10A05	131.00	10A03	692.50	10A03	1 940.50	10A01	17 730.50
10A07	135.00	10A02	707.50	10A02	2 053.50	10A04	18 181.00

La elección se realizó tomando en cuenta a cromo y níquel, que de acuerdo a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 sobrepasan los límites permisibles en el siguiente orden descendente: 10A02> 10A03> 10A07. A partir de la exposición de motivos de la realización de la segunda etapa de la experimentación, el comisariado ejidal correspondiente, puso a disposición la parcela 10A07 (Figura 37), ubicada en 18°55'16.87"N, 98°22'20.04"O.

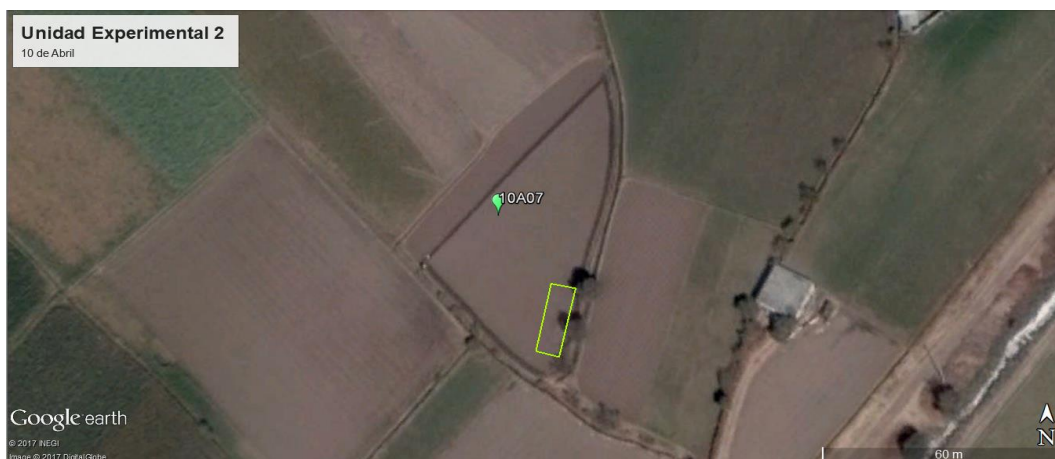


Figura 37. Delimitación de la unidad experimental 2 en la parcela 10A07 (adaptado de Google Earth Pro (s.f.))

Se procedió a delimitar en la unidad experimental de 17 m de largo y 5.5 m de ancho, 4 espacios de 3.5m x 3 m dejando 1 m lineal entre tratamientos para facilitar el monitoreo entre cada especie vegetal. La colocación de las especies se realizó al azar y se denominó como tratamiento A, B, C y D (Figura 38 y 39).



Figura 38. Diseño y ubicación de las especies vegetales de la unidad experimental 2 (elaboración propia).



Figura 39. Unidad experimental 2 (elaboración propia).

9.2.2 Siembra y germinación

Para la siembra en ambas unidades experimentales se utilizó la (Ec.1) y la (Ec.2) descritas anteriormente en la metodología así como las especificaciones de la Tabla. 6. Se tomó en cuenta que para cada unidad de tratamiento de la UE.1, las medidas fueron de 4 m de ancho y 4 m de largo (Figura 35), con 0.40m de distancia entre surcos se obtuvo un total de 10 surcos y se utilizó un total de 100 semillas de *Helianthus annuus*, 130 esquejes de *Chrysopogon zizanioides*, 160 semillas de *Zinnia elegans* y 130 semillas de *Tagetes erecta*. Mientras que para la UE.2, la medida de cada unidad de tratamiento fue de 3.5 m de ancho y 3 m de largo (Figura 38), con 0.40m de distancia entre surcos, se obtuvo un total de 8 surcos y se utilizó un total de 56 semillas de *Helianthus annuus*, 80 esquejes de *Chrysopogon zizanioides*, 96 semillas de *Zinnia elegans* y 80 semillas de *Tagetes erecta*. La especie *Helianthus annuus* tuvo un intervalo de germinación de 65% a 75% en *Zinnia elegans* de 70% a 78% y para *Tagetes erecta* se encontró un rango de 77% a 81%. Para el caso del *Chrysopogon zizanioides*, el número de plantas esperadas fue igual al número de esquejes sembrados en las respectivas comunidades como se observa en la Tabla 17.

Tabla 17. Número de plantas germinadas en las unidades experimentales.

UE.1			
Especie	No. de plantas esperadas	No. de plantas germinadas	Porcentaje de germinación (%)
<i>Helianthus annuus</i>	100	65	65
<i>Chrysopogon zizanioides</i>	130	130	100
<i>Zinnia elegans</i>	160	112	70
<i>Tagetes erecta</i>	130	100	77
UE.2			
Especie	No. de plantas esperadas	No. de plantas germinadas	Porcentaje de germinación (%)
<i>Helianthus annuus</i>	56	42	75
<i>Chrysopogon zizanioides</i>	80	80	100
<i>Zinnia elegans</i>	96	75	78
<i>Tagetes erecta</i>	80	65	81

9.2.3 Análisis físicos y químicos

9.2.3.1 *Zinnia elegans*

Las plantas de la especie *Zinnia elegans* de la UE.1 mostraron una elongación de las raíces de 5.3 cm a 34.4 cm, con respecto a la altura las plantas tuvieron un intervalo de 15.8 cm a 148.2 cm, mientras que el peso fresco fue de 43.7 g a 932.5 g; mientras que las plantas de la UE.2, mostraron una elongación de raíces de 4.5 cm a 32.2 cm, con respecto a la altura tuvieron un intervalo de 14.3 cm a 142.2 cm, mientras que el peso fresco fue de 46.7 g a 789.8 g en el rango de 30 a 150 días de la experimentación (Anexo 12.3a).

9.2.3.2 *Tagetes erecta*

Las plantas de la especie *Tagetes erecta* mostraron una altura de 10.8 cm a 132.5 cm, una elongación de las raíces de 5.4 cm a 32.6 cm y un intervalo de 42.1 g a 558.2 g en peso fresco que corresponde a la UE.1, mientras que las plantas de la UE.2 mostraron una altura de 12.1 cm a 135.4 cm, una elongación de las raíces de 5.2 cm a 32.3 cm y un intervalo de 40.8 g a 525.4 g que corresponde al peso fresco en el rango de 30 a 150 días de la experimentación (Anexo 12.3b).

9.2.3.3 *Helianthus annuus*

Las plantas de la especie *Helianthus annuus* de la UE.1 mostraron una elongación de las raíces de 6.3 cm a 39.4 cm, con respecto a la altura las plantas tuvieron un intervalo de 22.3 cm a 185.2 cm, mientras que el peso fresco fue de 112.5 g a 2 500.5 g; mientras que las plantas de la UE.2 mostraron una elongación de las raíces de 5.2 cm a 36.3 cm, con respecto a la altura las plantas

tuvieron un intervalo de 20.4 cm a 171.7 cm, mientras que el peso fresco fue de 110.2 g a 2212.4 g en el rango de 30 a 150 días de la experimentación (Anexo 12.3c).

9.2.3.4 *Chrysopogon zizanioides*

Las plantas de la especie *Chrysopogon zizanioides* de la UE.1 mostraron una altura de 35.5 cm a 125.4 cm, una elongación de las raíces de 6.5 cm a 48.3 cm y un intervalo de 94.3 g a 512.6 g que corresponde al peso fresco, mientras que las plantas de la UE.2 mostraron una altura de 35.5 cm a 133.4 cm, una elongación de las raíces de 6.5 cm a 44.6 cm y un intervalo de 94.3 g a 532.2 g que corresponde al peso fresco en el rango de 30 a 150 días de la experimentación (Anexo 12.3d).

Para el suelo rizosférico se encontraron valores de pH moderadamente ácidos en la totalidad de los muestreos en las diferentes especies (Anexo 12.3e) y los valores de la conductividad eléctrica denotaron efectos despreciables de salinidad de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000 para ambas comunidades (Anexo 12.3f).

9.2.4 Evaluación de las propiedades físicas de las especies de estudio

Los valores promedio de las propiedades físicas de las especies vegetales de estudio se trataron estadísticamente mediante análisis de varianza, con el fin de determinar diferencias significativas del comportamiento de la misma especie en las dos comunidades respecto al tiempo visualizadas en la Tabla 18, encontrando que a pesar de ser la misma especie las propiedades físicas (elongación de raíces, altura y peso fresco) de estas se mostraron distintas para ambas unidades experimentales. De acuerdo a los datos obtenidos se realizó el procedimiento de diferencia honestamente significativa (DHS) de Tukey, donde las letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas con un nivel del 95 % de confianza. Resultando que la especie *Chrysopogon zizanioides* en ambas comunidades mostró la menor altura y el menor peso, sin embargo fue la que mayor elongación de las raíces tuvo durante la experimentación. La especie *Tagetes erecta* en ambas comunidades mostró la menor elongación de las raíces, para la especie *Helianthus annuus* se pudo observar que fue la que mayor altura y peso tuvo en comparación con las otras especies.

Tabla 18. Diferencias significativas de las propiedades físicas de las especies de estudio.

Elongación de la raíz			Altura			Peso fresco		
<i>Especie</i>	<i>días</i>	<i>cm</i>	<i>Especie</i>	<i>días</i>	<i>cm</i>	<i>Especie</i>	<i>días</i>	<i>g</i>
<i>Zinnia elegans</i>	30	4.90 a	<i>Zinnia elegans</i>	30	15.05 a	<i>Zinnia elegans</i>	30	45.20 a
	60	14.25 b		60	41.75 b		60	129.95 a
	90	20.10 bc		90	101.40 c		90	445.05 b
	120	26.75 cd		120	129.60d		120	595.45 b
	150	33.30 d		150	145.20 e		150	861.15 c
<i>Helianthus annuus</i>	30	5.750 a	<i>Helianthus annuus</i>	30	21.35 a	<i>Helianthus annuus</i>	30	111.35 a
	60	12.95 a		60	116.35 b		60	532.65 ab
	90	27.20 b		90	154.30 bc		90	866.35 b
	120	32.35 bc		120	166.70 c		120	1826.25 c
	150	37.85 c		150	178.45 c		150	2356.45 c
<i>Tagetes erecta</i>	30	5.30 a	<i>Tagetes erecta</i>	30	11.45 a	<i>Tagetes erecta</i>	30	41.45 a
	60	13.85 b		60	33.15 b		60	110.35 a
	90	18.90 b		90	57.50 c		90	259.40 b
	120	27.55 c		120	83.50 d		120	466.50 c
	150	31.45 c		150	133.95 e		150	541.80 c
<i>Chrysopogon zizanioides</i>	30	14.20 a	<i>Chrysopogon zizanioides</i>	30	40.20 a	<i>Chrysopogon zizanioides</i>	30	127.20 b
	60	23.75 b		60	57.95 a		60	257.85 b
	90	32.45 c		90	89.90b		90	350.95 bc
	120	42.35 d		120	111.35 c		120	469.30 cd
	150	46.45 d		150	129.40 c		150	522.40 d

9.2.5 Elementos potencialmente tóxicos en plantas y suelos

De acuerdo con la Tabla 19 se observan las condiciones iniciales que tuvieron las unidades experimentales en esta segunda etapa:

Tabla 19. Contenido inicial de EPTs y propiedades del suelo de las unidades experimentales.

Muestra	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Fe (mg/kg)	pH	CE (dS/m)
UE.1	175.00	877.50	2 018.00	14 675.00	6.30	0.26
UE.2	135.00	685.00	1 850.50	12 660.00	5.86	0.21

9.2.5.1 Plomo

a) *Zinnia elegans*

La especie *Zinnia elegans* de la UE.1 a 150 días mostró una concentración máxima de plomo en mg/kg en base seca a nivel raíz de 28.33 mg/kg, tallo de 33.33 mg/kg, hoja de 25 mg/kg. Para *Zinnia elegans* de la UE.2 en el mismo tiempo, la concentración máxima de plomo a nivel raíz fue de 30 mg/kg, tallo de 25 mg/kg, hoja de 20 mg/kg, en ambas unidades la concentración de este elemento a nivel flor y semilla no se detectó; se determinó que esta especie tuvo un contenido

máximo de plomo en la biomasa total de 86.66 mg/kg en base seca para UE.1 mientras que en la UE.2 tuvo 75 mg/kg (Figura 40).

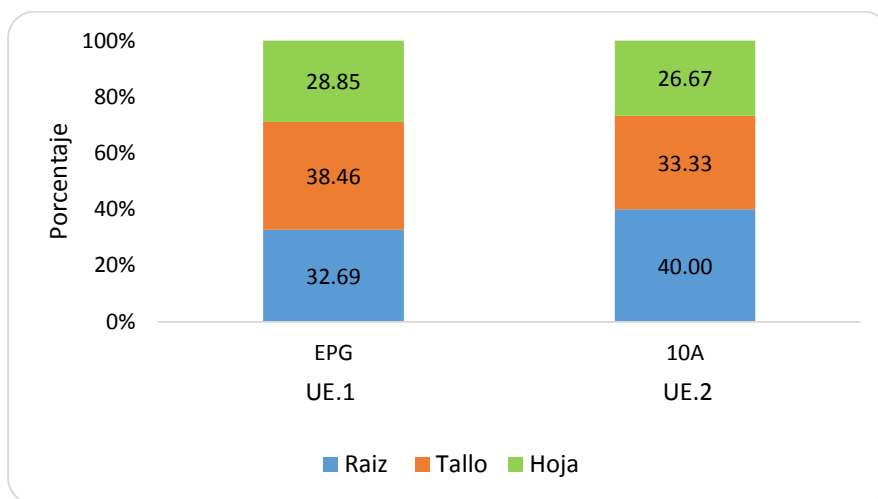


Figura 40. Composición porcentual máxima de Pb a 150 días en la especie *Zinnia elegans*. (Elaboración propia)

Se pudo determinar el factor de translocación con la (Ec. 4) descrita en la metodología confirmando que la especie es capaz de acumular desde los 30 días en tallo y hoja en mayor concentración que en raíz para la UE.2 y a partir de los 60 días en la UE.1, asegurando el contenido de plomo en partes aéreas como se observa en la Tabla 20. La especie *Zinnia elegans* durante el tratamiento de 150 días no mostro efectos de toxicidad en ninguna unidad experimental de igual manera que los estudios realizados por Milusheva *et al.* (2015), refieren que esta especie puede sobrevivir sin notar cambios en su estructura en un tratamiento de 40 días a una concentración establecida de plomo en un intervalo de 0 mg/kg a 1 300 mg/kg en suelo.

Tabla 20. Factor de translocación de Pb por la especie *Zinnia elegans*.

Muestreo (días)	UE.1		UE.2	
	Tallo	Hoja	Tallo	Hoja
30	0.83	0.50	1.80	2.20
60	0.75	1.25	1.08	0.67
90	1.19	0.75	0.56	1.33
120	1.31	1.15	1.10	1.30
150	1.18	0.88	0.83	0.67

De acuerdo a Leung (2013) la especie *Zinnia elegans* mediante la adición de ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) es capaz de absorber más de 6 000 mg/kg de plomo en estudios *ex situ*, en comparación con esta investigación la realización de la fitoextracción fue *in situ* sin

agentes quelantes lo que determina que la concentración en la biomasa sea variable debido a la disponibilidad del metal en la solución del suelo.

b) *Tagetes erecta*

La especie *Tagetes erecta* de la UE.1 mostró una concentración máxima de plomo en mg/kg a 120 días en base seca a nivel raíz de 36.67 mg/kg, en hoja de 15 mg/kg y tallo de 13.33 mg/kg, para *Tagetes erecta* de la UE.2 en el mismo tiempo se encontró un máximo de 31.67 mg/kg en raíz, para tallo de 11.67 mg/kg, en hoja tuvo un máximo de 18.33 mg/kg.

En ambas unidades experimentales, a nivel flor y semilla no se detectó este elemento; se determinó que esta especie tuvo un contenido máximo de plomo en la biomasa total en la UE.1 de 65 mg/kg y en la UE.2 de 61.67 mg/g en 120 días (Figura 41). De acuerdo al estudio *ex situ* realizado por Ahmed (2015) la especie *Tagetes erecta* mostró en 90 días, una concentración máxima en la biomasa total de 104.25 mg/kg en base seca siendo mayor a lo obtenido en esta experimentación.

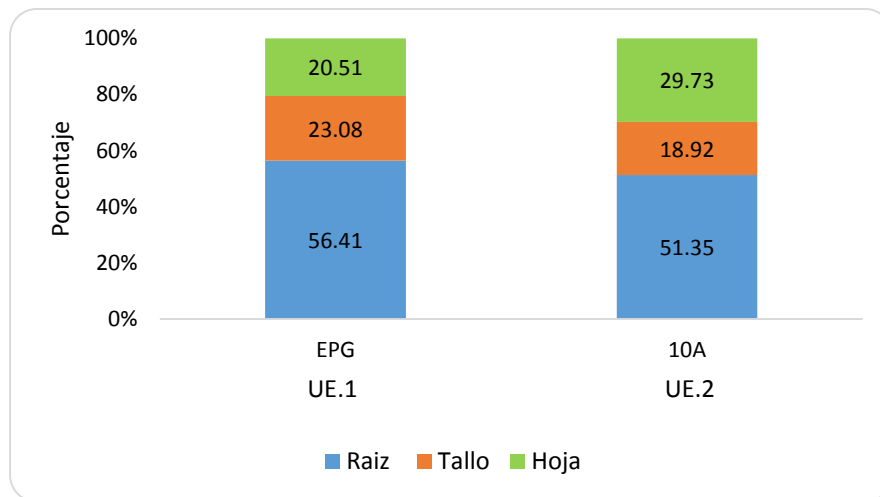


Figura 41. Composición porcentual máxima de Pb a 120 días en la especie *Tagetes erecta*. (Elaboración propia)

Así mismo Ramana *et al.* (2008) encontró que la mayor concentración de plomo en *Tagetes erecta* se concentra a nivel raíz, siendo similar a lo obtenido en la Tabla 21 para ambas unidades experimentales, que se confirma con el factor de translocación ya que la especie al tener un factor de translocación (FT) < 1 no tiene la capacidad de acumular en partes aéreas en grandes concentraciones manteniendo al plomo en su mayoría a nivel raíz por lo que la disminución de la concentración de plomo en suelo requerirá de varios ciclos de cultivo.

Tabla 21. Factor de translocación de Pb por la especie *Tagetes erecta*.

Muestreo (días)	UE.1		UE.2	
	Tallo	Hoja	Tallo	Hoja
30	0.83	0.50	1.80	1.40
60	0.58	0.75	0.91	0.82
90	0.47	0.67	0.67	0.53
120	0.41	0.36	0.37	0.58
150	0.50	0.35	0.56	0.42

c) *Helianthus annuus*

La especie *Helianthus annuus* de la UE.1 mostró una concentración máxima de plomo en mg/kg en base seca a 150 días a nivel raíz de 36.67 mg/kg, tallo de 20 mg/kg, hoja de 16.67 mg/kg y flor de 8.33 mg/kg. Para *Helianthus annuus* de la UE.2 en el mismo tiempo a nivel raíz se encontró un nivel máximo de 35 mg/kg, tallo de 11.67 mg/kg, hoja de 18.33 mg/kg, flor de 3.33 mg/kg. Tan solo en la UE.2 se encontró plomo a nivel semillas. Se determinó que *Helianthus annuus* tuvo un contenido máximo de plomo en la biomasa total de la UE.1 de 81.67 mg/kg en base seca y en la UE.2 de 70 mg/kg en 150 días (Figura 42).

La aplicación de *Helianthus annuus* en la fitoextracción *ex situ* de plomo se ha realizado en estudios utilizando tratamiento con EDTA, encontrando más de 2 000 mg/kg en base seca en biomasa total, sin embargo causa reducción notable en el crecimiento y pobre producción de biomasa en las plantas (Boonyapookana *et al.*, 2005), contrario a esta investigación en ambas unidades experimentales no se observó deterioro en su desarrollo vegetativo alcanzando una gran producción de biomasa sin el uso de agentes quelantes.

Adesodun *et al.* (2010) refieren que la especie *Helianthus annuus* tiende a acumular mayormente plomo en el siguiente orden: raíz> hoja> tallo sin detectar la presencia de este elemento a nivel flor, similar a la relación de la UE.2 y en contraste con la acumulación de plomo en la UE.1 que no siguió el mismo orden en tres muestreos, teniendo la relación de raíz> tallo> hoja, sin embargo en ambas unidades se detectó la acumulación de plomo a nivel flor.

A través del factor de translocación la especie *Helianthus annuus* es capaz de acumular a nivel flor a partir de los 90 días en ambas unidades experimentales, aun cuando el FT máximo se da a los 90 días en hojas como se aprecia en la Tabla 22, esta especie puede traslocar a nivel flor y semillas.

