



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado

**Evaluación de la distribución y movilidad de plomo y
arsénico en suelo del abanico aluvial de Cerro de San
Pedro, San Luis Potosí**

T E S I S

Que para obtener el grado de:

Maestra en Tecnología y Gestión del Agua

Presenta:

Ing. Brenda Mariela González Romero

Asesor:

Dr. Israel Razo Soto

San Luis Potosí, S. L. P.

Septiembre de 2017





BRENDA MARIELA GONZÁLEZ ROMERO
Evaluación de la distribución y movilidad de plomo y arsénico en suelo
del abanico aluvial de Cerro de San Pedro, San Luis Potosí.

EVALUACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN Y MOVILIDAD DE PLOMO Y ARSÉNICO EN SUELO DEL ABANICO ALUVIAL DE CERRO DE SAN PEDRO, SAN LUIS POTOSÍ.

Ing. Brenda Mariela González Romero

Descargo

La información contenida en el presente trabajo de investigación debe ser usada de manera integral. La autora de esta tesis y su director no se hacen responsables del uso o de la interpretación que terceras personas puedan hacer de los contenidos de este documento.



Este trabajo se desarrolló en el Área Ciencias de la Tierra de la Facultad de Ingeniería, en el Laboratorio de Ciencias Ambientales, así como en el Laboratorio de Geoquímica Ambiental del Instituto de Geología, y en el Laboratorio de Remediación Ambiental del Instituto de Metalurgia, pertenecientes a la Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Adicionalmente se contó con el apoyo del Laboratorio de Absorción Atómica del Centro de Investigación Aplicada en Ambiente y Salud (CIAAS) de la Coordinación para la Innovación y Aplicación de la Ciencia y la Tecnología (CIACyT) perteneciente a la Universidad Autónoma de San Luis Potosí.



AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todas las personas e instituciones que me apoyaron y contribuyeron para la realización de este proyecto:

*Principalmente a **Dios** por permitirme tener vida y salud para poder concluir satisfactoriamente esta etapa de mi vida, por mantener a las personas que amo a mi lado apoyándome, y por todas las bendiciones que me has dado.*

*A la **Universidad Autónoma de San Luis Potosí** por ser mi casa de estudios y formar parte de mi vida.*

*Al **Centro de Investigación y Estudios de Posgrado**, en particular a los profesores del **Posgrado en Tecnología y Gestión del Agua**, por su apoyo, consejos y aliento en el proceso de la maestría.*

*Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT)**, por otorgarme la beca No. 712798, para la realización de mi maestría.*

*Al **Dr. Israel Razo Soto** por asesorarme y guiarme en el camino de la realización de mi Tesis, y por su orientación para concluir mi maestría satisfactoriamente.*

*Al **M.C Isidro Montes Ávila** por su apoyo, dedicación y tiempo en la recolección de muestras en campo, y sus consejos y observaciones a lo largo de este proceso.*

*Al **Dr. Alfredo Ávila Galarza** por su orientación y aportaciones en las presentaciones de avance, y por su guía en la redacción de la tesis.*

*Al **Dr. Alfredo Aguillón Robles**, del Instituto de Geología, por permitirme ocupar los equipos e instalaciones del Laboratorio de Geoquímica, y por su apoyo y aliento en el proceso experimental.*

*Al **Dr. Erik Espinosa Serrano**, del Instituto de Geología, por su enseñanza en el tema de Geoquímica Ambiental y por su apoyo y consejos en el proceso experimental.*

*Al **I.Q. Miguel Ángel Cortina Rangel**, del Instituto de Geología, por brindarme su ayuda y conocimiento en la parte experimental.*



A la **Dra. Leticia Carrizales**, de la Coordinación para la Innovación y Aplicación de la Ciencia y la Tecnología (CIACYT), por permitirme ocupar sus equipos de laboratorio y brindarme su apoyo en todo momento.

A la **Q. Izanami López Acosta**, del Instituto de Metalurgia, por brindarme su conocimiento, paciencia y apoyo en el proceso experimental de mi tesis.