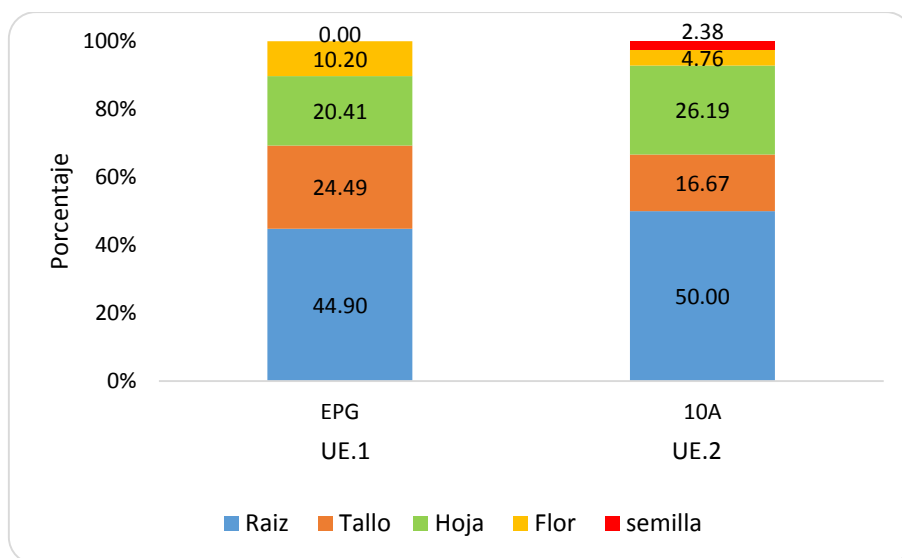


Figura 42. Composición porcentual máxima de Pb a 150 días en la especie *Helianthus annuus*. (Elaboración propia)

Tabla 22. Factor de translocación de Pb de la especie *Helianthus annuus*.

Muestreo (días)	UE.1			UE.2			
	Tallo	Hoja	Flor	Tallo	Hoja	Flor	Semilla
30	0.50	0.00	0.00	0.71	0.00	0.00	0.00
60	0.93	0.33	0.00	0.53	0.73	0.00	0.00
90	0.42	1.08	0.08	0.54	0.85	0.08	0.00
120	0.56	0.75	0.19	0.47	0.59	0.12	0.06
150	0.55	0.45	0.23	0.33	0.52	0.10	0.05

d) *Chrysopogon zizanioides*

Para la especie *Chrysopogon zizanioides* se seccionó solamente en raíz y hojas encontrando niveles máximos de concentración de plomo a los 150 días para ambas unidades experimentales, teniendo en la UE.1 una acumulación en raíz de 60 mg/kg y en hoja 41.67 mg/kg, con una concentración máxima en la biomasa total de 101.67 mg/kg en base seca, mientras que en la UE.2 la raíz concentró 46.67 mg/kg, en hoja 33.33 mg/kg y en biomasa total 80 mg/kg. La acumulación de plomo en *Chrysopogon zizanioides* mostró un orden ascendente en la concentración de este elemento, a medida que se adapta al medio ya que no es una especie nativa de la región, mostrando la mayor absorción en su biomasa total a los 150 días para ambas unidades experimentales (Figura 43).

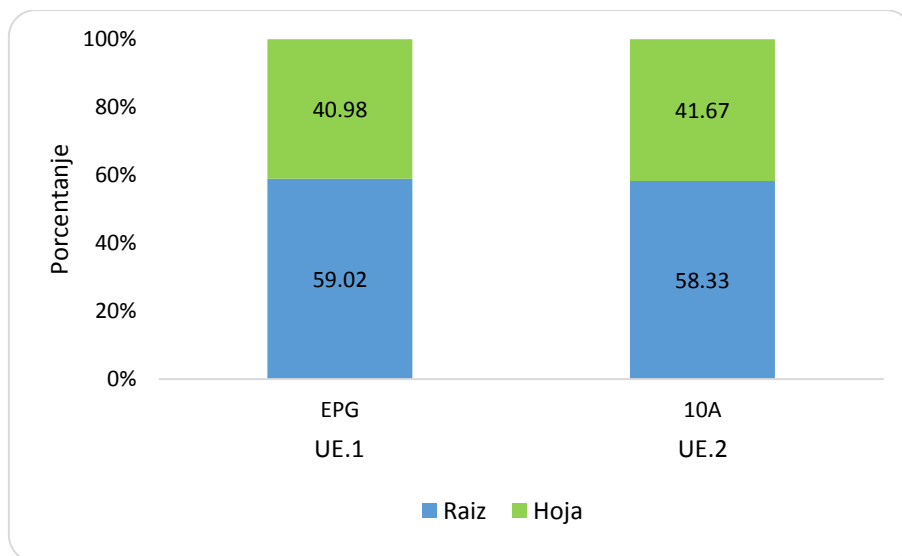


Figura 43. Composición porcentual máxima de Pb a 120 días en la especie *Chrysopogon zizanioides*. (Elaboración propia)

De acuerdo con el estudio de Roongtanakiat & Sanoh (2011) la mayor absorción de plomo en *Chrysopogon zizanioides* fue encontrada a nivel raíz y concuerda con lo obtenido en la Tabla 23 teniendo una acumulación mayor en raíz que en hojas. Se pudo determinar el factor de translocación confirmando que la especie no es capaz de acumular en gran concentración plomo en partes aéreas durante el tratamiento logrado alcanzar un FT de 0.69 en la UE.1 y 0.71 en la UE. 2 en 150 días, sin embargo la concentración en hojas de esta especie es mucho mayor en comparación con las especies *Zinnia elegans*, *Tagetes erecta* y *Helianthus annuus*.

Tabla 23. Factor de translocación de Pb de la especie *Chrysopogon zizanioides*.

Muestreo (días)	UE.1	UE.2
	Hoja	Hoja
30	0.50	0.50
60	0.59	0.55
90	0.53	0.56
120	0.54	0.52
150	0.69	0.71

Así mismo durante el tratamiento de 150 días no se mostró cambios en la estructura vegetal, notándose una buena elongación de raíces similar al estudio realizado por Chávez-Rodríguez (2015) en suelo contaminado con más de 1 000 mg/kg de plomo; de igual manera Chen *et al.* (2004)

mostró que la especie *Chrysopogon zizanioides* puede acumular en la biomasa total 266, 951 y 2 280 mg/kg en base seca en suelos contaminados con plomo de 500, 2 500 y 5 000 mg/kg, respectivamente sin mostrar efectos de toxicidad.

e) Suelo: UE.1– Emilio Portes Gil

El suelo de la unidad experimental 1 tenía un contenido inicial de 175 mg/kg de plomo, el contenido de plomo en mg/kg en suelo tuvo una disminución notable en los cuatro tratamientos, que se equipara en la tasa de remediación, que siguió el siguiente orden descendente de acuerdo a la Tabla 24: Tratamiento D >A >C >B, siendo el tratamiento D (*Chrysopogon zizanioides*) donde se obtuvo la mayor tasa de remediación de plomo con 47.06 % que corresponde a obtener en el suelo una concentración de 45 mg/kg en 150 días, el tratamiento A (*Zinnia elegans*) con 42.86 % tuvo una concentración final de 60 mg/kg, seguido del tratamiento C (*Helianthus annuus*) con 31.82 % y una concentración de 75 mg/kg en el mismo tiempo. Tan solo el tratamiento B (*Tagetes erecta*) obtuvo el 26.92 % con 95 mg/kg en 120 días. El elemento Pb se encontró por debajo de los límites permisibles de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

Tabla 24. Tasa de remediación de plomo (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 1.

Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Zinnia elegans</i> %	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i> %	Tratamiento C <i>Helianthus annuus</i> %	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i> %
30	8.57	5.71	11.43	15.37
60	28.13	12.12	25.81	22.35
90	30.43	10.34	0.00	13.04
120	0.00	26.92	15.38	15.00
150	42.86	0.00	31.82	47.06

f) Suelo: UE.2 – 10 de Abril

El suelo de la unidad experimental 2 tenía un contenido inicial de 135 mg/kg de plomo, se obtuvo una disminución notable, que se observa en la tasa de remediación, encontrando el siguiente orden descendente de acuerdo a la Tabla 25: Tratamiento D >C >A >B, siendo el tratamiento D (*Chrysopogon zizanioides*) donde se obtuvo la mayor tasa de remediación de plomo con 47.06 % que corresponde a 55 mg/kg en 150 días, el tratamiento C (*Zinnia elegans*) con 42.11 % tuvo una concentración final de 45 mg/kg, seguido del tratamiento A (*Helianthus annuus*) con 31.25 % y una concentración de 55 mg/kg en el mismo tiempo. Tan solo el tratamiento B (*Tagetes erecta*)

obtuvo el 23.53 % con 65 mg/kg en 120 días. El elemento Pb se encontró por debajo de los límites permisibles de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004

Tabla 25. Tasa de remediación de plomo (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 2.

Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Helianthus annuus</i> %	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i> %	Tratamiento C <i>Zinnia elegans</i> %	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i> %
30	7.41	3.70	7.41	14.81
60	28.00	19.23	32.00	17.39
90	0.00	19.05	0.00	0.00
120	20.00	23.53	5.00	15.00
150	31.25	0.00	42.11	47.06

g) Factor de bioconcentración

De acuerdo a la (Ec.3) descrita en la metodología se determinó el factor de bioconcentración en 150 días teniendo el siguiente orden decreciente: Tratamiento D >A >C >B, para la unidad experimental 1 y D >C >A >B para la unidad experimental 2, determinando que la especie *Chrysopogon zizanioides* fue la que mayor acumulación obtuvo, seguido de *Zinnia elegans*, *Helianthus annuus* y *Tagetes erecta* con respecto a la biomasa total. Un factor de bioconcentración (FBC) >1 determina que las especies son acumuladoras, sin embargo la especie *Tagetes erecta* mostro un FBC<1 correspondiente a especies excluseras (Hashim *et al.*, 2011).

Tabla 26. Factor de bioconcentración (FBC) de plomo en unidades experimentales.

UE.1				
Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Zinnia elegans</i>	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i>	Tratamiento C <i>Helianthus annuus</i>	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i>
30	0.15	0.14	0.10	0.17
60	0.52	0.32	0.49	0.51
90	0.98	0.41	0.40	0.77
120	0.71	0.68	0.61	1.06
150	1.44	0.62	1.09	2.26
UE.2				
Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Helianthus annuus</i>	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i>	Tratamiento C <i>Zinnia elegans</i>	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i>
30	0.16	0.27	0.33	0.26
60	0.63	0.48	0.65	0.54
90	0.53	0.65	0.43	0.47
120	0.79	0.95	0.60	0.75
150	1.27	0.85	1.36	1.78

9.2.5.2 Cromo

a) *Zinnia elegans*

La especie *Zinnia elegans* de la unidad experimental 1 (UE.1) mostró una concentración máxima de cromo en mg/kg en base seca a 120 días a nivel raíz de 80 mg/kg, tallo de 233.33 mg/kg, hoja de 358.33 mg/kg y flor de 16.67 mg/kg. Para la unidad experimental 2 (UE.2) la concentración máxima de cromo en el mismo tiempo a nivel raíz fue de 63.33 mg/kg, tallo de 186.67 mg/kg, hoja de 278.33 mg/kg y flor de 8.33 mg/kg, mientras que en ambas unidades la concentración de este elemento a nivel semilla no se detectó. Se encontró en esta especie un contenido máximo de cromo en la biomasa total de 688.33 mg/kg en base seca para UE.1 mientras que en la UE.2 tuvo 536.67 mg/kg en 120 días.

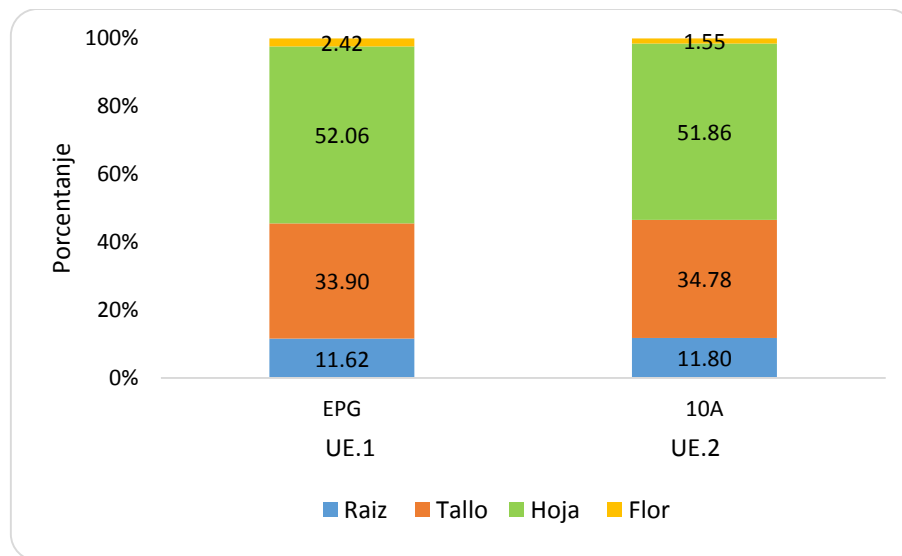


Figura 44. Composición porcentual máxima de Cr a 120 días en la especie *Zinnia elegans*. (Elaboración propia)

Se determinó el factor de translocación con la (Ec. 4) descrita en la Tabla 27 confirmando que la especie es capaz de acumular desde los 30 días en tallo y hoja en mayor concentración que en raíz para ambas unidades experimentales, asegurando el contenido de cromo en partes aéreas, comparado con lo obtenido por Ehsan *et al.* (2016) que obtuvo un FT en un intervalo de 0.5 a 2.5.

Tabla 27. Factor de translocación de la especie *Zinnia elegans*.

Muestreo (días)	Tallo	UE.1		Tallo	UE.2	
		Hoja	Flor		Hoja	Flor
30	2.00	1.77	0.00	2.92	1.08	0.00
60	3.19	2.67	0.00	1.48	0.83	0.00
90	3.67	5.03	0.24	1.89	1.66	0.02
120	2.92	4.48	0.21	2.95	4.39	0.13
150	2.33	3.33	0.15	2.63	4.26	0.23

b) *Tagetes erecta*

La especie *Tagetes erecta* de la UE.1 mostró una concentración máxima de cromo en mg/kg en base seca a 150 días a nivel raíz de 86.67 mg/kg, tallo de 285 mg/kg y hoja 166.67 mg/kg. Para *Tagetes erecta* de la UE.2 se encontró un máximo de 30 mg/kg en raíz, tallo de 258.33 mg/kg, hoja de 146.67 mg/kg y en flor de 3.33 mg/kg, esta condición no se presentó para *Tagetes erecta* de la UE.1, sin embargo para ambas unidades experimentales, a nivel semilla no se detectó este elemento; se determinó que esta especie tuvo un contenido máximo de cromo en la biomasa total en la UE.1 de 538.33 mg/kg y en la UE.2 de 438.33 mg/g en 150 días (Figura 45).

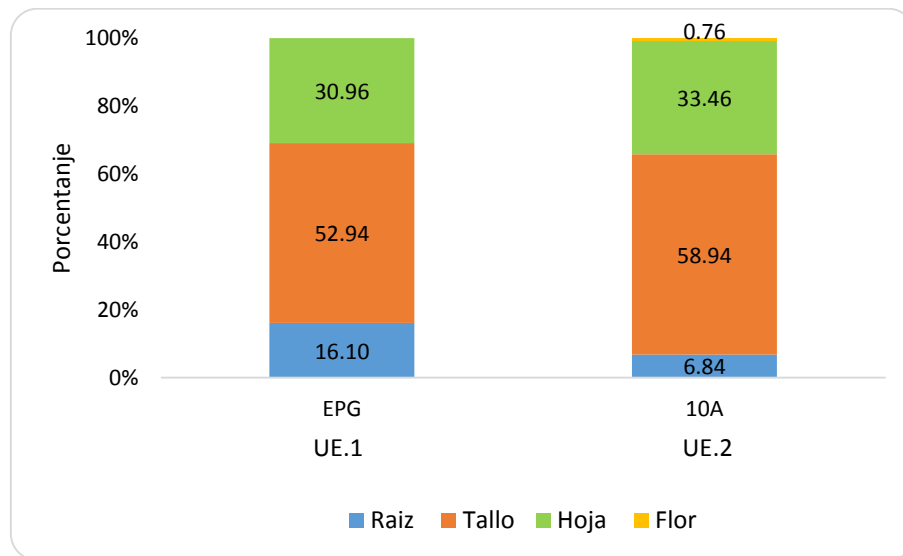


Figura 45. Composición porcentual máxima de Cr a 120 días en la especie *Tagetes erecta*. (Elaboración propia)

Se determinó que el FT fue mayor a 1 en la mayoría de los muestreos confirmando que la especie es capaz de acumular desde los 30 días en tallo y hoja en mayor concentración que en raíz para ambas unidades experimentales como se observa en la Tabla 28, asegurando el contenido de cromo en partes aéreas. En contraste con Coelho *et al.* (2017) donde la acumulación de Cr fue hasta 11 veces mayor en las raíces que en las partes aéreas y en concordancia la especie *Tagetes erecta* no exhibió signos de toxicidad, lo que indica la existencia de un mecanismo de tolerancia a Cr en esta especie, de igual manera que en esta investigación.

Tabla 28. Factor de translocación de la especie *Tagetes erecta*.

Muestreo (días)	UE.1		UE.2		
	Tallo	Hoja	Tallo	Hoja	Flor
30	1.29	1.67	1.67	2.27	0.00
60	1.52	0.48	7.50	10.00	0.00
90	2.59	1.23	3.67	7.33	0.00
120	4.39	2.17	5.00	4.40	0.05
150	3.29	1.92	8.61	4.89	0.11

c) *Helianthus annuus*

La especie *Helianthus annuus* de la UE.1 mostró una concentración máxima de cromo en mg/kg en base seca (Figura 46) en 90 días a nivel raíz de 56.67 mg/kg, tallo de 253.33 mg/kg, hoja de 330 mg/kg y flor de 30 mg/kg.

Para la UE.2 en el mismo tiempo a nivel raíz se encontró un nivel máximo de 53.33 mg/kg, tallo de 120 mg/kg, hoja de 273.33 mg/kg y flor de 25 mg/kg. Se determinó que *Helianthus annuus* tuvo un contenido máximo de cromo en la biomasa total de la UE.1 de 670 mg/kg en base seca y en la UE.2 de 471.67 mg/kg en 90 días.

A través del factor de translocación como se aprecia en la Tabla 29, la especie *Helianthus annuus* es capaz de acumular con mayor concentración a nivel tallo y hojas que en raíz a partir de los 30 días en ambas unidades experimentales. De igual manera que Mani *et al.* (2012) indica que *Helianthus annuus* es altamente sensible a Cr y se puede utilizar como planta indicadora y acumuladora de Cr a nivel brotes.

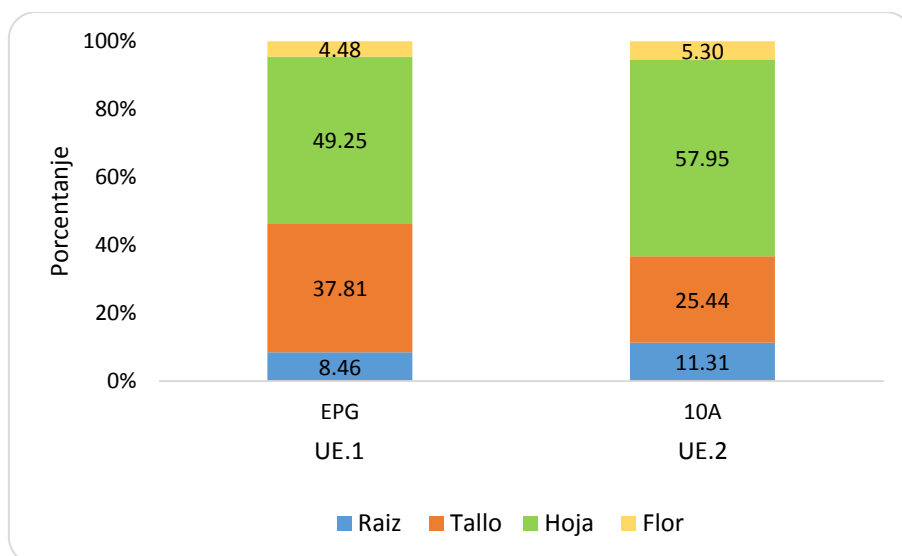


Figura 46. Composición porcentual máxima de Cr a 90 días en la especie *Helianthus annuus*. (Elaboración propia)

Tabla 29. Factor de translocación de la especie *Helianthus annuus*.

Muestreo (días)	UE.1				UE.2		
	Tallo	Hoja	Flor	Semilla	Tallo	Hoja	Flor
30	2.09	1.27	0.00	0.00	2.75	2.50	0.00
60	1.88	1.76	0.07	0.00	1.35	1.52	0.04
90	4.47	5.82	0.53	0.00	2.25	5.13	0.47
120	4.97	4.75	1.41	0.03	6.78	6.67	0.81
150	2.83	3.23	0.62	0.04	5.60	6.60	0.75

d) *Chrysopogon zizanioides*

Para la especie *Chrysopogon zizanioides* se seccionó solamente en raíz y hojas encontrando que los niveles máximos de concentración de cromo se dieron a los 150 días para ambas unidades experimentales, teniendo en la UE.1 una acumulación en raíz de 378.33 mg/kg y en hoja 408.33 mg/kg, con una concentración máxima en la biomasa total de 786.67 mg/kg en base seca, mientras que en la UE.2 la raíz concentró 315 mg/kg, en hoja 246.67 mg/kg y en biomasa total 561.67 mg/kg. De acuerdo a Torres *et al.* (2010) *Chrysopogon zizanioides* puede contener en tejido foliar más de 500 mg/kg de Cr, similar a lo obtenido en esta experimentación.

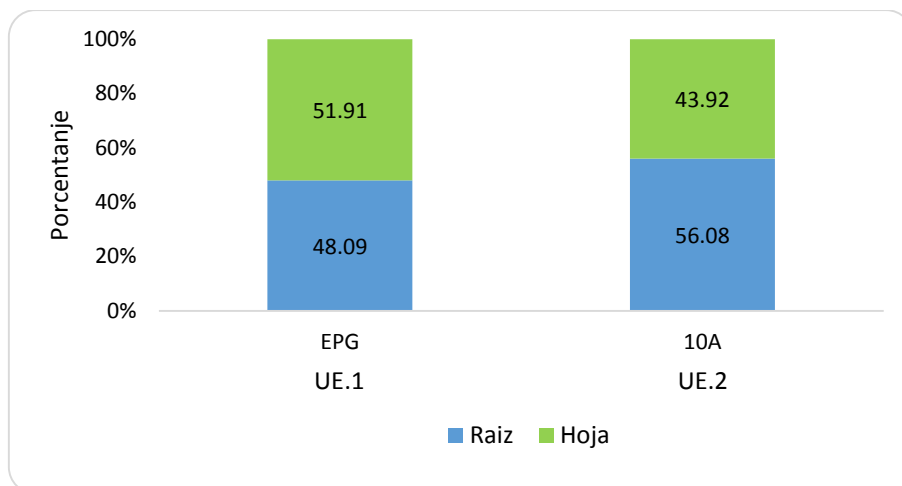


Figura 47. Composición porcentual máxima de Cr a 150 días en la especie *Chrysopogon zizanioides*. (Elaboración propia)

Se pudo determinar el factor de translocación confirmando que la especie es capaz de acumular en gran concentración cromo en partes aéreas durante el tratamiento logrado alcanzar un FT de 1.19 en la UE.1 en 120 días y 1.72 en la UE. 2 en 30 días, la concentración en hojas de esta especie es menor en comparación con *Helianthus annuus* en esta investigación.

Tabla 30. Factor de translocación de la especie *Chrysopogon zizanioides*.

Muestreo (días)	UE.1	UE.2
	Hoja	Hoja
30	0.55	1.72
60	0.96	1.34
90	0.88	1.71
120	1.19	1.28
150	1.08	0.78

e) Suelo: UE.1 – Emilio Portes Gil

El suelo de la unidad experimental 1 tenía un contenido inicial de 877.50 mg/kg de cromo y a través de las especies *Zinnia elegans*, *Tagetes erecta*, *Helianthus annuus* y *Chrysopogon zizanioides* se puede observar una disminución notable, que se visualiza en la tasa de remediación, con el siguiente orden descendente de acuerdo a la Tabla 31: Tratamiento D > A > C > B, siendo el tratamiento D (*Chrysopogon zizanioides*) donde se obtuvo la mayor tasa de remediación de cromo con 35.80 % que corresponde a obtener en el suelo una concentración de 260 mg/kg en 150 días, el tratamiento A (*Zinnia elegans*) con 32.26 % tuvo una concentración final de 315 mg/kg, seguido del tratamiento C (*Helianthus annuus*) con 28.16 % y una concentración de 449 mg/kg. Tan solo

el tratamiento B (*Tagetes erecta*) obtuvo el 23.08 % con 500 mg/kg en 150 días. El elemento Cr se encontró por debajo de los límites permisibles de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 solo con la especie *Chrysopogon zizanioides*.

Tabla 31. Tasa de remediación de cromo (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 1.

Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Zinnia elegans</i> %	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i> %	Tratamiento C <i>Helianthus annuus</i> %	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i> %
30	10.54	7.12	9.40	12.25
60	23.57	14.11	21.38	29.87
90	22.50	0.00	28.16	0.00
120	32.26	13.33	0.00	27.03
150	0.00	23.08	9.09	35.80

f) Suelo: UE.2 – 10 Abril

El suelo de la unidad experimental 2 tenía un contenido inicial de 685 mg/kg de cromo, se obtuvo una disminución notable en la Tabla 32, que se observa en la tasa de remediación, encontrando el siguiente orden descendente: Tratamiento D > C > A > B, siendo el tratamiento D (*Chrysopogon zizanioides*) donde se obtuvo la mayor tasa de remediación de cromo con 33.33 % que corresponde a 350 mg/kg en 150 días, el tratamiento C (*Zinnia elegans*) con 30.48 % tuvo una concentración final de 365 mg/kg en 120 días, seguido del tratamiento A (*Helianthus annuus*) con 26.09 % y una concentración de 425 mg/kg en 90 días. Tan solo el tratamiento B (*Tagetes erecta*) obtuvo el 21.05 % con 450 mg/kg en 150 días. El elemento Cr se encontró por arriba de los límites permisibles de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

Tabla 32. Contenido y tasa de remediación de cromo (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 2.

Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Helianthus annuus</i> %	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i> %	Tratamiento C <i>Zinnia elegans</i> %	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i> %
30	3.65	1.46	7.30	7.30
60	12.88	8.15	7.09	14.17
90	26.09	0.00	11.02	0.00
120	0.00	11.63	30.48	12.50
150	5.10	21.05	0.00	33.33

g) Factor de bioconcentración

De acuerdo a la (Ec.3) descrita en la metodología se determinó el factor de bioconcentración a 150 días teniendo el siguiente orden decreciente de acuerdo a la Tabla 33: Tratamiento D >A >C >B, para la unidad experimental 1 y D >C >A >B para la unidad experimental 2, determinando que la especie *Chrysopogon zizanioides* fue la que mayor acumulación obtuvo, seguido de *Zinnia elegans*, *Helianthus annuus* y *Tagetes erecta* con respecto a la biomasa total.

Tomando en cuenta los valores máximos de bioconcentración con respecto al tiempo se determina el mejor momento de la fitoextracción, ya que un factor de bioconcentración (FBC) >1 determina que las especies son acumuladoras (Hashim *et al.*, 2011).

Tabla 33. Factor de bioconcentración (FBC) de cromo en unidades experimentales.

UE.1				
Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Zinnia elegans</i>	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i>	Tratamiento C <i>Helianthus annuus</i>	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i>
30	0.22	0.52	0.20	0.14
60	0.80	0.50	0.86	0.98
90	1.18	0.60	1.49	0.87
120	2.19	0.83	1.18	1.79
150	2.10	1.08	1.34	3.03
UE.2				
Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Helianthus annuus</i>	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i>	Tratamiento C <i>Zinnia elegans</i>	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i>
30	0.19	0.18	0.17	0.39
60	0.52	0.50	0.62	0.74
90	1.11	0.47	0.81	0.59
120	0.93	0.61	1.47	0.83
150	1.00	0.97	1.21	1.60

9.2.5.3 Níquel

a) *Zinnia elegans*

La especie *Zinnia elegans* de la unidad experimental 1 (UE.1) mostró una concentración máxima de níquel en mg/kg en base seca en 90 días a nivel raíz de 16.67 mg/kg, tallo de 53.33 mg/kg y hoja de 38.33 mg/kg Para *Zinnia elegans* de la unidad experimental 2 (UE.2) la concentración

máxima de níquel a nivel raíz fue de 13.33 mg/kg, tallo de 40 mg/kg y hoja de 28.33 mg/kg, mientras que en ambas unidades a nivel semilla no se detectó este elemento; se determinó que esta especie tuvo un contenido máximo de níquel en la biomasa total de 108.33 mg/kg en base seca para UE.1 mientras que en la UE.2 tuvo 81.67 mg/kg a 90 días (Figura 48).

Se pudo determinar el factor de translocación con la (Ec. 4) descrita en la metodología, confirmando que la especie es capaz de acumular desde los 30 días en tallo y hoja en mayor concentración que en raíz y a partir de los 120 días a nivel flor en ambas unidades experimentales, asegurando el contenido de níquel en partes aéreas. La especie *Zinnia elegans* se comportó como las especies *Populus alba* y *Morus alba* las cuales en concentraciones establecidas mayores a 400 mg/kg de níquel, la mayor acumulación se encontró a nivel tallo y hojas (Rafati *et al.*, 2011).

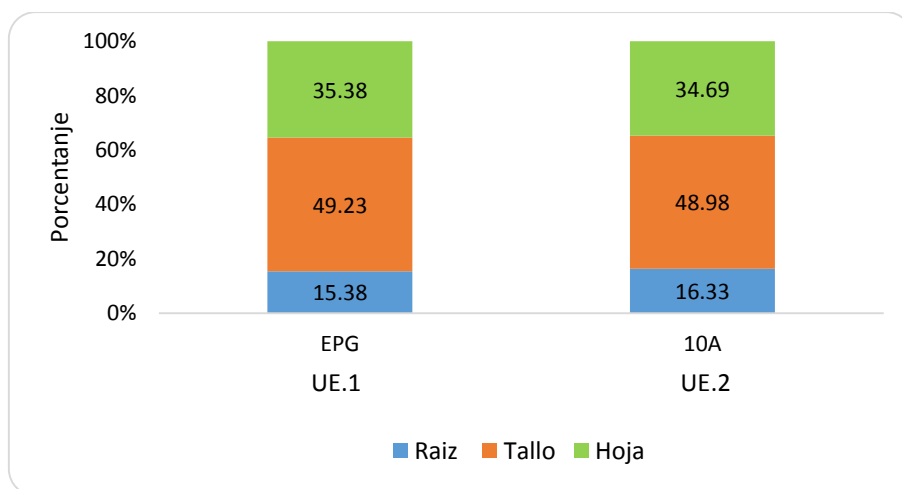


Figura 48. Composición porcentual máxima de Ni a 90 días en la especie *Zinnia elegans*. (Elaboración propia)

Tabla 34. Factor de translocación de Ni de la especie *Zinnia elegans*.

Muestreo (días)	UE.1			UE.2		
	Tallo	Hoja	Flor	Tallo	Hoja	Flor
30	1.43	2.00	0.00	2.25	1.50	0.00
60	1.31	1.46	0.00	1.57	2.14	0.00
90	3.20	2.30	0.00	3.00	2.13	0.00
120	1.29	0.33	0.05	1.67	0.83	0.08
150	2.64	1.45	0.18	4.60	3.00	0.40

b) *Tagetes erecta*

La especie *Tagetes erecta* de la UE.1 mostró una concentración máxima de níquel en mg/kg en base seca en 120 días a nivel raíz de 18.33 mg/kg, tallo 23.33 mg/kg y hoja de 55 mg/kg. Para *Tagetes erecta* de la UE.2 se encontró un máximo de 18.33 mg/kg en raíz, tallo de 11.67 mg/kg, hoja de 46.67 mg/kg y flor de 1.67 mg/kg. Para ambas unidades experimentales a nivel semilla no se detectó este elemento; se determinó que esta especie tuvo un contenido máximo de níquel en la biomasa total en la UE.1 de 96.67 mg/kg y en la UE.2 de 78.33 mg/kg en 120 días (Figura 49).

Se determinó que el FT fue mayor a 1 en la mayoría de los muestreos confirmando que la especie es capaz de acumular desde los 30 días en tallo y hoja en mayor concentración que en raíz en la UE.1 mientras que en la UE.2 esta observación se dio a partir de los 60 días, asegurando el contenido de níquel en partes aéreas similar a lo obtenido por Bosiacki & Wojciechowska (2012) quien en sustratos contaminados con níquel encontró la mayor absorción a nivel hojas.

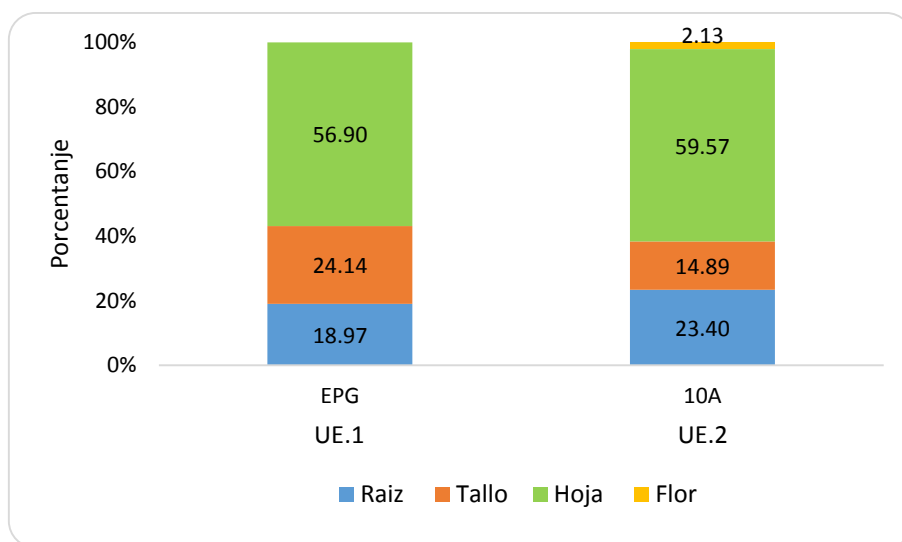


Figura 49. Composición porcentual máxima de Ni a 120 días en la especie *Tagetes erecta*. (Elaboración propia)

Tabla 35. Factor de translocación de la especie *Tagetes erecta*.

Muestreo (días)	UE.1			UE.2		
	Tallo	Hoja	Flor	Tallo	Hoja	Flor
30	1.13	1.50	0.00	0.33	0.80	0.00
60	0.83	1.00	0.00	0.69	1.15	0.00
90	3.00	2.75	0.00	3.00	3.80	0.00
120	1.27	3.00	0.00	0.64	2.55	0.09
150	0.93	2.00	0.07	1.00	2.89	0.11

c) *Helianthus annuus*

La especie *Helianthus annuus* de la UE.1 mostró una concentración máxima de níquel en mg/kg en base seca a 120 días a nivel raíz de 28.33 mg/kg, tallo de 53.33 mg/kg, hoja de 48.33 mg/kg y flor de 8.33 mg/kg. Para *Helianthus annuus* de la UE.2 en el mismo tiempo a nivel raíz se encontró un nivel máximo de 20 mg/kg, en tallo de 36.67 mg/kg, en hoja fue de 31.67 mg/kg y en flor de 10 mg/kg. Los valores obtenidos a nivel flor son similares a los obtenidos por Bosiacki & Wojciechowska (2012) que reporta que níquel en esta especie es encontrado en menor medida a nivel flor, sin embargo en ninguna unidad se encontró níquel a nivel semillas. Se determinó que *Helianthus annuus* tuvo un contenido máximo de níquel en la biomasa total de la UE.1 de 138.33 mg/kg en base seca y en la UE.2 de 98.33 mg/kg en 120 días (Figura 50).

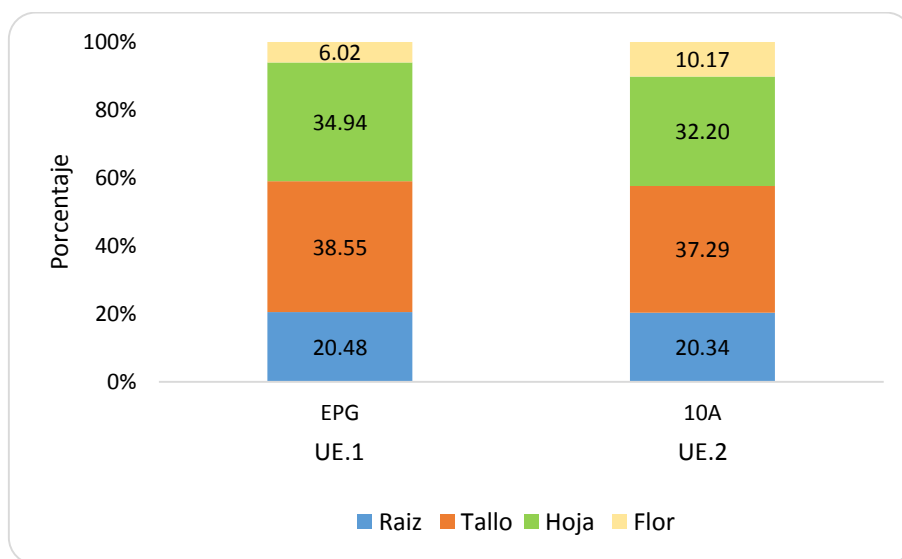


Figura 50. Composición porcentual máxima de Ni a 120 días en la especie *Helianthus annuus*. (Elaboración propia)

A través del factor de translocación se puede observar que la especie *Helianthus annuus* es capaz de acumular con mayor concentración a nivel tallo y hojas que en raíz a partir de los 60 días para la UE.1 mientras que en la UE.2 esta condición se encontró desde los 30 días.

Tabla 36. Factor de translocación de Ni de la especie *Helianthus annuus*.

Muestreo (días)	UE.1			UE.2		
	Tallo	Hoja	Flor	Tallo	Hoja	Flor
30	0.79	0.64	0.00	2.25	1.00	0.00
60	1.45	2.18	0.00	2.17	2.83	0.00
90	1.57	1.43	0.14	1.50	1.20	0.30
120	1.88	1.71	0.29	1.83	1.58	0.50
150	2.50	2.08	0.58	2.10	1.80	0.80

d) *Chrysopogon zizanioides*

La especie *Chrysopogon zizanioides* se seccionó solamente en raíz y hojas encontrando que los niveles máximos de concentración de níquel se dieron a los 120 días para la UE.1, teniendo una acumulación en raíz de 55 mg/kg y en hoja de 65 mg/kg con una biomasa total de 120 mg/kg, mientras que en la UE.2 la raíz concentró 21.67 mg/kg y en hoja 68.33 mg/kg con una biomasa total de 90 mg/kg en 120 días.

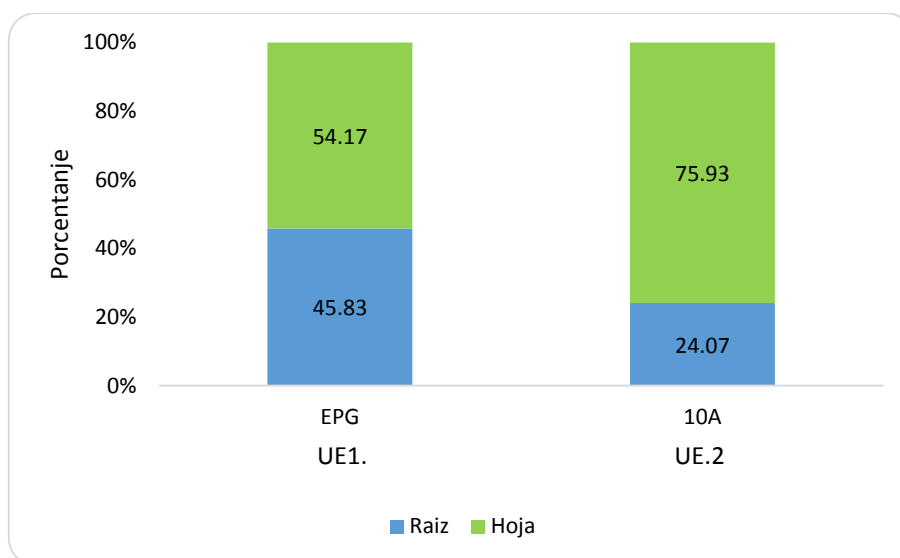


Figura 51. Composición porcentual máxima de Ni a 120 días en la especie *Chrysopogon zizanioides*. (Elaboración propia)

A través del factor de translocación se confirma que la especie es capaz de acumular en gran concentración níquel en partes aéreas a partir de los 60 días, la concentración en hojas de esta especie es similar en comparación con las especies *Zinnia elegans*, *Tagetes erecta* y *Helianthus annuus* de esta investigación, en contraste con lo obtenido por Gunwal & Mago (2014) que reportan

que níquel se acumula más en las raíces que en partes aéreas teniendo una tasa de acumulación de tan solo del 1.05 % al 10.32 % que puede ser traslocado.

Tabla 37. Factor de translocación de Ni la especie *Chrysopogon zizanioides*.

Muestreo (días)	UE.1 Hoja	UE.2 Hoja
30	0.73	0.69
60	1.05	1.80
90	1.22	1.41
120	1.18	3.15
150	1.37	2.36

e) Suelo: UE.1 – Emilio Portes Gil

El suelo de la unidad experimental 1 tuvo un contenido inicial de 2018 mg/kg de níquel y a través de los diferentes tratamientos con las especies *Zinnia elegans*, *Tagetes erecta*, *Helianthus annuus* y *Chrysopogon zizanioides* se puede observar la disminución de la concentración en los diferentes muestreos y tomando en cuenta la (Ec.5) se obtuvo la tasa de remediación (%) que proporciona la efectividad de remoción de níquel en la unidad experimental 1.