Al **Dr. Roberto Briones Gallardo**, del Instituto de Metalurgia, por permitirme utilizar el equipo y espacio del Laboratorio de Remediación Ambiental.

Al **MM. Alejandro Rodríguez Hernández**, del Instituto de Metalurgia, por brindarme su tiempo, enseñarme y ayudarme con las pruebas de laboratorio.

A **Q. Nicolás Miranda Ortiz**, encargado del Laboratorio de Ciencias Ambientales, por apoyarme siempre que requerí de su ayuda, y por siempre estar al pendiente por si necesitaba algo en el proceso experimental que realicé en el laboratorio.

A **mis compañeros de la maestría**, por compartir este tiempo y proceso conmigo, por compartir salones de clase, risas y trabajo, me llevo lo mejor de cada uno de ustedes y les deseo mucho éxito en lo que viene. En especial agradezco a **Susy y Víctor** por compartir tantos momentos dentro y fuera de la maestría, por brindarme su amistad y apoyo en todo momento.

A **todas las personas que conocí** y me ayudaron y me alentaron en estos dos años, sobre todo a mi **familia y amigos** que siempre me apoyaron en todo momento.

A mi novio, **Sam**, por ser mi pilar y no dejarme caer en los momentos en que se ponía pesado, por siempre apoyarme y hacerme saber que yo puedo y que lo lograré, por siempre confiar en mi capacidad para hacer las cosas, por alentarme a ser una mejor persona y profesionalista, por compartir este proceso conmigo, por ser mi cómplice, mi inspiración, mi fuerza, mi amor y compartir cada momento juntos. TE AMO.

A **mis papás**, que sin ellos no estaría en el lugar en el que estoy, gracias por siempre apoyarme, alentarme y hacerme saber que si se puede, por darme la educación que tengo y las bases y valores para ser una buena persona y profesionalista. LOS AMO.



RESUMEN

La industria minera es una actividad productiva muy importante en México de la que se obtienen diversos beneficios, como insumos para la realización de múltiples actividades productivas secundarias, sin embargo, a su paso producen impactos ambientales negativos, un claro ejemplo es la generación de residuos mineros los cuales pueden contener altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos. Las actividades mineras en México datan de la época de la Colonia, años después de su comienzo surgió el auge minero en donde toneladas de residuos mineros fueron depositados sin medidas de gestión y control, tal es el caso del Distrito minero Cerro de San Pedro, en San Luis Potosí, el cual por más de 400 años de operación ha generado una importante cantidad de residuos mineros.

Los resultados de estudios de caracterización de residuos en el Distrito Minero Cerro de San Pedro han evidenciado altas concentraciones de EPT (entre ellos los más importantes el Pb y As) en depósitos con una evidente erosión hídrica, y confirmaron la contaminación de sedimentos de los arroyos intermitentes que drenan en el área. Sin embargo, no se ha evaluado el impacto del transporte hídrico de residuos en el suelo del área de descarga de los arroyos principales, localizada en la planicie de inundación de la parte baja de la cuenca. Por lo anterior, con el objetivo de evaluar la influencia del transporte fluvial de residuos mineros en la contaminación por Pb y As en el suelo del abanico aluvial de la cuenca de Cerro de San Pedro, se realizó una caracterización geoquímica de 90 muestras de suelo superficial del área de estudio mediante la determinación de la concentración total de Pb y As. Los resultados mostraron concentraciones de Pb que varían entre 99 y 5,907 mg/kg (media= 658 mg/kg) y el As posee concentraciones que varían entre el límite de detección (LD= 7.5 mg/kg) y 709 mg/kg (media= 61 mg/kg). Se determinó que el 44% de las muestras de suelo superficial superaron la concentración de referencia total (CRT) que establece la NOM-147-SEMARNART/SSA1-2004 para Pb con un valor de 400 mg/kg, como criterio para la remediación de suelos con uso residencial y/o agrícola, mientras que el 79 % de las muestras superan la CRT para As de 22 mg/kg, indicando un severo nivel de contaminación en el suelo del abanico aluvial. Además, los patrones de distribución y dispersión de Pb y As obtenidos en los mapas de iso-concentración confirmaron que el arrastre fluvial es un importante mecanismo de dispersión de estos elementos, que ha contribuido en su transporte desde los depósitos de residuos hacia la



planicie de inundación en el abanico aluvial. Adicionalmente se evaluaron 19 muestras de suelo vertical con el objetivo de conocer la distribución vertical del Pb y el As, este conjunto de muestras presentaron diversos comportamientos de los elementos a través de los núcleos de suelo, las principales tendencias observadas fueron: 1.- el aumento de la concentración de Pb y As conforme la profundidad aumenta, y 2.- la disminución de la concentración del Pb y As con la profundidad, sin dejar de mencionar que existe un conjunto de muestras que presentan una tendencia de concentraciones variables de As en todo el núcleo.

Mediante Difracción de Rayos X se determinó que las principales fases minerales presentes en el suelo del área de estudio son el cuarzo, calcita, feldespatos y aluminosilicatos; minerales abundantes en la corteza terrestre que le otorgan al suelo propiedades de un ambiente alcalino, presentando un pH promedio de 8.0 en el suelo estudiado, como se observó en la medición del pH del suelo. Por otra parte, en la determinación de la movilidad de Pb y As se encontró que tienen una muy baja movilidad, con porcentajes móviles menores del 1% de la concentración total de los elementos, y a su vez se obtuvo una concentración soluble promedio de Pb y As por debajo del límite establecido en la NOM-147-SEMARNART/SSA1-2004 (0.50 mg/L para ambos elementos). Finalmente, las pruebas de extracción secuencial selectiva mostraron que el 55 % del Pb se encuentra asociado principalmente a la fracción ligada a los sólidos cristalinos de silicio y aluminio (cuarzo, feldespatos, arcillas), mejor conocida como fracción residual, el 20 % de este elemento se encuentra ligado a la materia orgánica y sulfuros, y el 17 % a óxidos de Fe y Mn; principales fracciones con el mayor contenido de Pb. En el caso del As, el 84 % se encuentra asociado a la fracción de sólidos cristalinos (residual), el 9.2 % se encuentra ligado a la materia orgánica, y la tercera fracción con mayor contenido de As es la fracción intercambiable aniómicamente, con un 1.8 %.

Adicionalmente a la caracterización geoquímica del suelo del abanico aluvial, se evaluó la vulnerabilidad intrínseca y específica del acuífero dentro del área de estudio, con el fin de determinar el nivel de exposición que tiene el sistema al contaminante, y la capacidad de respuesta que posee frente al peligro. Se precisó que el acuífero no se encuentra amenazado por Pb y As debido a su baja movilidad, y no posee la condición de vulnerable por las características del material litológico que lo sobreyace, por el nivel freático del agua subterránea y por la condición de confinamiento del agua subterránea.



ÍNDICE GENERAL

INTRODUCCIÓN.....	1
1. COMPORTAMIENTO AMBIENTAL DE LOS METALES POTENCIALMENTE TÓXICOS EN EL SUELO.....	5
1.1. Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT): Pb y As.....	13
1.1.1. Plomo	13
1.1.2. Arsénico	15
1.2. OBJETIVOS	18
1.2.1. Objetivo General.....	18
1.2.2. Objetivos específicos.....	18
1.3. JUSTIFICACIÓN	18
2. DESCRIPCION DE LOS ASPECTOS FÍSICOS Y BIOLÓGICOS DE LA ZONA DE ESTUDIO.	21
2.1. Aspectos bióticos y físicos.....	21
2.1.1. Ubicación geográfica y delimitación del área de estudio.....	21
2.1.2. Clima y meteorología.....	22
2.1.3. Marco Geológico	24
2.1.4. Edafología	26
2.1.5. Uso de suelo y vegetación.....	30
2.1.6. Hidrografía e Hidrogeología.....	34
2.2. Antecedentes históricos de la actividad minera	38
3. METODOLOGÍA PARA LA DETERMINACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y DE LOS NIVELES TOTALES Y MÓVILES DE PLOMO Y ARSÉNICO EN SUELO.	41
3.1. Muestreo	41
3.1.1. Suelo superficial y profundo.....	41
3.2. Preparación de muestras.....	48
3.3. Determinación de las concentraciones totales recuperables de metales: Pb y As.....	49
3.3.1. Control de calidad.....	50
3.4. Determinación de pH y conductividad de suelo superficial y vertical.....	51
3.5. Movilidad química de Pb y As en suelo.....	51
3.6. Identificación de fases minerales y especies químicas en suelo	52
3.6.1. Difracción de Rayos X	52
3.6.2. Extracción secuencial selectiva	53