Como puede observarse en la Tabla 37, el contenido de níquel en mg/kg en suelo tuvo una disminución notable en la tasa de remediación, que siguió el siguiente orden descendente: Tratamiento C > D > A > B, siendo el tratamiento C con *Helianthus annuus* donde se obtuvo la mayor tasa de remediación de níquel con 33.49 % que corresponde a obtener en el suelo una concentración de 725 mg/kg en 120 días, el tratamiento D (*Chrysopogon zizanioides*) con 23.27 % tuvo una concentración final de 940 mg/kg, seguido del tratamiento A (*Zinnia elegans*) con 20.38 % y una concentración de 1 242 mg/kg en 90 días. Tan solo el tratamiento B (*Tagetes erecta*) obtuvo el 18.91 % con 1 265 mg/kg en 120 días. El elemento Ni se encontró por debajo de los límites permisibles de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004

Tabla 38. Contenido y tasa de remediación de níquel (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 1.

Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Zinnia elegans</i> %	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i> %	Tratamiento C <i>Helianthus annuus</i> %	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i> %
30	15.39	11.55	19.23	17.74
60	8.64	8.40	18.10	14.16
90	20.38	4.59	18.35	14.04
120	0.00	18.91	33.49	23.27
150	4.14	0.00	0.00	0.00

f) Suelo: UE.2 – 10 de Abril

El suelo de la unidad experimental 2 tenía un contenido inicial de 1 850.50 mg/kg de níquel, se obtuvo una disminución notable, que se observa en la tasa de remediación, encontrando el siguiente orden descendente como se observa en la Tabla 39: Tratamiento A > D > C > B, siendo el tratamiento A con *Helianthus annuus* donde se obtuvo la mayor tasa de remediación de níquel con 31.43 % que corresponde a 840 mg/kg en 120 días, el tratamiento D (*Chrysopogon zizanioides*) con 22.22 % tuvo una concentración final de 1 085 mg/kg en 120 días, seguido del tratamiento C (*Zinnia elegans*) con 20.32 % y una concentración de 1 235 mg/kg en 90 días. Tan solo el tratamiento B (*Tagetes erecta*) obtuvo el 15.72 % con 1 260 mg/kg en 120 días. El elemento Ni se encontró por debajo de los límites permisibles de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

Tabla 39. Contenido y tasa de remediación de níquel (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 2.

Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Helianthus annuus</i> %	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i> %	Tratamiento C <i>Zinnia elegans</i> %	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i> %
30	16.00	12.00	12.19	14.89
60	11.55	3.29	4.62	5.40
90	10.91	5.08	20.32	6.38
120	31.43	15.72	0.00	22.22
150	0.00	0.00	4.85	0.00

g) Factor de bioconcentración

El factor de bioconcentración a 150 días determinó que los tratamientos tuvieron el siguiente orden decreciente: Tratamiento C > D > A > B, para la unidad experimental 1 y A > D > C > B para la unidad experimental 2, determinando que la especie *Helianthus annuus* fue la que mayor acumulación obtuvo, seguido de *Chrysopogon zizanioides*, *Zinnia elegans* y *Tagetes erecta* con respecto a la biomasa total. Tomando en cuenta los valores máximos de bioconcentración con respecto al tiempo determinan el mejor momento de la fitoextracción, ya que el FBC fue menor 1 se observa que las especies se comportaron como exclusoras para este elemento (Hashim *et al.*, 2011).

Tabla 40. Factor de bioconcentración (FBC) de níquel en unidades experimentales.

UE.1				
Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Zinnia elegans</i>	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i>	Tratamiento C <i>Helianthus annuus</i>	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i>
30	0.030	0.027	0.035	0.026
60	0.052	0.052	0.064	0.048
90	0.087	0.058	0.089	0.069
120	0.070	0.076	0.191	0.128
150	0.076	0.067	0.156	0.108

UE.2				
Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Helianthus annuus</i>	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i>	Tratamiento C <i>Zinnia elegans</i>	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i>
30	0.018	0.033	0.019	0.023
60	0.044	0.039	0.035	0.031
90	0.054	0.043	0.066	0.049
120	0.117	0.062	0.053	0.083
150	0.109	0.057	0.059	0.065

9.2.5.4 Hierro

a) *Zinnia elegans*

La especie *Zinnia elegans* de la unidad experimental 1 (UE.1) mostró una concentración máxima de hierro en mg/kg en base seca a 120 días a nivel raíz de 1 506.67 mg/kg, tallo de 2 281.67 mg/kg, hoja de 2 963.33 mg/kg y flor de 5 mg/kg. Para *Zinnia elegans* de la unidad experimental 2 (UE.2) la concentración de hierro a nivel raíz fue de 1 215 mg/kg, tallo de 2 048.33 mg/kg, hoja de 2 595 mg/kg y flor de 10 mg/kg. Mientras tanto en semilla no se detectó este elemento; se determinó que esta especie tuvo un contenido máximo de hierro en la biomasa total de 6 756.67 mg/kg en base seca para UE.1 mientras que en la UE.2 tuvo 5 863.33 mg/kg en 120 días (Figura 52).

Se pudo determinar el factor de translocación con la (Ec. 4) descrita en la Tabla 41 confirmando que la especie es capaz de acumular desde los 30 días en tallo y hoja en mayor concentración que en raíz y a partir de los 90 días a nivel flor en ambas unidades experimentales, asegurando el contenido de hierro en partes aéreas, en comparación con Baldantoni *et al.* (2014) que reporta que en la especie *Populus alba* sembrada en suelo rico en hierro recolectado en un área urbano-industrial mostro acumularse principalmente en las raíces.

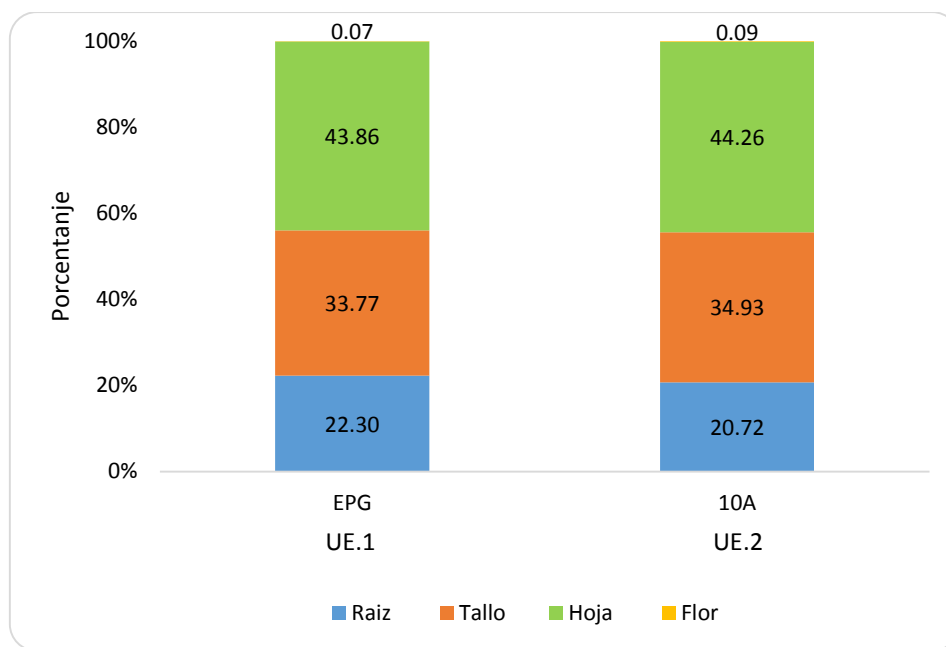


Figura 52. Composición porcentual máxima de Fe a 120 días en la especie *Zinnia elegans* (Elaboración propia).

Tabla 41. Factor de translocación de la especie *Zinnia elegans*.

Muestreo (días)	UE.1			UE.2		
	Tallo	Hoja	Flor	Tallo	Hoja	Flor
30	7.280	8.760	0.000	2.264	10.736	0.000
60	1.317	1.616	0.000	2.805	2.701	0.000
90	0.552	0.782	0.001	1.781	1.929	0.002
120	1.514	1.967	0.003	1.686	2.136	0.004
150	0.708	1.012	0.004	2.198	2.126	0.009

b) *Tagetes erecta*

La especie *Tagetes erecta* de la UE.1 mostró una concentración máxima de hierro en mg/kg en base seca a 120 días a nivel raíz de 1 421.67 mg/kg, tallo de 2 741.67 mg/kg, en hoja 1 968.33 mg/kg y flor de 1.67 mg/kg. Para *Tagetes erecta* de la UE.2 se encontró un máximo de 916.67 mg/kg en raíz, tallo fue de 2 995 mg/kg y hoja tuvo 1 101.67 mg/kg y flor de 1.67 mg/kg, a nivel semilla no se detectó este elemento; se determinó que esta especie tuvo un contenido máximo de hierro en la biomasa total en la UE.1 de 6 133.33 mg/kg y en la UE.2 de 5 015 mg/kg en 120 días (Figura 53), esta especie tuvo una mayor acumulación en comparación con lo reportado por Chandra & Yadav (2011) donde las especies *Phragmites cummunis*, *Typha angustifolia* y *Cyperus esculentus* pueden contener a nivel hojas un máximo de 1 000 mg/kg de Fe.

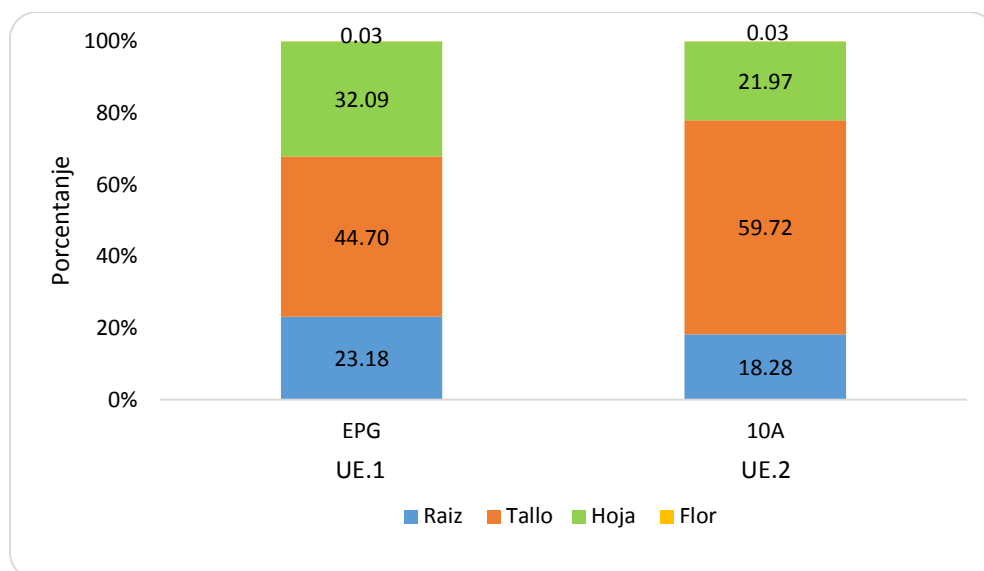


Figura 53. Composición porcentual máxima de Fe a 120 días en la especie *Tagetes erecta* (Elaboración propia).

Se determinó que el FT fue mayor a 1 en la mayoría de los muestreos de acuerdo a la Tabla 42 confirmando que la especie es capaz de acumular desde los 30 días en tallo y hoja en mayor concentración que en raíz, asegurando el contenido de hierro en partes aéreas.

Tabla 42. Factor de translocación de la especie *Tagetes erecta*.

Muestreo (días)	UE.1			UE.2		
	Tallo	Hoja	Flor	Tallo	Hoja	Flor
30	6.579	28.789	0.000	3.770	6.041	0.000
60	0.869	0.523	0.000	1.611	0.597	0.000
90	2.226	2.821	0.000	1.223	0.780	0.000
120	1.928	1.385	0.001	3.267	1.202	0.002
150	2.094	1.747	0.003	2.314	1.261	0.003

c) *Helianthus annuus*

La especie *Helianthus annuus* de la UE.1 mostró una concentración máxima de hierro en mg/kg en base seca a 90 días a nivel raíz de 1 778.33 mg/kg, en tallo fue de 4 131.67 mg/kg, en hoja de 411.67 mg/kg. Para *Helianthus annuus* de la UE.2 a nivel raíz se encontró un nivel máximo de 1 016.67 mg/kg, en tallo de 3 226.67 mg/kg y en hoja fue de 1 016.67 mg/kg en 90 días. Se determinó que *Helianthus annuus* tuvo un contenido máximo de hierro en la biomasa total de la UE.1 de 6326.67 mg/kg en base seca y en la UE.2 de 5261.67 mg/kg en 90 días (Figura 53).

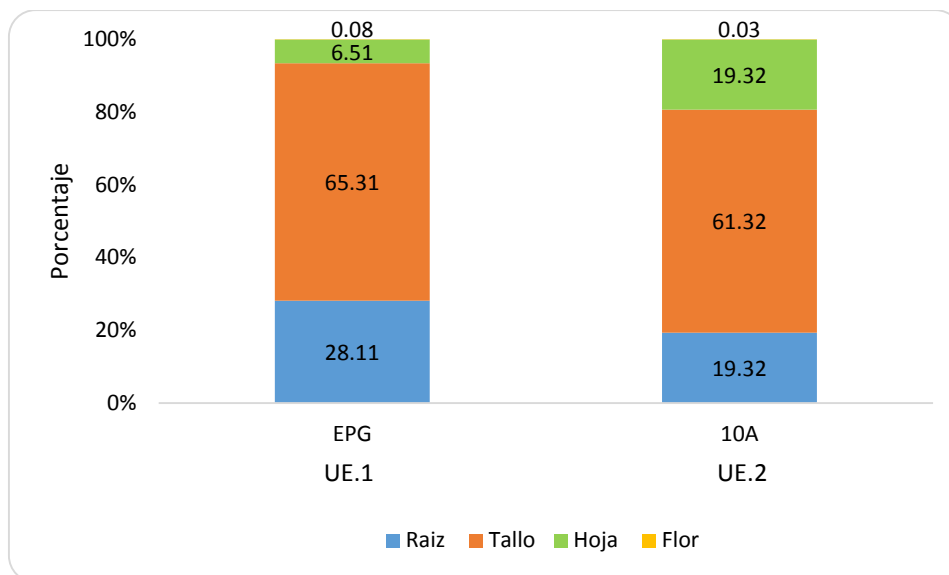


Figura 54. Composición porcentual máxima de Fe a 90 días en la especie *Helianthus annuus* (Elaboración propia).

A través del factor de translocación se puede observar que la especie *Helianthus annuus* es capaz de acumular con mayor concentración a nivel tallo y hojas que en raíz a partir de los 30 días, actuando similar a la especie *Alternanthera sessilis* que es una especie vegetal con $FT > 1$ para hierro siendo una especie fitoextractora (Mazumdar & Das, 2015).

Tabla 43. Factor de translocación de la especie *Helianthus annuus*.

Muestreo (días)	UE.1				UE.2			
	Tallo	Hoja	Flor	Semilla	Tallo	Hoja	Flor	Semilla
30	11.364	15.030	0.000	0.000	30.250	16.625	0.000	0.000
60	2.088	1.272	0.000	0.000	2.780	2.282	0.000	0.000
90	2.323	0.231	0.003	0.000	3.174	1.000	0.002	0.000
120	3.087	1.878	0.016	0.002	3.614	1.612	0.008	0.000
150	2.931	1.105	0.021	0.001	3.701	1.446	0.020	0.002

d) *Chrysopogon zizanioides*

La especie *Chrysopogon zizanioides* se seccionó solamente en raíz y hojas encontrando para la UE.1 una acumulación máxima en raíz de 3 143.33 mg/kg y en hoja 2 871.67 mg/kg, de igual forma que Banerjee *et al.* (2016) reporta que durante un período de 90 días de evaluación con *Chrysopogon zizanioides* en suelo de mina de hierro fue un buen fitoestabilizador ya que la planta acumuló en la raíz mayores concentraciones de metales que en hojas.

Chrysopogon zizanioides tuvo una concentración máxima en la biomasa total de 5 975 mg/kg en base seca, mientras que en la UE.2 la raíz concentró 2 305 mg/kg, en hoja 1 958.33 mg/kg y en la biomasa total de 4 236.33 mg/kg en 150 días (Figura 54). A través del factor de translocación se confirma que la especie es capaz de acumular en gran concentración hierro tanto en raíz como en partes aéreas a partir de los 30 días, la concentración en hojas de esta especie se comportó similar en comparación con las especies *Zinnia elegans*, *Tagetes erecta* y *Helianthus annuus* de esta investigación.

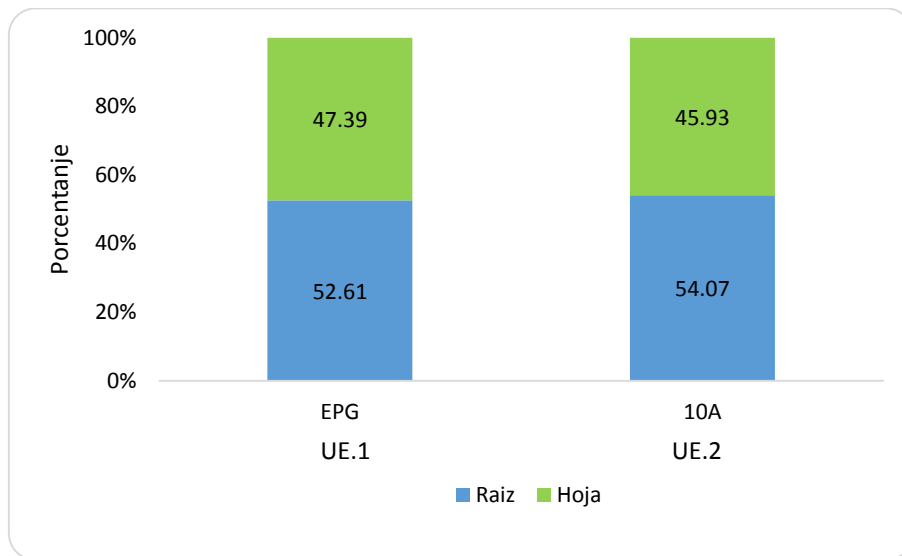


Figura 55. Composición porcentual máxima de Fe a 150 días en la especie *Chrysopogon zizanioides* (Elaboración propia).

Tabla 44. Factor de translocación de la especie *Chrysopogon zizanioides*.

Muestreo (días)	UE.1 Hoja	UE.2 Hoja
30	4.04	7.11
60	1.24	0.49
90	1.24	1.03
120	1.02	1.02
150	0.90	0.85

e) Suelo: UE.1 – Emilio Portes Gil

El suelo de la unidad experimental 1 tuvo un contenido inicial de 1 4675 mg/kg de hierro, como se equipara en la tasa de remediación, que siguió el siguiente orden descendente de acuerdo a la Tabla 45: Tratamiento A > C > B > D, siendo el tratamiento A con *Zinnia elegans* donde se obtuvo la

mayor tasa de remediación de hierro con 21.20 % que corresponde a obtener en el suelo una concentración final de 10 260 mg/kg en 120 días, el tratamiento C (*Helianthus annuus*) con 20.07 % tuvo una concentración final de 10 435 mg/kg en 90 días, seguido del tratamiento B (*Tagetes erecta*) con 16.54 % y una concentración de 10 820 mg/kg en 120 días. Tan solo el tratamiento D (*Chrysopogon zizanioides*) obtuvo el 12.68 % con 11 500 mg/kg en 150 días.

Tabla 45. Tasa de remediación de hierro (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 1.

Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Zinnia elegans</i> %	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i> %	Tratamiento C <i>Helianthus annuus</i> %	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i> %
30	3.70	2.15	2.83	3.61
60	5.54	4.04	8.45	0.46
90	2.47	5.91	20.07	3.69
120	21.20	16.54	0.00	2.88
150	0.00	0.00	11.72	12.68

f) Suelo: UE.2 – 10 de Abril

El suelo de la unidad experimental 2 tenía un contenido inicial de 12 660 mg/kg de hierro, se obtuvo una disminución, que se observa en la tasa de remediación, encontrando el siguiente orden descendente de acuerdo con la Tabla 46: Tratamiento C > A > B > D, siendo el tratamiento C con *Zinnia elegans* donde se obtuvo la mayor tasa de remediación de hierro con 20.47 % que corresponde a tener una acumulación final en el suelo de 9 110 mg/kg en 120 días, el tratamiento A con 18.12 % tuvo una concentración final de 9 240 mg/kg en 90 días, seguido del tratamiento B con 16.04 % y una concentración de 9 580 mg/kg en 120 días. Tan solo el tratamiento D obtuvo el 11.13 % con 10 260 mg/kg en 150 día

Tabla 46. Tasa de remediación de hierro (mg/kg) en suelo de la unidad experimental 2.

Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Helianthus annuus</i> %	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i> %	Tratamiento C <i>Zinnia elegans</i> %	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i> %
30	5.55	3.52	2.96	3.40
60	5.62	5.08	15.26	5.27
90	18.12	1.60	0.00	1.64
120	0.00	16.04	20.47	0.00
150	3.48	0.00	0.00	11.13

g) Factor de bioconcentración

El factor de bioconcentración a 150 días determinó el siguiente orden decreciente: Tratamiento A >C >B >D, para la unidad experimental 1 y C >A >B >D para la unidad experimental 2, encontrando que la especie *Zinnia elegans* fue la que mayor acumulación obtuvo, seguido de *Helianthus annuus*, *Tagetes erecta* y *Chrysopogon zizanioides*, con respecto a la biomasa total. Tomando en cuenta los valores máximos de bioconcentración con respecto al tiempo determinan el mejor momento de la fitoextracción, ya que el FBC fue menor 1 se observa que las especies se comportaron como exclusoras para este elemento, tomando solo lo necesario para completar su ciclo de vida (Hashim *et al.*, 2011).

Tabla 47. Factor de bioconcentración (FBC) de hierro en unidades experimentales.

UE.1				
Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Zinnia elegans</i>	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i>	Tratamiento C <i>Helianthus annuus</i>	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i>
30	0.05	0.08	0.11	0.04
60	0.33	0.30	0.36	0.31
90	0.45	0.41	0.61	0.38
120	0.66	0.57	0.47	0.40
150	0.59	0.54	0.57	0.52
UE.2				
Muestreo (días)	Tratamiento A <i>Helianthus annuus</i>	Tratamiento B <i>Tagetes erecta</i>	Tratamiento C <i>Zinnia elegans</i>	Tratamiento D <i>Chrysopogon zizanioides</i>
30	0.21	0.11	0.14	0.05
60	0.42	0.29	0.50	0.20
90	0.57	0.43	0.39	0.33
120	0.51	0.52	0.64	0.30
150	0.54	0.45	0.59	0.42

9.2.6 EPTs en biomasa total de las especies de estudio

Los contenidos totales de los elementos analizados en la biomasa total de las especies vegetales se trataron estadísticamente mediante análisis de varianza, con el fin de determinar diferencias significativas entre los contenidos de EPT en las diferentes especies de estudio con relación al tiempo.

Se encontró que la para la especie *Zinnia elegans* el contenido de Pb y Ni no tuvo diferencias significativas, de igual forma para la especie *Helianthus annuus* con respecto al contenido de Ni y Cr, igualmente para la especie *Tagetes erecta* se encontró que Ni no tuvo diferencias significativas, mientras que para *Chrysopogon zizanioides* esta misma condición se encontró en Cr, determinando que en ambas unidades experimentales hubo similitud con respecto al tiempo de 30, 60, 90, 120 y 150 días, respectivamente, como se muestra a continuación:

En donde:

Hipótesis cero: Los contenidos de EPT (Pb, Cr, Ni y Fe) en la biomasa total de la especie (*Zinnia elegans*, *Helianthus annuus*, *Tagetes erecta* y *Chrysopogon zizanioides*) de la unidad experimental 1 son iguales a los contenidos de EPT (Pb, Cr, Ni y Fe) en la biomasa total de la especie (*Zinnia elegans*, *Helianthus annuus*, *Tagetes erecta* y *Chrysopogon zizanioides*) de la unidad experimental 2 en el mismo lapso de tiempo.

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4$$

Hipótesis alternativa: Los contenidos de EPT (Pb, Cr, Ni y Fe) en la biomasa total de la especie (*Zinnia elegans*, *Helianthus annuus*, *Tagetes erecta* y *Chrysopogon zizanioides*) de la unidad experimental 1 son diferentes a los contenidos de EPT (Pb, Cr, Ni y Fe) en la biomasa total de la especie (*Zinnia elegans*, *Helianthus annuus*, *Tagetes erecta* y *Chrysopogon zizanioides*) de la unidad experimental 2 en el mismo lapso de tiempo.

$$H_a: \mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4$$

Regla de decisión: Rechazar H_0 si $P < 0.05$

De acuerdo a los datos obtenidos en la Tabla 48, se realizó el procedimiento de diferencia honestamente significativa (DHS) de Tukey. Con este método hay un riesgo del 5 % al decir que uno o más pares son significativamente diferentes. Con el fin de determinar si la especie puede acumular la misma cantidad de EPTs en su biomasa total se encontró que la especie *Zinnia elegans* con respecto a cromo no tuvo diferencias significativas, de la misma forma para *Helianthus annuus* en el caso de níquel; para *Chrysopogon zizanioides* para plomo y *Tagetes erecta* los 4 elementos tuvieron diferencias significativas.

Tabla 48. Diferencias significativas de EPT en biomasa total de las especies de estudio.

<i>Zinnia elegans</i>					
<i>elemento</i>	<i>días</i>	<i>mg/kg</i>	<i>elemento</i>	<i>días</i>	<i>mg/kg</i>
Pb	30	32.5 a	Ni	30	41.67a
	60	57.5 ab		60	68.335b
	90	60.835 ab		90	82.5 b
	120	65.835 c		120	85.835ab
	150	80.8 c		150	95.0 b
Cr	30	141.665	Fe	30	1195.0 a
	60	422.5		60	4800.0 b
	90	486.67		90	5158.33 b
	120	577.5		120	6028.34 b
	150	612.5		150	6310.0 b

<i>Helianthus annuus</i>					
<i>elemento</i>	<i>días</i>	<i>mg/kg</i>	<i>elemento</i>	<i>días</i>	<i>mg/kg</i>
Pb	30	17.5 a	Ni	30	42.5
	60	52.5 b		60	72.5
	90	56.67 b		90	81.67
	120	65 bc		120	109.165
	150	75.83 c		150	118.33
Cr	30	142.5 a	Fe	30	2030.0 a
	60	417.5 ab		60	4711.67 b
	90	552.912 ab		90	5407.5 b
	120	566.665 c		120	5651.67 b
	150	570.835 c		150	5794.17 b

<i>Tagetes erecta</i>					
<i>elemento</i>	<i>días</i>	<i>mg/kg</i>	<i>elemento</i>	<i>días</i>	<i>mg/kg</i>
Pb	30	29.165 a	Ni	30	50.33a
	60	48.335 b		60	73.335b
	90	54.165 b		90	77.5b
	120	60.42 b		120	84.165b
	150	63.335 b		150	87.5b
Cr	30	130.83 a	Fe	30	1242.5 a
	60	326.665 ab		60	3744.17 b
	90	366.665 ab		90	5113.34 b
	120	400.83 b		120	5350.83 b
	150	488.33 b		150	5574.17 b

<i>Chrysopogon zizanoides</i>					
<i>elemento</i>	<i>días</i>	<i>mg/kg</i>	<i>elemento</i>	<i>días</i>	<i>mg/kg</i>
Pb	30	27.5	Ni	30	40.0 a
	60	55.0		60	57.5 ab
	90	61.67		90	76.665 ab
	120	76.665		120	92.5 ab
	150	90.835		150	105.0 b
Cr	30	176.665 a	Fe	30	585.83 a
	60	416.67ab		60	3349.17 ab
	90	464.17 ab		90	4401.67 ab
	120	580.835 ab		120	4495.84 ab
	150	674.17b		150	5119.17 b

9.2.7 Correlación entre propiedades del suelo y contenido de EPTs en la biomasa total.

El análisis de correlación indicó que la biomasa total de la especie *Chrysopogon zizanioides* tuvo una relación inversamente proporcional con pH del suelo con un coeficiente de correlación de -0.8528, de la misma manera la especie *Zinnia elegans* mantuvo una relación inversamente proporcional con respecto a pH con un coeficiente de correlación de -0.8210 con un nivel de confianza del 95 % indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables, indicando que el pH juega un factor importante en la biodisponibilidad de cromo, plomo y níquel en la solución del suelo que puede ser acumulado en la biomasa vegetal.

Se realizó el modelo lineal determinando la variable dependiente como: *Z. elegans*- Cr y la variable independiente: pH suelo *Z. elegans*, así como el modelo lineal con la variable dependiente como: *C. zizanioides*- Pb y la variable independiente: pH suelo *C. zizanioides*.

La ecuación del modelo es:

$$Z. elegans - Cr = 7481.67 - 1117.85 * pH \text{ suelo } Z. elegans$$

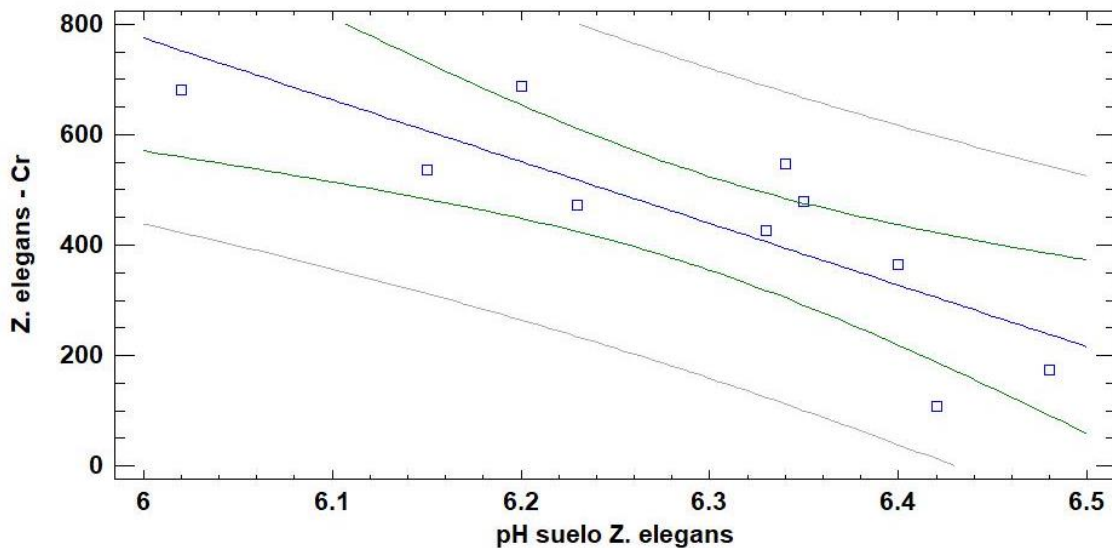


Figura 56. Biomasa total de *Z. elegans*- Cr vs. pH suelo *Z. elegans* (Elaboración propia).

La ecuación del modelo es:

$$C. zizanioides - Pb = 1558.78 - 234.946 * pH \text{ suelo } C. zizanioides$$

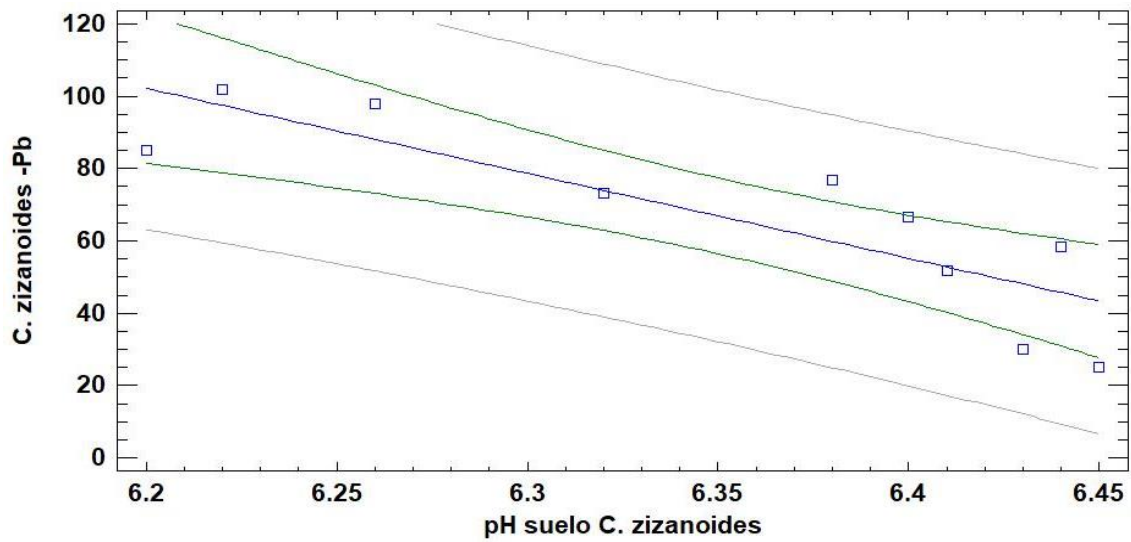


Figura 57. Biomasa total *C. zizanioides* -Pb vs. pH suelo *C. zizanioides* (Elaboración propia).

Se realizó el modelo lineal determinando la variable dependiente como: *H. annus*- Ni y la variable independiente: pH suelo *H. annus*.

La ecuación del modelo es:

$$H. annus - Ni = 735.505 - 101.986 * pH \text{ suelo } H. annus$$

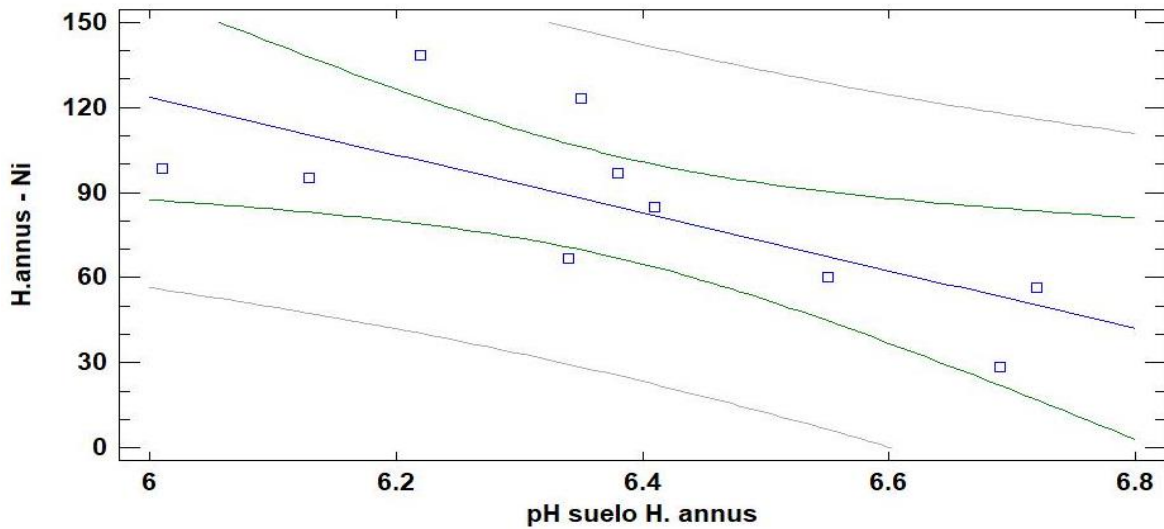


Figura 58. Biomasa total de *H.annus*- Ni vs. pH suelo *H. annus* (Elaboración propia).

9.3 Tercera etapa

9.3.1 Propuesta de sistema de remediación

Uno de los conceptos más ampliamente utilizados en la investigación científica es el de sistema. García (2004) define a un sistema como un conjunto estructurado de componentes y variables que muestran relaciones entre ellos y operan en conjunto como un todo complejo. Un sistema se percibe como algo que posee una entidad que lo distingue de su entorno, aunque mantiene una interacción con él. Esta identidad permanece a lo largo del tiempo y bajo entornos cambiantes.

Tradicionalmente se ha considerado que la investigación científica se desarrolla a través de la acumulación de observaciones del comportamiento de los sistemas estudiados en circunstancias naturales o manipuladas a través de un experimento. Estas observaciones permiten generar y contrastar hipótesis acerca de la estructura y función del sistema objeto de estudio para incrementar los conocimientos acerca del mismo.

En ciencias ambientales la observación del fenómeno, los efectos y el establecimiento de hipótesis resulta más difícil debido a todo un conjunto de factores, que involucran la complejidad del fenómeno estudiado. Los procesos que actúan sobre el sistema de estudio se caracterizan por su carácter multivariable, su dependencia del tiempo y su complejidad en la comprensión de datos. Esta complejidad incluye comportamientos no lineales a diferentes escalas espaciales y temporales haciendo muy complejo, o incluso imposible, expresar los procesos mediante la observación.

Sin embargo las ciencias ambientales tienen un propósito fundamental experimental y práctico que conlleva al entendimiento de los impactos ambientales futuros que puede ocasionarse por la actividad humana. Para abordar el estudio de un sistema ambiental es imprescindible comenzar con la simplificación elemental del mismo. Es así que se pueden determinar los diferentes sistemas de remediación de manera general a partir de las especificaciones de siembra de acuerdo a la Tabla 49. Se examinó el sistema de remediación a través de datos cualitativos que se obtuvieron mediante entrevistas exploratorias sin tratamiento estadístico, realizadas de manera personal a los ejidatarios que aceptaron el proyecto de investigación en la zona de estudio que externaron las siguientes condiciones que describen cualidades de la zona:

- Los suelos de estudio se cultivan de 2 a 3 veces al año en donde al menos uno de ellos es ornamental.
- Los suelos utilizan en cada ciclo de cultivo fertilizantes y plaguicidas químicos.
- Por ejidatario existe un promedio de 2 a 4 parcelas.
- El tamaño de las parcelas se encuentra en un intervalo de 1 a 3 hectáreas.
- Se utiliza un aproximado de 10 kg a 20 kg de semillas para hortalizas y de 20 a 30 kg de semillas para ornamentales por hectárea.
- El tiempo de sembrado es aproximadamente de 4 a 7 horas por hectárea.
- Los cultivos obtenidos son de autoconsumo y venta local.
- La problemática de la zona agrícola se basa en la búsqueda de venta a nivel nacional e internacional de productos cosechables y la calidad del sistema de riego que depende de la jurisdicción de Atlixco para las comunidades pertenecientes al municipio y la jurisdicción de Izucar de matamoros para la comunidad del municipio de Ocoyucan.

Tabla 49. Diseño de siembra del sistema de remediación de níquel con *Zinnia elegans*.

Variables para la especie <i>Z. elegans</i>	
Porcentaje de germinación esperado	100 %
No. de plantas esperadas	62500
Porcentaje de germinación real	74 %
No. de plantas reales	46250
Distancia entre semillas	40 cm
Numero de surcos	250
Distancia entre surcos	40 cm
Área a tratar	1 hectárea
Acumulación promedio en base seca	95 mg/ kg de Ni, 486.67 mg/kg de Cr, 60.83 mg/kg de Pb, 5158.33 mg/kg de Fe
Tiempo del tratamiento	90 días
Peso fresco promedio	445.05 g
Peso seco	133.515 g
Elongación de raíces (cm)	20.1 cm

(Elaboración propia)

Es necesario dejar en claro que, para todas las especies de estudio en esta investigación existen diferencias entre su capacidad de acumulación y sus propiedades físicas, como puede observarse a continuación el ejemplo con el sistema *Z. elegans*, a partir de las siguientes ecuaciones:

$$\text{Volumen de remediación} = b(m) \times a(m) \times \text{elongación de raíz}(m) = m^3 \quad (\text{Ec. 1})$$

$$\text{mg de EPT por planta} = \frac{\text{mg de EPT}}{\text{Kg en peso seco}} \times \text{kg de peso seco de la especie} \quad (\text{Ec. 2})$$

$$\text{Volumen de remediación} = 100m \times 100m \times 0.201 m = 2010 m^3$$

$$\text{mg de Ni por planta} = 95 \frac{\text{mg de Ni}}{\text{Kg de peso seco}} \times 0.133515 \text{ Kg peso seco} = 12.68 \text{ mg de Ni}$$

$$\text{mg de Pb por planta} = 60.83 \frac{\text{mg de Pb}}{\text{Kg de peso seco}} \times 0.133515 \text{ Kg peso seco} = 8.12 \text{ mg de Pb}$$

$$\text{mg de Cr por planta} = 486.67 \frac{\text{mg de Cr}}{\text{Kg de peso seco}} \times 0.133515 \text{ Kg peso seco} = 64.98 \text{ mg de Cr}$$

$$\text{mg de Fe por planta} = 5158.33 \frac{\text{mg de Fe}}{\text{Kg de peso seco}} \times 0.133515 \text{ Kg peso seco} = 688.71 \text{ mg de Fe}$$

Tomando en cuenta los cálculos anteriores:

para el 74 % de germinación = 46,250 plantas

12.68 mg Ni x 46250 plantas = 586,631.53 mg = 586.63 g de Ni

se obtiene **586.63 g de Ni** en un volumen de 2010 m³ en 90 días

Por lo tanto:

se obtiene **375.63 g de Pb** en un volumen de 2010 m³ en 90 días

se obtiene **3.01 Kg de Cr** en un volumen de 2010 m³ en 90 días

se obtiene **31.85 Kg de Fe** en un volumen de 2010 m³ en 90 días

A través de los datos cualitativos y cuantitativos más importantes el aplicar cualquier sistema de remediación se deberá involucrar el aspecto socioeconómico de la región, ya que en promedio al menos un cultivo de los tres realizados al año es ornamental, el sistema de remediación con *Zinnia elegans* una especie nativa del centro de México con gran capacidad adaptación puede tornarse costo-efectivo siendo más atractiva ya que esta especie no es cultivada actualmente en la zona de estudio.