3.7. Análisis geoestadístico	56
3.8. Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero	57
4. RESULTADOS Y DICUSIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y MOVILIDAD DE PLOMO Y ARSÉNICO EN SUELO.	63
4.1. Evaluación de la calidad del suelo superficial y vertical, y distribución espacial de Pb y As.....	63
4.1.1. Control de calidad.....	63
4.1.2. Concentración Total de Pb y As en suelo superficial	63
4.1.3. Concentración Total de Pb y As en suelo vertical	79
4.2. Caracterización mineralógica.....	86
4.2.1. Difracción de Rayos X	86
4.3. Determinación de pH y conductividad en suelo	89
4.4. Movilidad de Pb y As en suelo superficial y vertical	95
4.5. Extracción secuencial de las muestras	101
4.6. Vulnerabilidad del acuífero del Valle de San Luis Potosí	107
CONCLUSIONES	115
REFERENCIAS	118
ANEXOS	128
ANEXO I: Análisis Geoestadístico de las concentraciones totales de Pb y As.....	128
ANEXO II: Método para evaluar la vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación: Método GOD.	131
ANEXO III: Concentración total de Pb y As para cada muestra y control de calidad....	133
ANEXO IV: Difracción de Rayos X	138
ANEXO V: Determinación de pH y CE de suelo.	141
ANEXO VI: Concentración soluble y móvil de Pb y As.....	145
ANEXO VII: Concentración de Pb y As para cada muestra y cada fracción de la extracción secuencial.	147
ANEXO VIII: Localización geográfica de las muestras recolectadas.	149
ANEXO IX: Digestión ácida por microondas.	154



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Principales aspectos geológicos e hidrológicos que definen la vulnerabilidad de un acuífero frente a la contaminación (Bereciartua, 2003).	12
Tabla 2. Valores del factor confinamiento hidráulico del agua subterránea utilizados para la determinación de la vulnerabilidad del acuífero	59
Tabla 3. Valores del factor granulometría y litología sobreyacente utilizados para la determinación de la vulnerabilidad del acuífero	59
Tabla 4. Valores del factor profundidad del agua subterránea utilizados para la determinación de la vulnerabilidad del acuífero	60
Tabla 5. Valor promedio medido y valor promedio certificado para Pb y As con el estándar de referencia NIST Montana Soil 2710a.	63
Tabla 6. Estadística descriptiva de las concentraciones totales de Pb y As de las muestras de suelo superficial del abanico aluvial de Cerro de San Pedro (n=90).....	64
Tabla 7. Estadística descriptiva de las concentraciones totales de Pb y As de las muestras verticales de suelo.	80
Tabla 8. Principales fases minerales identificadas en las muestras de suelo por Difracción de Rayos X.	87
Tabla 9. Estadística descriptiva de los valores de pH y CE de las muestras de suelo superficial (n=90).	90
Tabla 10. Estadística descriptiva de los valores de pH de las muestras de suelo vertical (n=19).....	94
Tabla 11. Estadística descriptiva de los valores de Conductividad Eléctrica de las muestras de suelo vertical (n=19).....	94
Tabla 12. Concentraciones totales, solubles y móviles de Pb y As en muestras de suelo superficial (n=13).	96
Tabla 13. Concentraciones totales, solubles y móviles de Pb y As en la muestra de suelo vertical S1.....	98
Tabla 14. Concentraciones totales, solubles y móviles de Pb y As en la muestra de suelo vertical S2.....	99
Tabla 15. Relación de áreas y porcentajes asignados al índice G.	109
Tabla 16. Relación de áreas y porcentajes asignados al índice O.	110
Tabla 17. Relación de áreas y porcentajes asignados al índice D.	111
Tabla 18. Estadísticas descriptivas de las concentraciones totales de Pb y As de las muestras de suelo superficial.....	128