A continuación se visualiza la propuesta de remediación en base al costo-beneficio:

Costo- Beneficio de la propuesta de remediación

(Sujeta a fluctuaciones)

COSTO		BENEFICIO		
		Costo		
		\$ min	\$ max	
	Salario	\$150	\$200	1 kg de semillas ≈ \$276 a \$305 pesos
Jornaleros				1 rollo ≈ 13 a 15 plantas
5	Siembra	750	1,000	
5	Deshierbe (4)			46 250 plantas ≈ 3 557 a 3 083 rollos
5	Riego (3)	750	1,000	
5	Plaguicida (2)			1 rollo de <i>Z. elegans</i> a la venta ≈ \$50
10	Cosecha	1,500	2,000	Beneficio económico ≈ \$ 154,150 a \$ 177,850
	Insumos			
Siembra				
20	Kg de semilla	5,520	6,100	
1	Aplicación de plaguicida	1,000	1,500	
	Total	\$ 11,020	\$ 13,600	

Por lo que el tipo de siembra en especies ornamentales no se realiza como siembra directa, sino siembra al voleo en línea, la utilización de 20 a 30 kg en semillas para las especies ornamentales es el intervalo que utilizan los agricultores siendo un reflejo de la inversión inicial para el cultivo de esta especie, sin embargo la venta de este producto ornamental por su variedad de colores torna especial atención para ser producto altamente comercializable ya que el beneficio económico es mucho mayor a la inversión sin mencionar que su implementación beneficiara a suelos agrícolas en el amortiguamiento de elementos potencialmente tóxicos.

La especie *Z. elegans* se ha mostrado tolerante a los diversos elementos del suelo, con un gran porcentaje de germinación denota su posibilidad como aplicación futura en la fitoextracción. Sin embargo el comportamiento de sistemas ambientales se torna complejo a partir de los datos de tipo físico y químico en la interacción suelo-planta que caracterizan a un sistema de remediación y de las complejas interrelaciones existentes entre los mismos, esta propuesta representa solamente las implicaciones generales a tomarse en cuenta para la aplicación de la fitoextracción a largo plazo.

X. CONCLUSIONES

Los contenidos totales de elementos potencialmente tóxicos de la zona de estudio para las tres comunidades se encuentran en el siguiente orden: $Pb < Cr < Ni < Fe$, se determinó que la comunidad de San Juan Portezuelo tuvo menores contenidos de estos elementos seguido de la comunidad 10 de Abril y Emilio Portes Gil, rebasando los límites máximos permisibles para Cr y Ni respecto a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

Las especies *Helianthus annuus*, *Chrysopogon zizanioides*, *Zinnia elegans* y *Tagetes erecta* comenzaron su desarrollo en un régimen moderadamente ácido (pH 5.86 – 6.30) y con efectos despreciables de salinidad (0.21 - 0.26 dS/m)

Se encontró que en el suelo de la comunidad 10 de Abril las especies de estudio a 150 días tuvieron altura, peso y elongación de raíces menores a las obtenidas en la comunidad de Emilio Portes Gil:

Helianthus annuus: raíz (36.3 cm - 39.4 cm), altura (171.7 cm - 185.2 cm) y Peso (2 212.4 g - 2 500.5 g)

Zinnia elegans: raíz (32.2 - 34.4 cm), altura (142.2 - 148.2 cm) y Peso fresco (789.8g - 932.5 g)

Tagetes erecta: raíz (30.3 - 32.6 cm), altura (132.4 – 135.4 cm) y Peso fresco (525.4 - 558.2 g)

Chrysopogon zizanioides: raíz (44.6 – 48.3 cm), altura (125.4 – 133.4 cm) y Peso fresco (512.6 - 532.2 g)

El factor de translocación para todas las especies fue variable con respecto a los EPTs y al tiempo, encontrando que las especies son capaces de acumular en diferentes concentraciones en partes aéreas encontrando que:

Zinnia elegans y *Tagetes erecta* son capaces de traslocar plomo a nivel tallo y hojas, cromo, níquel y hierro a nivel tallo, hojas y flor.

Helianthus annuus es capaz de traslocar plomo, cromo y hierro a nivel tallo, hojas, flor y semilla, mientras que níquel a nivel tallo, hojas y flor.

Chrysopogon zizanioides es capaz de traslocar a nivel hojas todos los elementos antes mencionados.

El contenido máximo de EPT en la biomasa total de las especies de estudio se confirma a través de la tasa de remediación teniendo el siguiente orden:

Plomo: *Chrysopogon zizanioides* en 150 días > *Zinnia elegans* en 150 días > *Helianthus annuus* en 150 días > *Tagetes erecta* en 120 días.

Cromo: *Chrysopogon zizanioides* en 150 días > *Zinnia elegans* en 120 días > *Helianthus annuus* en 90 días > *Tagetes erecta* en 150 días.

Níquel: *Helianthus annuus* en 120 días > *Chrysopogon zizanioides* en 120 días > *Zinnia elegans* en 90 días > *Tagetes erecta* en 120 días

Hierro: *Zinnia elegans* en 120 días > *Helianthus annuus* en 90 días > *Tagetes erecta* en 120 días > *Chrysopogon zizanioides* en 150 días

El contenido de EPT en la biomasa total de las especies de la comunidad de Emilio Portes Gil fue similar en la comunidad 10 de Abril para *Zinnia elegans* con respecto a Cr, de igual forma para la especie *Helianthus annuus* con respecto al contenido de Ni, para *Chrysopogon zizanioides* esta misma condición se encontró para Pb, mientras que para la especie *Tagetes erecta* los EPTs en la biomasa total si tuvieron diferencias significativas.

Se determinó una relación inversamente proporcional entre el pH del suelo y contenido de EPTs en la biomasa total de *Zinnia elegans* con respecto a Cr, de igual forma para la especie *Helianthus annuus* con respecto al contenido de Ni, para *Chrysopogon zizanioides* esta misma condición se encontró para Pb, con un nivel de confianza del 95 % indica una relación moderadamente fuerte ya que el pH juega un factor importante en la biodisponibilidad de cromo, plomo y níquel en la solución del suelo que puede ser acumulado en la biomasa vegetal.

La propuesta de remediación que se elaboró para esta zona debe contemplar los siguientes aspectos:

La fitoextracción *in situ* muestra que no es posible mantener el sistema en condiciones controladas, y a partir de la experimentación se comprueba que el proceso de remediación ambiental es multivariable, siendo necesario reforzarse mediante investigación y experimentación en campo.

Los diferentes sistemas de remediación de manera general pueden ser creados a partir de las especificaciones de siembra tomando en cuenta que, para todas las especies de estudio existen diferencias entre su capacidad de acumulación y sus propiedades físicas.

Para la implementación de un sistema de remediación se deben tomar en cuenta aspectos socioeconómico de la región ya que estos determinaran su aplicación a largo plazo.

El número de veces que se cultiva al año en la zona de estudio, determina el tiempo máximo de aplicación de la fitoextracción.

Por último, la especie *Zinnia elegans* nativa del centro de México ha mostrado ser tolerante a los diversos EPTs encontrados en suelo agrícolas y debido a su costo-beneficio como especie ornamental, su aplicación en la fitoextracción ayudara en la reducción de elementos potencialmente tóxicos en la región.

XI. LITERATURA CITADA

- Acosta, A. (2011). Sólo imaginando otros mundos, se cambiará éste. Reflexiones sobre el Buen Vivir. Vivir bien: ¿Paradigma no capitalista?, 189.
- Adesodun, J. K., Atayese, M. O., Agbaje, T. A., Osadiaye, B. A., Mafe, O. F., & Soretire, A. A. (2010). Phytoremediation potentials of sunflowers (*Tithonia diversifolia* and *Helianthus annuus*) for metals in soils contaminated with zinc and lead nitrates. *Water, air and soil pollution*, 207(1-4), 195-201.
- Agilent Technologies, Inc (2016). Agilent 55B AA Spectrometer manual. Eleventh edition. Australia.
- Ahmad, M. & Ashraf, M. (2012). Essential roles and hazardous effects of nickel in plants. In *Reviews of environmental contamination and toxicology* (125-167). Springer New York.
- Ahmed, Z.U (2015). Phytoremediation of heavy metal contaminated soil using Indian mustard and Marigold plant. M.Sc. Engg. Thesis, Department of Civil Engineering, Bangladesh University of Engineering and Technology (BUET), Dhaka, Bangladesh.
- Aksorn, E., & Chitsomboon, B. (2013). Bioaccumulation of heavy metal uptake by two different Vetiver grass (*Vetiveria zizanioides* and *Vetiveria nemoralis*) species. *African Journal of Agricultural Research*, 8(24), 3166-3171.
- Alcalá Jáuregui, Jorge, Beltrán Morales, F. Alfredo, Ávila Castorena, Cecilia, Rodríguez Fuentes, Humberto, Rodríguez Ortiz, Juan C, Loya Ramírez, J. Guadalupe, & Hernández Montoya, Alejandra. (2012). Heavy metals as an indicator of ecological impact of a fragmented land uses, San Luis Potosí, México. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo*, 44(2), 15-29.
- Alford, É. R., Pilon-Smits, E. A., & Paschke, M. W. (2010). Metallophytes—a view from the rhizosphere. *Plant and Soil*, 337(1-2), 33-50.
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869-881.
- Alloway, B. J. (2013). Sources of heavy metals and metalloids in soils. In *Heavy metals in soils* (pp. 11-50). Springer Netherlands.
- Alvarado, c. J., dasgupta-schubert, n., ambriz, e., sánchez-yañez, j. M., & villegas, j. (2011). Hongos micorrízicos arbusculares y la fitorremediación de plomo. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27(4), 357-364.

- Amora, E.; Guerrero, L.A.; Rodríguez, A.; Vazquez, M.S. (2010) Rhizospheric plant-microbe interactions that enhance the remediation of contaminated soils. In: Méndez, A. (Ed) Current Research, 60 Technology and Education topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology.
- Argota Pérez, G., Encinas Cáceres, M., Argota Coello, H., & Iannacone, J. (2014). Coeficientes biológicos de fitorremediación de suelos expuestos a plomo y cadmio utilizando *Alopecurus magellanicus bracteatus* y *Muhlenbergia angustata* (Poaceae), Puno, Perú. *The biologist*, 12(1), 99-108.
- Baldantoni, D., Ciatelli, A., Bellino, A., & Castiglione, S. (2014). Different behaviours in phytoremediation capacity of two heavy metal tolerant poplar clones in relation to iron and other trace elements. *Journal of environmental management*, 146, 94-99.
- Balderas-Plata, M. Á., Cajuste, L. J., Lugo-de la Fuente, J. A., & Vázquez-Alarcón, A. (2003). Suelos agrícolas contaminados por metales pesados provenientes de depósitos de vehículos de desecho. *Terra Latinoamericana*, 21(4), 449-459.
- Banerjee, R., Goswami, P., Pathak, K., & Mukherjee, A. (2016). Vetiver grass: an environment clean-up tool for heavy metal contaminated iron ore mine-soil. *Ecological Engineering*, 90, 25-34.
- Barrios-Guerra, C. A. (2013). Mercury Contamination in Chile: A Chronicle. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 183, 1-19.
- Batista, W. & Graff, P. (2004). *Ecología de los ecosistemas*. Facultad de agronomía, Argentina. recuperado de: <https://www.agro.uba.ar/users/batista/EE/figuras.htm>.
- Bech, J., Corrales, I., Tume, P., Barceló, J., Duran, P., Roca, N., & Poschenrieder, C. (2012). Accumulation of antimony and other potentially toxic elements in plants around a former antimony mine located in the Ribes Valley (Eastern Pyrenees). *Journal of Geochemical Exploration*, 113, 100-105.
- Berdanier, Carolyn D. Reeves, R.D. y Jaffre (2010). Ocho: Deficiencia de oligoelementos. En Javier de León Fraga. *Nutrición y alimentos*. México: Mc Graw Hill. p.147. ISBN 978-607-15-0338-1.
- Blasco Hedo, E., & Muyo Redondo, B. (2013). *La nueva Ley de residuos y suelos contaminados*. Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT).

- Boonyapookana B, Parkplan P, Techapinyawat S, DeLaune RD, Jugsujinda A (2005) Phytoaccumulation of lead by sunflower (*Helianthus annuus*), tobacco (*Nicotiana tabacum*), and vetiver (*Vetiveria zizanioides*). J. Environ. Sci. Heal. A 40:117-137
- Bosiacski, M., & Wojciechowska, E. (2012). Phytoextraction of nickel by selected ornamental plants. Ecological Chemistry and Engineering S, 19(3), 331-345.
- Brooks, R.R., Lee, J., Reeves, R.D. y Jaffre, T. (1977) Detection of Nickeliferous Rocks by Analysis of Herbarium Specimens of Indicator Plants. J. Geochem. Exploration 7: 49-57 pp.
- Cargua Chávez, J. E. (2010). Determinación de las formas de Cd, Cu, Ni, Pb y Zn y su biodisponibilidad en suelos agrícolas del Litoral ecuatoriano. (No. Tesis N° 110). Universidad Tecnológica Equinoccial.
- Castro, R. (2016) *Capsicum annuum* como fitorremediador de suelos contaminados por metales pesados. Área en ciencias ambientales. Universidad nacional autónoma de México.
- CCME (2015). Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian Environmental Quality Guidelines. Human health & soil quality.
- Chandra, R., & Yadav, S. (2011). Phytoremediation of Cd, Cr, Cu, Mn, Fe, Ni, Pb and Zn from aqueous solution using *phragmites cummunis*, *typha angustifolia* and *cyperus esculentus*. International journal of phytoremediation, 13(6), 580-591.
- Chávez-Rodríguez, L. (2015). Phytoremediation of lead polluted soils with native plant species. IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology, 9(4), 42-49.
- Chen, Y., Shen, Z., & Li, X. (2004). The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. Applied Geochemistry, 19(10), 1553-1565.
- Choudhury, M. R., Islam, M. S., Ahmed, Z. U., & Nayar, F. (2016). Phytoremediation of heavy metal contaminated buriganga riverbed sediment by Indian mustard and marigold plants. Environmental Progress & Sustainable Energy, 35(1), 117-124.
- Coelho, I. C., Bastos, A. R. R., Pinho, P. J., Souza, G. A., Carvalho, J. G., Coelho, V. A., & Faquin, V. (2017). Marigold (*Tagetes erecta*): The potential value in the phytoremediation of chromium. Pedosphere, 27(3), 559-568.
- CONABIO (2016). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Enciclovida. México. Recuperado de <http://www.enciclovida.mx>
- Constitución política de los estados unidos mexicanos. Constitución publicada en el Diario Oficial de la Federación el 5 de febrero de 1917, DOF 24-02-2017.

- Corona, J. F. G., Saldaña, Á. E. E., Alonso, A. C., Aguilar, F. J. A., López, G. E. R., Fernández, F. J., & Wrobel, K. (2010). Mecanismos de interacción con cromo y aplicaciones biotecnológicas en hongos. *Revista Latinoamericana de Biotecnología Ambiental y Algal*.
- Coupe, S. J., Sallami, K., & Ganjian, E. (2013). Phytoremediation of heavy metal contaminated soil using different plant species. *African Journal of Biotechnology*, 12(43), 6185-6192.
- Covarrubias, S., & Peña Cabriales, J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7-21.
- Cruz-Pons, A de la, Zavala-Cruz, J, Guerrero-Peña, A, Salgado-García, S, Lagunes-Espinoza, LC, & Gavi-Reyes, F. (2012). Metales pesados en suelos cultivados con caña de azúcar en la Chontalpa Tabasco. *Universidad y ciencia*, 28(2), 119-130.
- Datta, R., Quispe, M. A., & Sarkar, D. (2011). Greenhouse study on the phytoremediation potential of vetiver grass, *Chrysopogon zizanioides L.*, in arsenic-contaminated soils. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 86(1), 124-128.
- de La Paz, N. F., & Acosta, A. T. (2016). Efecto del distanciamiento de siembra del vetiver (*Chrysopogon zizanioides l*) sobre la producción de esquejes y follaje. *Venezuelos*, 23, 11-18.
- Delgadillo López Angélica Evelin, César Abelardo González-Ramírez, Francisco Prieto-García, José Roberto Villagómez-Ibarra and Otilio Acevedo-Sandoval. (2011): "fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación", *tropical and subtropical agroecosystems*, 597- 612
- Dobermann, A., & Fairhurst, T. (2000). Toxicidad de hierro en arroz. In: Dobermann & Fairhurst (Eds.), *Rice: nutrient disorders & nutrient management* (pp. 1–4). Potash and Phosphate Institute and International Rice Research Institute
- Dubchak, S., Ogar, A., Mietelski, J. W., & Turnau, K. (2010). Influence of silver and titanium nanoparticles on arbuscular mycorrhiza colonization and accumulation of radiocaesium in *Helianthus annuus*. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8(S1), 103-108.
- EA (2009) Environmental Agency of England. Using Soil Guideline Values. Environment Agency. Bristol, U.K
- Ehsan, N., Nawaz, R., Ahmad, S., Arshad, M., Umair, M., & Sarmad, M. (2016). Remediation of Heavy Metal-Contaminated Soil by Ornamental Plant Zinnia (*Zinnia elegance L.*). *Asian Journal of Chemistry*, 28(6), 1338.

- EMA (2008) Environmental Management Agency of Holland. Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering/ Circular on target values and intervention values for soil remediation, Government Gazette 20008, 65.
- EPA (2007) Environmental Protection Agency. Guidance for Evaluating the Bioavailability of Metals in Soils for Use in Human Health Risk Assessment. United States.
- EPA (2007). Method 3051a microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. United States Environmental Protection Agency.
- FAO (2015). Las funciones del suelo. México. Disponible en: <http://www.fao.org/soils-2015>
- Figueroa, A. A. B. (2014). Fitorremediación en la recuperación de suelos: una visión general. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 5(2), 245-258.
- Gálvez, A. P. M. (2013). Remediación de suelos contaminados con metales pesados. Departamento de Química y Biología. Escuela de Ciencias, Universidad de las Américas Puebla.
- García, L. A. (2004). Aplicación del análisis multicriterio en la evaluación de impactos ambientales. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Garcia, G. N., & Garcia, S. N. (2013). *Química Agrícola Química del Suelo Y de Nutrientes Esencial*. Mundi-Prensa Libros.
- García-Gallegos, E., Hernández-Acosta, E., García-Nieto, E., & Acevedo-Sandoval, O. A. (2011). Contenido y traslocación de plomo en avena (*Avena sativa*, L.) y haba (*Vicia faba*, L.) de un suelo contaminado. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 17(1), 19-29.
- Ghosh, M., Paul, J., Jana, A., De, A., & Mukherjee, A. (2015). Use of the grass, *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash for detoxification and phytoremediation of soils contaminated with fly ash from thermal power plants. *Ecological Engineering*, 74, 258-265.
- González-Flores, e., Tornero-Campante, m. A., Sandoval-Castro, e., Pérez-Magaña, a., & Gordillo-Martínez, a. J. (2011). Biodisponibilidad y fraccionamiento de metales pesados en suelos agrícolas enmendados con biosólidos de origen municipal. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27(4), 290-301.
- González-Salazar, I. G., López-Herrera, M., Monks, S., & Pulido-Flores, G. (2015). Presencia de metales pesados en la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México.
- Google Earth Pro (s.f.). Explore, Search, and Discover, recuperado de: <https://www.google.com/earth>

- Guerra, A. C., Abascal, E. N., Pacheco, S. V., Alonso, M. P. S., & Cruz, C. V. (2012). El hierro. *Elementos*, 85, 41-48.
- Gunwal, I., Singh, L., & Mago, P. (2014). Comparison of Phytoremediation of Cadmium and Nickel from Contaminated Soil by *Vetiveria Zizanioides L.* *International Journal of Scientific and Research Publications*, 4(10), 1-7.
- Hashim, M. A., Mukhopadhyay, S., Sahu, J. N., & Sengupta, B. (2011). Remediation technologies for heavy metal contaminated groundwater. *Journal of Environmental Management*, 92, 2355-2388. doi:10.1016/j.jenvman. 2011.06.009.
- Hellin, J., & Larrea, S. (2015). Uso de vegetación para la conservación de suelo y agua en laderas: consideraciones sociales y técnicas. *Revista CEIBA*, 40(1), 35-39.
- Huerta O, C. (2011). Las Normas Oficiales Mexicanas en el ordenamiento jurídico mexicano. *Boletín Mexicano de Derecho Comparado*.
- I.M. (2012) Intendencia de Montevideo, Monitoreo de metales pesados en suelos de Montevideo. Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental. Departamento de Desarrollo Ambiental, Uruguay.
- ICME (2013) International council on metals and the environment adapting to a changing climate: implications for the mining and metals. Recuperado de: <http://www.icmm.com/publications>
- INEGI (2010) Conjunto de Datos Geográficos de las Cartas de Climas, Precipitación Total Anual y Temperatura Media Anual 1:1 000 000, serie I.
- INEGIa (2015) Conjunto de datos vectoriales de información topográfica, escala 1:50 000 serie III. E14B52. Atlixco
- INEGIa (2016) Mapa digital de México. recuperado de <http://gaia.inegi.org.mx>
- INEGIb (2015) Conjunto de datos vectoriales de información edafológica, escala 1:250 000, Serie III. E14B52. Atlixco.
- INEGIb (2016). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Anuario estadístico y geográfico de Puebla 2016. México.
- INEGIc (2015) Conjunto de datos vectoriales de información geológica 1:250 000, serie II. E14B52. Atlixco.
- INEGId (2015) Conjunto de datos vectoriales de información topográfica, escala 1:50 000 serie III. E14B53. San Francisco Totimehuacán.

- INEGIe (2015) Conjunto de datos vectoriales de información edafológica, escala 1:50 000 serie III. E14B53. San Francisco Totimehuacán.
- INEGIf (2015) Conjunto de datos vectoriales de información geológica 1:250 000, serie II. E14B53. San Francisco Totimehuacán.
- Jara-Peña, E., Gómez, J., Montoya, H., Chanco, M., Mariano, M., & Cano, N. (2014). Capacidad fitorremediadora de cinco especies altoandinas de suelos contaminados con metales pesados. *Revista peruana de biología*, 21(2), 145-154.
- Juárez-Rosete, C. R., Aguilar-Castillo, J. A., Juárez-Rosete, M. E., Bugarín-Montoya, R., Juárez-López, P., & Cruz-Crespo, E. (2013). Hierbas aromáticas y medicinales en México: tradición e innovación. *Revista Bio Ciencias*, 2(3).
- Kabata-Pendias, A. (2010). Trace elements in soils and plants. Fourth Edition. CRC press. Boca Raton, FL.
- Kabata-Pendias, A., & Mukherjee, A. B. (2007). Trace elements from soil to human. Springer Science & Business Media.
- Krämer, U. (2010). Metal hyperaccumulation in plants. *Annual review of plant biology*, 61, 517-534.
- Kwak, J., Kim, K. W., Park, M., Kim, J., & Park, K. (2012). Determination of lead in soil at a historical mining and smelting site using laser-induced breakdown spectroscopy. *Environmental technology*, 33(18), 2177-2184.
- Lagunas Sánchez, R. (2012). Las plantas medicinales y aromáticas del huerto biointensivo, Tesis, Facultad de Agronomía, UASLP.
- Leung, D. W. (Ed.). (2013). Recent Advances towards Improved Phytoremediation of Heavy Metal Pollution. Bentham Science Publishers.
- LGEEPA (2015) Ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente, nueva ley publicada en el diario oficial de la federación el 28 de enero de 1988 texto vigente última reforma publicada dof 09-01-2015
- Lim, T. K. (2014). *Tagetes erecta*. In Edible medicinal and non-medicinal plants (pp. 432-447). Springer Netherlands.
- Loaiza, J. (2011). El recurso suelo. *Suelos ecuatoriales*, 41, 6-18.
- López, R. M. (2016). Servicios Ecosistémicos del Suelo. Ecuador es calidad-*Revista Científica Ecuatoriana*, 4(1).

- Lora silva, r., & bonilla gutierrez, h. (2010). remediación de un suelo de la cuenca alta del rio bogotá contaminado con los metales pesados de cadmio y cromo. u.d.c.a. actualidad & divulgación científica,
- Loya del Angel I. (2013). Tecnologías para la restauración de suelos contaminados. Tesis de Especialidad en gestión e impacto ambiental. Universidad veracruzana ciencias biológicas y agropecuarias
- Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awathi, M.K., Lahori, A., Wang, Q., Li, R. & Zhang, Z. (2016). Challeges and oppourtunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 126, 111-121
- Mahecha-Pulido, J. D., Trujillo-González, J. M., & Torres-Mora, M. A. (2015). Contenido de metales pesados en suelos agrícolas de la región del Ariari, Departamento del Meta. *Orinoquia*, 19(1), 118-122.
- Mani, D., Sharma, B., Kumar, C., Pathak, N., & Balak, S. (2012). Phytoremediation potential of *Helianthus annuus* L in sewage-irrigated Indo-Gangetic alluvial soils. *International journal of phytoremediation*, 14(3), 235-246.
- Marín Guzmán, J. (2013). Importancia del cromo en ganado lechero. *Nutrición Animal Tropical* Vol. 5 Núm. 1.
- Martínez Valdez, O. A. (2015). Movilidad de metales y metaloides en sitios mineros: predicción de impacto en los recursos hídricos. Tesis ciencias ambientales. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Martínez, G. Rocio (2010). determinación de metales pesados cadmio y plomo en suelos y en granos de cacao frescos y fermentados mediante espectroscopía de absorción atómica de llama. bucaramanga, colombia.
- Mazumdar, K., & Das, S. (2015). Phytoremediation of Pb, Zn, Fe, and Mg with 25 wetland plant species from a paper mill contaminated site in North East India. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 701-710.
- Mench, M., Lepp, N., Bert, V., Schwitzguébel, J. P., Gawronski, S. W., Schröder, P., & Vangronsveld, J. (2010). Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *Journal of Soils and Sediments*, 10(6), 1039-1070.
- Milusheva, D. I., Iakimova, E. T., & Atanassova, B. Y. (2015). Cadmium and lead effects on growth performance of zinnia. *Ornamental and Subtropical Horticulture*, 54, 175-184.

- Montes, L. (2014). Especialización de concentración de metales pesados cromo, zinc y plomo en el complejo industrial fabrillfame y propuesta de remediación de suelos Universidad de las Fuerzas Armadas. Ingeniería Geografía y del Medio Ambiente, Ecuador.
- Moosavi, g.s. y m.j. seghatoleslami (2013). “Phytoremediation: a review”. Advance in agriculture and biology, 1 (1), 5-11.
- Morales García, S. S. (2015). Estudio de los metales contenidos en aire, agua y sedimentos en un área urbana-rural con influencia industrial ubicada en la Zona Metropolitana de Puebla, México.
- Muñiz Ugarte, O., Rodríguez Alfaro, M., Montero Álvarez, A., Estévez Álvarez, J., de Aguiar Accioly, A. M., & Araujo Do Nascimento, C. W. (2015). El níquel en suelos y plantas de Cuba. Cultivos Tropicales, 36, 25-33.
- Muñoz, A., Santoyo, Y., Cedillo, M. L., Villegas, H. M. C., Munive, H. J. A., & Ruiz, J. (2014). Efecto de rizobacterias promotoras del crecimiento vegetal sobre el crecimiento del vetiver (*chrysopogon zizanioides*) bajo condiciones de invernadero. Geominas, 42(65), 229-233.
- Narvaez ortiz, w. A. (2010). Efectividad de compuestos organicos de origen diverso y girasol ornamental en la fitorremediacion de un suelo alcalino contaminado con plomo. Tesis Ingenieria agrícola y ambiental. Universidad Autonoma Agraria. Mexico
- Navarro Ainza, J. A. C., Navejas Jiménez, J., & Osuna Amador José, D. (2014). Producción de girasol y canola en Baja California Sur. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Mexico.
- Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M. B., Jordán-Vidal, M. M., Mataix-Solera, J., & García-Sánchez, E. (2003). Mobility of cadmium, chromium, and nickel through the profile of a calcisol treated with sewage sludge in the southeast of Spain. Environmental Geology, 44(5), 545-553.
- Niu, Z. X., Li, X. D., Sun, L. N., & Sun, T. H. (2012). Changes of three organic acids in the process of Cd and Pb phytoextraction by *Helianthus annuus* L. Plant Soil Environ, 58, 487-494.
- NMX-AA-132-SCFI-2006. Norma mexicana, que establece muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, manejo de muestra.
- NOM-021-RECNAT-2000. Norma Oficial Mexicana, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

- NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Norma Oficial Mexicana, que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio.
- Noriega-Luna, Berenice; Morales-Rodríguez, Aldo Alberto; Luna-Quintanilla, Rafael; Ulloa-Vázquez, Talina; Cruz-Jiménez, Gustavo; Serafín-Muñoz, Alma Hortensia; Gutiérrez-Ortega, Norma Leticia; (2016). Identificación de especies vegetales asociadas a jales del distrito minero de Guanajuato. *Acta Universitaria*. 71-77.
- Paul, E. A. (2014). *Soil microbiology, ecology and biochemistry USA*: Academic press.
- Peñaherrera Pazmiño, A. B. (2010). Remoción selectiva de níquel desde suelos contaminados utilizando Nanoderndímeros (Bachelor's thesis, SANGOLQUÍ/ESPE/2010).
- Pérez, M. A. M., Rizo, O. D., Sánchez-Pérez, J. M., Baqué, D., & Tavella, M. J. (2015). Bioacumulación de metales pesados en arroz cultivado bajo condiciones de contaminación en la subcuenca Mampostón. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 24(S1), 25-31.
- PROFEPA (2015) Informe de Actividades. México. Recuperado de: http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/v/353/1/mx/informes_anuales_de_la_profepa.html
- PROFEPA (2016) Comunicado: Operativo conjunto de PROFEPA, CONAGUA y COFEPRIS. México. Recuperado de: <https://www.gob.mx/profepa/prensa.html>.
- Rafati, M., Khorasani, N., Moattar, F., Shirvany, A., Moraghebi, F., & Hosseinzadeh, S. (2011). Phytoremediation potential of *Populus Alba* and *Morus alba* for cadmium, chromuim and nickel absorption from polluted soil. *International Journal of Environmental Research*, 5(4), 961-970.
- Ramana, S., Biswas, A. K., & Rao, A. S. (2008). Phytoextraction of lead by marigold and chrysanthemum. *Indian Journal of Plant Physiology (India)*.
- Ramirez, F. S. R., & Jimenez, G. C. (2015). Cuantificación de Elementos Potencialmente Tóxicos en especies vegetales de un sitio minero de Guanajuato: identificación de especies potencialmente fitorremediadoras. *Jóvenes en la ciencia*, 1(2), 1984-1989.
- Rascio, Nicoletta; Navari-Izzo, Flavia (2011). «Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting?». *Plant Science* 180 (2): 169–181
- Regalado Rodríguez, I., Leiseca Pérez, A., Cabrera Vázquez, Y., Franco Flores, F., & Bulnes Goicochea, C. (2014). Cambios anatómicos en la especie *Cynodon nlemfuensis Vanderhyst* en suelos contaminados por metales pesados. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 23(4), 37-42.

- Reyes Guzmán, M., & Avendaño Prieto, G. (2012). Estudio ambiental sobre el riesgo ecológico que representa el plomo presente en el suelo. *Revista Escuela de Administración de Negocios*, (72).
- Rodríguez Hernández, M. C. (2015). Efecto de los mecanismos de transporte de calcio, hierro y zinc en la captación de cadmio y plomo en plantas fitorremediadoras. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de San Luis potosí. Mexico.
- Rodríguez-Elizalde, María de los Ángeles; Delgado-Alvarado, Adriana; González-Chávez, Ma. del Carmen A.; Carrillo-González, Rogelio; Mejía-Muñoz, José Merced; Vargas-Hernández, Mateo; (2010). Emergencia y crecimiento de plantas ornamentales en sustratos contaminados con residuos de mina. *Interciencia*, Enero-Sin mes, 26-32.
- Roongtanakiat, N., & Sanoh, S. (2011). Phytoextraction of zinc, cadmium and lead from contaminated soil by vetiver grass. *Kasetsart J (Nat Sci)*, 45, 603-612.
- Rowell, D. L. (2014). *Soil science: Methods & applications USA*: Routledge.
- Rubio, L. A. A. (2015). Geoavailability of Ni, Cu, Zn, As, Cd, and Pb in the Sierra de Cartagena–La Unión (SE Spain) (Doctoral dissertation, Universidad Politecnica de Cartagena (Spain)).
- Ruiz Hernandez, d. A. (2013). Fitorremediación de suelos contaminados con plomo en actividades industriales. División de Carreras Agronómicas. Universidad Autónoma Agraria “Antonio Narro”, Coahuila, México.
- San Andrés, M., Sancho, N., & de la Roja, J. M. (2010). Alquimia: Pigmentos y colorantes históricos. In *Anales de Química* (Vol. 106, No. 1).
- Santos, E. M. (2012). Principales características de las materias primas utilizadas en la producción de biodiesel: la influencia del contenido y la concentración de los ácidos grasos. *Ingenium Revista de la facultad de ingeniería*, 13(25), 53-61.
- Sarabia Meléndez, i. F., Cisneros Almazán, r., Aceves de alba, j., Durán García, h. M., & Castro Larragoitia, j. (2011). Calidad del agua de riego en suelos agrícolas y cultivos del Valle de San Luis Potosí, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27(2), 103-113.
- Sarma, H. (2011). Metal hyperaccumulation in plants: a review focusing on phytoremediation technology. *Journal of Environmental Science and Technology*, 4(2), 118-138.
- Schimel, J., & Chadwick, O. (2013). What's in a name? The importance of soil taxonomy for ecology and biogeochemistry. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(8), 405-406.

- SECTUR (2016). Secretaría de Turismo, Pueblos Mágicos, herencia que impulsan Turismo. México. Recuperado de <http://www.sectur.gob.mx/gobmx/pueblos-magicos/atlixco>
- SEMARNAT (2015) Informe de actividades 2015, Empresas autorizadas para el manejo de residuos. México. Recuperado de: <https://www.gob.mx/semarnat/documentos/empresas-autorizadas-para-el-manejo-de-residuos>
- Sepúlveda, B., Pavez, O., & Tapia, M. (2012). Fitoextracción de metales pesados desde relaves utilizando plantas de *Salicornia* sp. Revista de la Facultad de Ingeniería, Universidad de Atacama. Chile, 28, 20-26.
- Signes-Pastor, A. J., Munera-Picazo, S., Burló, F., Cano-Lamadrid, M., & Carbonell-Barrachina, A. A. (2015). Phytoremediation assessment of *Gomphrena globosa* and *Zinnia elegans* grown in arsenic-contaminated hydroponic conditions as a safe and feasible alternative to be applied in arsenic-contaminated soils of the Bengal Delta. Environmental monitoring and assessment, 187(6), 387.
- Sinhal, V. K., Srivastava, A., & Singh, V. P. (2010). EDTA and citric acid mediated phytoextraction of Zn, Cu, Pb and Cd through marigold (*Tagetes erecta*).
- Soni, S., & Jain, S. (2014). A review on phytoremediation of heavy metals from soil by using plants to remove pollutants from the environment. International Journal of Advanced Research, 2(8), 197-203.
- Thamayanthi, D., Sharavanan, P. S., & Vijayaragavan, M. (2011). Effect of cadmium on seed germination, growth and pigments content of Zinnia plant. Current Botany, 2(8).
- Torres Rodríguez, Duilio; Cumana, Adriana; Torrealba, Odalis; Posada, Diana; (2010). Uso del vetiver para la fitorremediación de cromo en lodos residuales de una tenería. Revista mexicana de Ciencias Agrícolas, Abril-Junio, 173-186.
- Torres, L., Cárdenas, J. F., Moctezuma, M. D. G., Martínez, V. M., & Acosta, I. (2012). Remoción de cromo hexavalente por la cascara de plátano (*Musa cavendishii*). Química Hoy, 2(A).
- Ugarte, O. M. (2016). Reseña bibliográfica. El níquel en suelos y plantas de cuba. Cultivos Tropicales, 36(5 Esp), 25-33.
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2014) Emerging issues in our global environment. Recuperado de: <http://www.unep.org/environmentunderreview>
- USEPA (2012) remedial investigation of soil, United States Environmental Protection Agency Recuperado de: <https://www.epa.gov/foia>

- Vargas, C., Pérez, J., Masaguer, A. & Moliner, A. (2013). Comportamiento de la vetiveria (*Chrysopogon zizanioides* L.) como extractora de metales pesados en suelos contaminados”, Ref. N° C0556, VII Congreso Ibérico de Agroingeniería y Ciencias Hortícolas, Madrid
- Velasco h.m.a., andrade r.t., pérez c.g., trejo m.m.a., zayas r.m.l utilización de lirio acuático en la remediación de suelo contaminado con aceite residual, congreso de la universidad autónoma del estado de méxico t92-t121
- Vidal Durango, J. V., Marrugo Negrete, J. L., Jaramillo Colorado, B., & Perez Castro, L. M. (2010). Remediación de suelos contaminados con mercurio utilizando guarumo (*Cecropia peltata*). Ingeniería y desarrollo, (27).
- Villalba atondo arturo, José María del Castillo Alarcón, Agustín Gómez Álvarez “soil and water pollution in Agua Prieta river ecosystem from Sonora, Mexico” xv (1): 3-11(2014)
- Wiszniewska, A., Hanus-Fajerska, W., Muszynska, W. & Ciarkowska, K. (2016). Natural Organic Amendments for Improved Phytoremediation of Polluted Soils: A Review of Recent Progress. *Pedosphere*, 26, 1-12.
- Yáñez, P., & Bárcenas, M. (2012). Determinación de los niveles de tolerancia a hidrocarburos y potencial de fitorremediación de cuatro especies vegetales del sector Baeza-El Chaco, Ecuador. *La granja. Revista de Ciencias de la Vida*, 15(1).
- Zheng, L., Lutz-Meindl, U., & Peer, T. (2013). Chelate-Assisted Phytoremediation of Lead. *Recent Advances Towards Improved Phytoremediation of Heavy Metal Pollution*, 40-54.

XII. ANEXOS

12.1 Carta invitación a comisariados ejidales.



"60 Aniversario de la Autonomía Universitaria"

Oficio No. PCA/024/2016

C. SAUL SALAZAR VÁZQUEZ

Representante de la Colonia 10 de Abril

Por medio del presente me dirijo a usted para presentar a su fina consideración a los estudiantes del Posgrado en Ciencias Ambientales, perteneciente al Instituto de Ciencias de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, **C. Fernando Parra Gallegos**, **C. Diana Arely Ávila González**, **C. Hilda Ricela Jano Tolama**, **C. Gabriela Pérez Castresana**, así como al **C. Jahir Salomón** (de la escuela de Ingeniería Agro hidráulica de la BUAP), todos ellos participantes y asesorados por el **Dr. José Víctor Rosendo Tamariz Flores**, investigador del Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas y docente de este Posgrado. Participan en el proyecto de investigación en las Áreas de Manejo y Conservación de los Recursos Naturales y Medio Ambiente y Salud desarrollando diversas tesis de posgrado, entre ellas las de los alumnos mencionados.

En virtud de lo anterior le solicito de la manera más atenta su cooperación y la de su comunidad, con el propósito de que puedan ellos estudiar los recursos agua, suelo y plantas de esa región y evaluar su calidad, a fin de proponer una solución integral a problemas que se detecten durante dichos estudios.

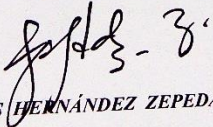
Adicionalmente se tiene la intención de iniciar una colaboración con su comunidad, de manera que sean ustedes los principales beneficiados de los resultados de los estudios antes expuestos.

En espera de una respuesta positiva a esta solicitud y sin otro particular quedo de usted muy,

ATENTAMENTE

"PENSAR BIEN, PARA VIVIR MEJOR"

H. PUEBLA DE Z., MARZO 9 DE 2016


DR. J SANTOS HERNÁNDEZ ZEPEDA
COORDINADOR



JSHZ/anma
c.c.p. Archivo
c.c.p. Minutario

Posgrado en Ciencias Ambientales
Instituto de Ciencias (ICUAP)

Edificio ICG,
Ciudad Universitaria
Col. San Manuel, Puebla, Pue. C.P. 72570
01 (222) 229 55 00 Ext. 7056



BUAP

"60 Aniversario de la Autonomía Universitaria"

Oficio No. PCA/025/2016

C. EULOGIO OCELOT

Comisariado Ejidal de Portes Gil

Por medio del presente me dirijo a usted para presentar a su fina consideración a los estudiantes del Posgrado en Ciencias Ambientales, perteneciente al Instituto de Ciencias de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, **C. Fernando Parra Gallegos, C. Diana Arely Ávila González, C. Hilda Ricela Jano Tolama, C. Gabriela Pérez Castresana**, así como al **C. Jahir Salomón** (de la escuela de Ingeniería Agro hidráulica de la BUAP), todos ellos participantes y asesorados por el **Dr. José Víctor Rosendo Tamariz Flores**, investigador del Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas y docente de este Posgrado. Participan en el proyecto de investigación en las Áreas de Manejo y Conservación de los Recursos Naturales y Medio Ambiente y Salud desarrollando diversas tesis de posgrado, entre ellas las de los alumnos mencionados.

En virtud de lo anterior le solicito de la manera más atenta su cooperación y la de su comunidad, con el propósito de que puedan ellos estudiar los recursos agua, suelo y plantas de esa región y evaluar su calidad, a fin de proponer una solución integral a problemas que se detecten durante dichos estudios.

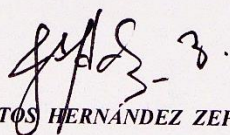
Adicionalmente se tiene la intención de iniciar una colaboración con su comunidad, de manera que sean ustedes los principales beneficiados de los resultados de los estudios antes expuestos.

En espera de una respuesta positiva a esta solicitud y sin otro particular quedo de usted muy,

ATENTAMENTE

"PENSAR BIEN, PARA VIVIR MEJOR"

H. PUEBLA DE Z., MARZO 9 DE 2016


DR. J SANTOS HERNÁNDEZ ZEPEDA
COORDINADOR

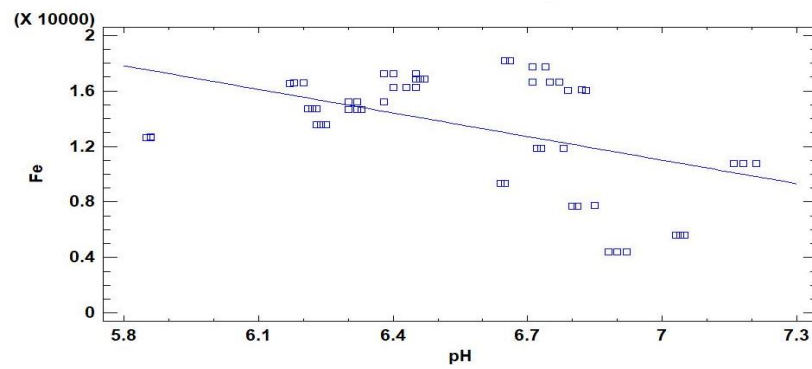
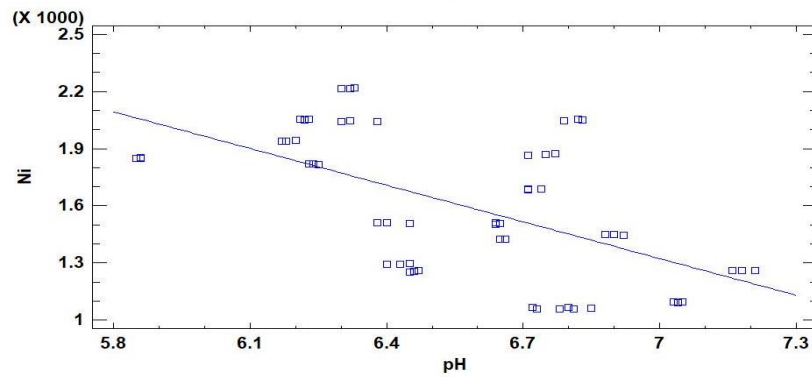
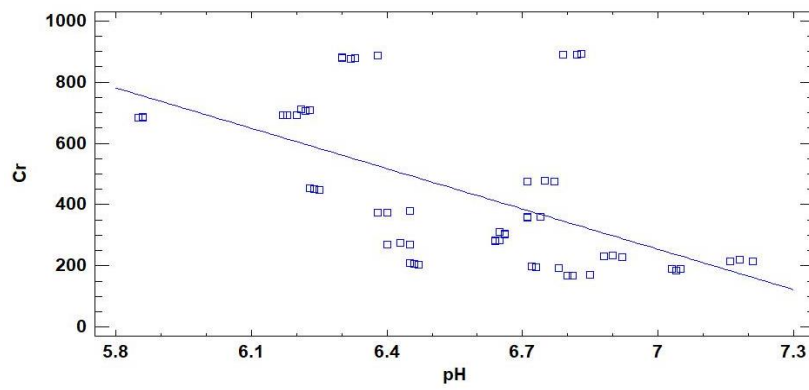
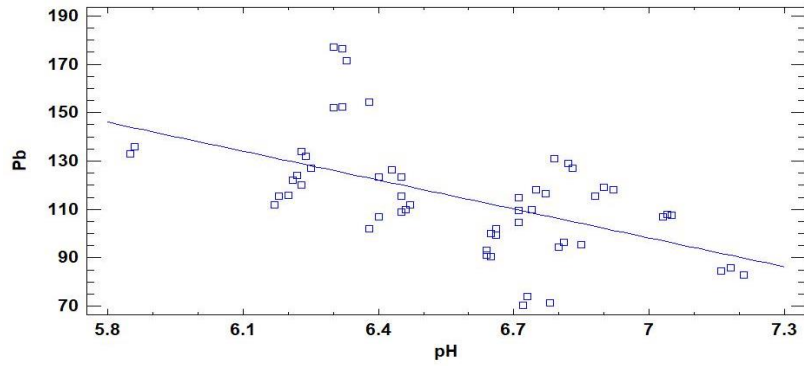


JSHZ/anma
c.c.p. Archivo
c.c.p. Minutario

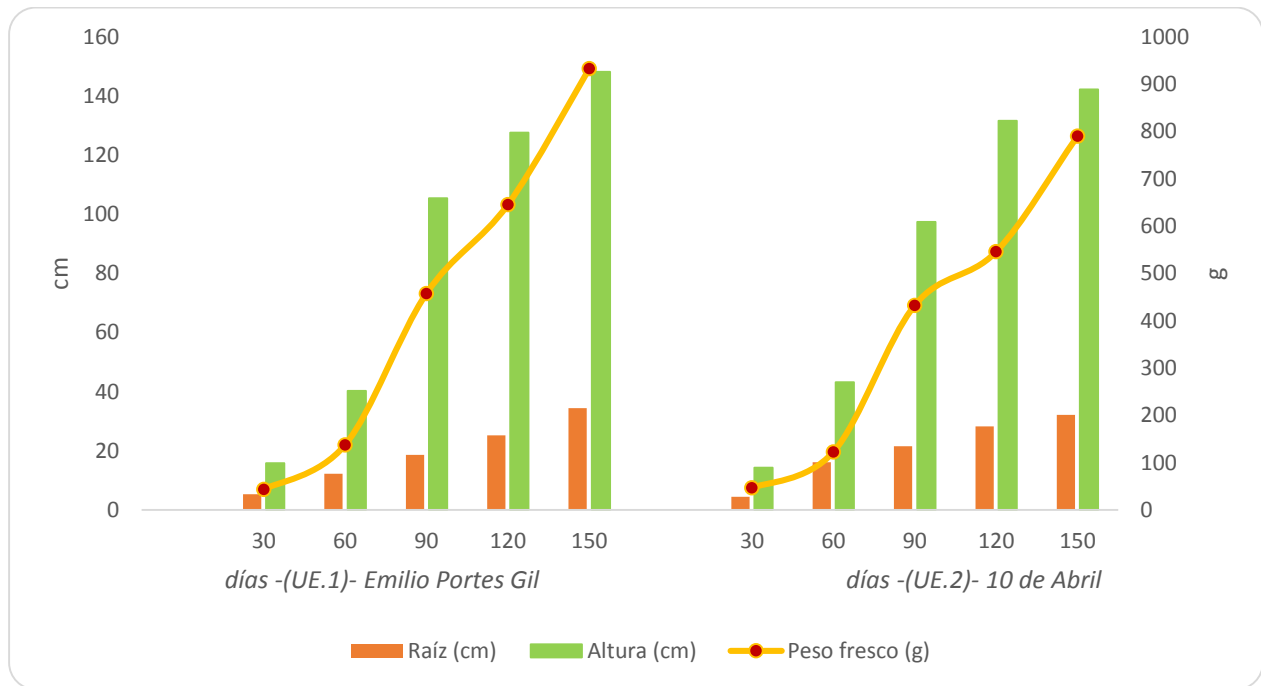
Posgrado en Ciencias Ambientales
Instituto de Ciencias (ICUAP)

Edificio IC6,
Ciudad Universitaria
Col. San Manuel, Puebla, Pue. C.P. 72570
01 (222) 229 55 00 Ext. 7000

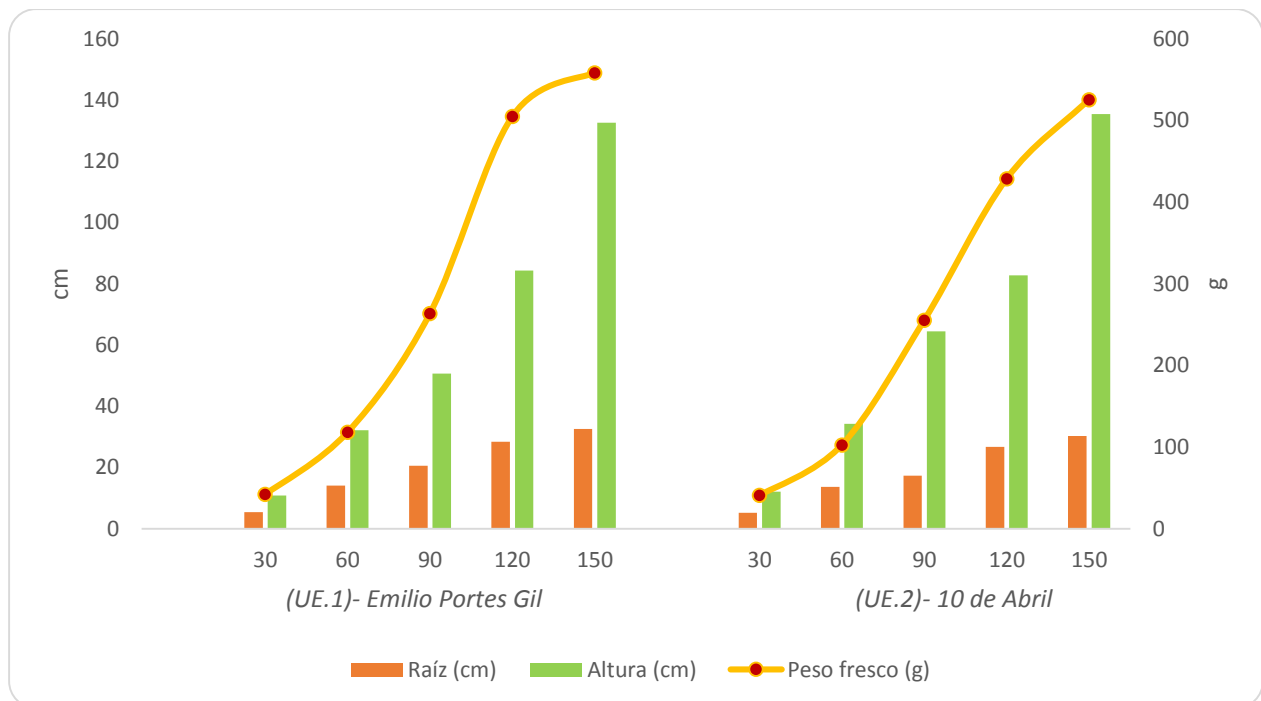
12.2 Gráficos de Correlación de pH y EPTs (mg/kg)



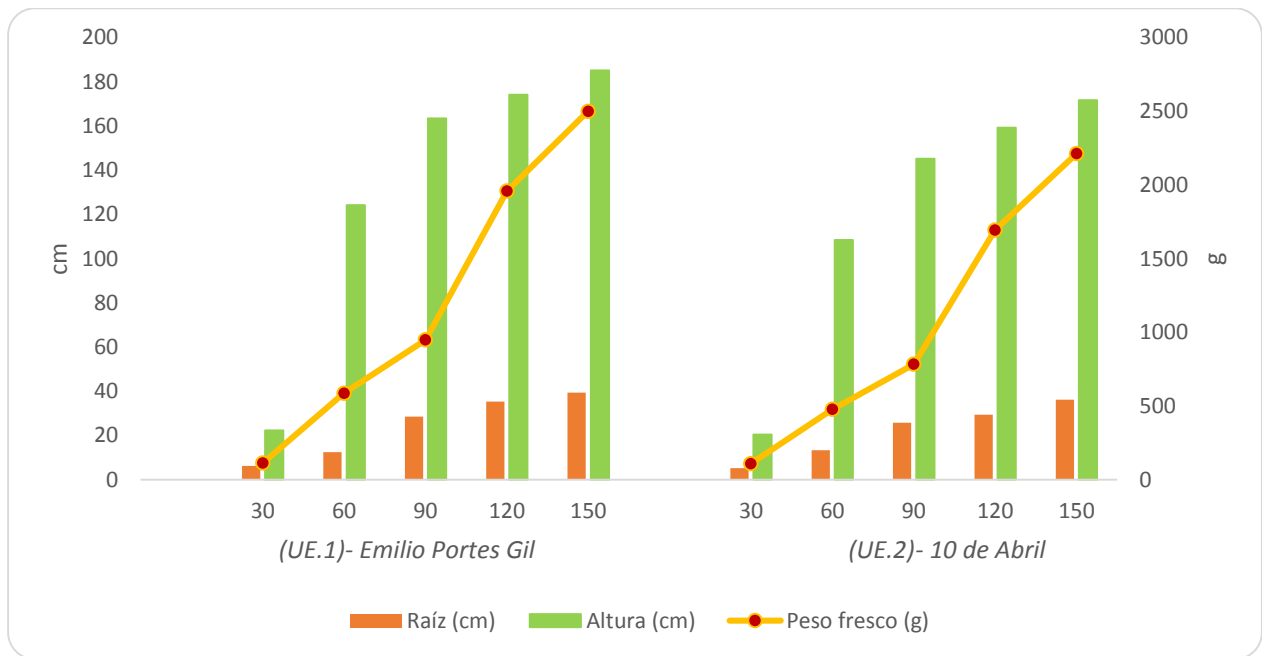
12.3 Gráficos de análisis físicos de especies vegetales de estudio.



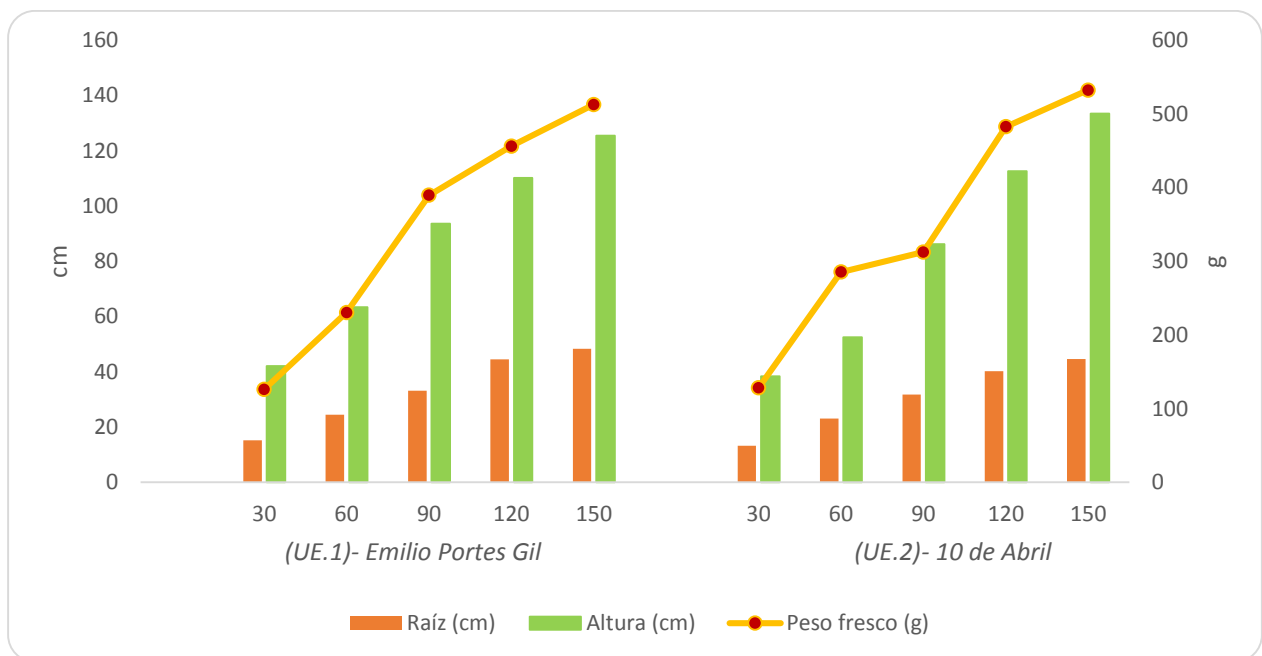
a) Análisis físicos de la especie *Zinnia elegans*.



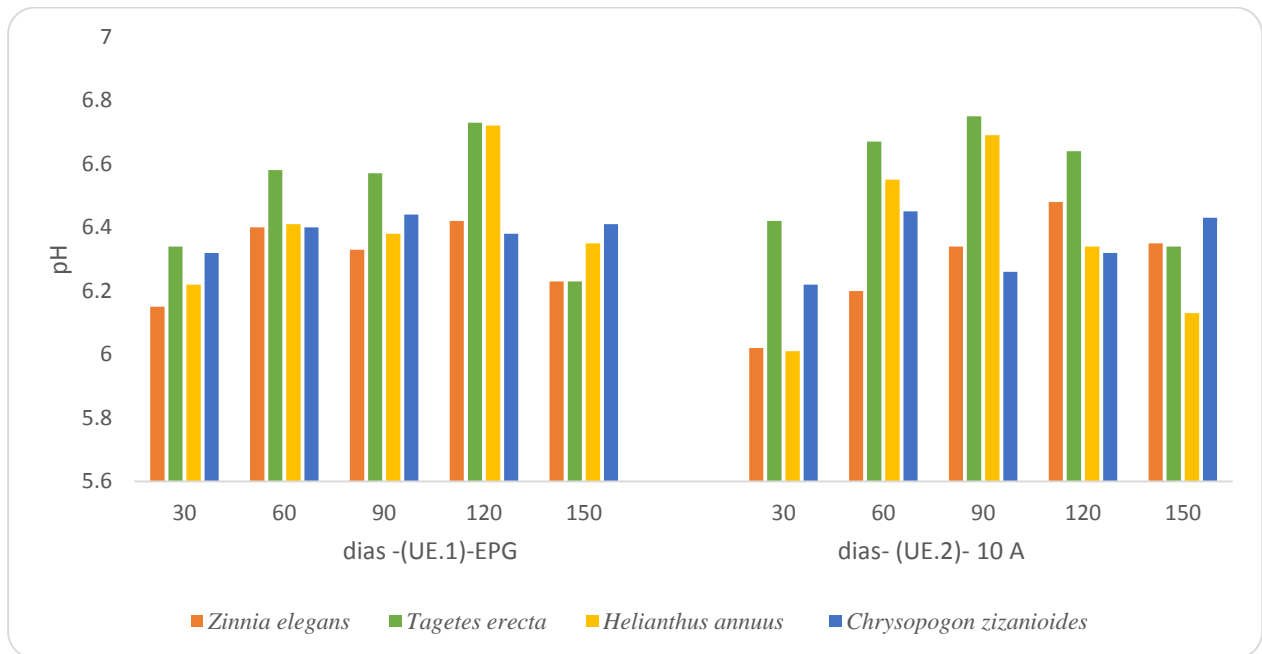
b) Análisis físicos de la especie *Tagetes erecta*.



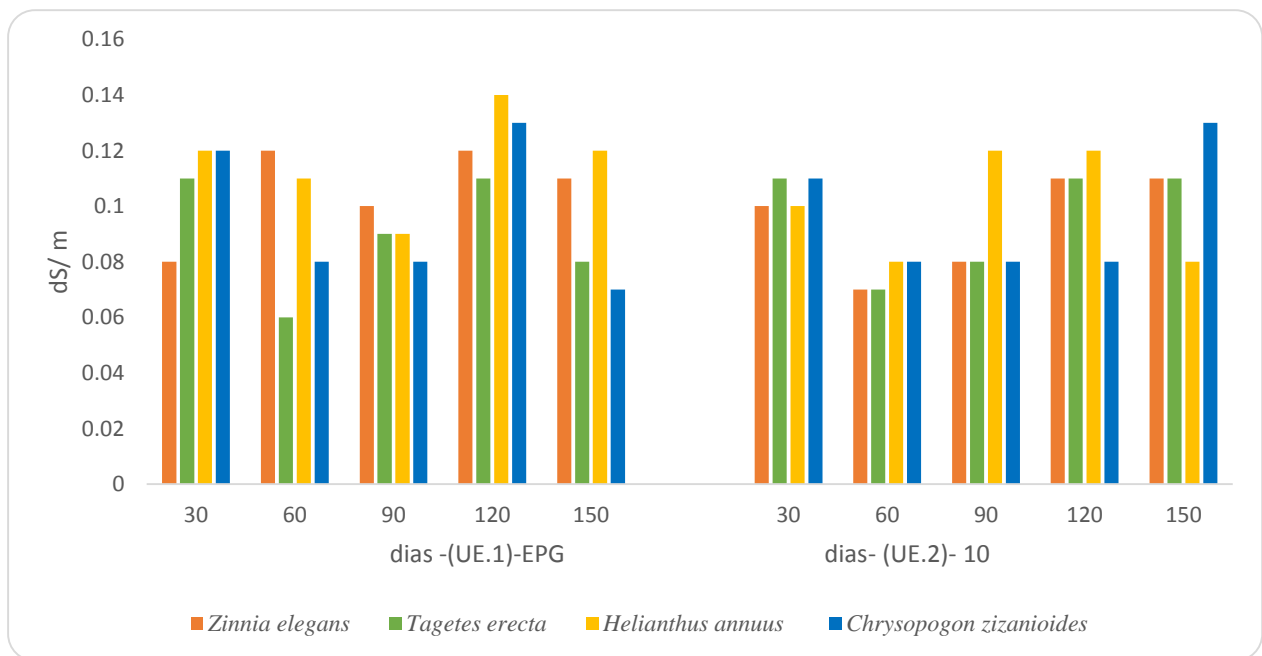
c) Análisis físicos de la especie *Helianthus annuus*.



d) Análisis físicos de la especie *Chrysopogon zizanioides*.



e) pH del suelo de 30 a 150 días tratado por las especies vegetales de estudio.



f) Conductividad eléctrica del suelo de 30 a 150 días tratado por las especies vegetales de estudio.