Tabla 19. Confinamiento hidráulico del agua subterránea	131
Tabla 20. Granulometría y litología sobreyacente.....	132
Tabla 21. Profundidad del agua subterránea.....	132
Tabla 22. Porcentaje de recuperación del NIST 2710 ^a para Pb y As obtenido al ser medido en EAA por flama.....	133
Tabla 23. Concentración total de Pb y As en mg/L y mg/kg para cada muestra.	133
Tabla 24. Lectura de pH y CE de suelo para cada una de las muestras.....	141
Tabla 25. Concentración total, soluble y móvil de Pb y As de cada una de las muestras seleccionadas.....	145
Tabla 26. Concentraciones de Pb y As asociadas a las diferentes fracciones de la extracción secuencial selectiva catiónica y aniónica, para cada una de las muestras seleccionadas.	147
Tabla 27. Coordenadas de las muestras de suelo superficial pertenecientes al Muestreo Sistemático por Transectos y Por Malla.....	149
Tabla 28. Coordenadas de las muestras de suelo vertical pertenecientes al Muestreo Sistemático por Malla y Aleatorio Simple.	150
Tabla 29. Proceso de digestión ácida de cada una de las muestras por microondas. ...	154



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Representación de: (A) Morfología de un abanico aluvial; (B) Zonas que componen un abanico aluvial, 1. zona proximal o cabecera, 2. zona media, y 3. zona distal (Colombo, 2010).	11
Figura 2. Ubicación geográfica del área de estudio.....	21
Figura 3. Climograma del Periodo 1981-2010, Estación Meteorológica Soledad de Graciano Sánchez.....	23
Figura 4. Climograma del Periodo 1981-2010, Estación Meteorológica Escuela de Agronomía.	23
Figura 5. Mapa de Geología Local (SGM, 2017).	25
Figura 6. Mapa de Edafología del área de estudio (INEGI, 2013).	27
Figura 7. Aspecto de los diferentes suelos en el área de estudio: (A) Durisol; (B) Phaeozem; (C) Leptosol.	28
Figura 8. Mapa de Uso de Suelo y Vegetación (INEGI, 2013).....	31
Figura 9. Aspecto del matorral crasicaule (<i>Myrtillocactus geometrizans</i> o <i>garambullo</i> , <i>Larrea tridentata</i> o <i>gobernadora</i>).	32
Figura 10. Ejemplificación del <i>Opuntia streptacantha</i> o nopal común.....	32
Figura 11. Aspecto del matorral desértico micrófilo (<i>Acacia farnesiana</i> o <i>huizache</i> ; <i>Prosopis laevigata</i> o <i>mezquite</i>).....	33
Figura 12. Ejemplificación de <i>Prosopis laevigata</i> o <i>mezquite</i>	33
Figura 13. Ubicación de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (INEGI, 2013).	35
Figura 14. Diseño de muestreo sistemático por transectos.	42
Figura 15. Diseño de muestreo aleatorio simple.	44
Figura 16. Diseño de muestreo sistemático por malla.	45
Figura 17. Trazado de un cuadrado de 1 m ² en la superficie del suelo.	46
Figura 18. Homogenización, cuarteo, tamizado y colecta de muestra en campo.	46
Figura 19. Obtención de la muestra de suelo vertical a 1 m de profundidad.	47
Figura 20. División de la muestra de suelo vertical en secciones.	47
Figura 21. Curva de calibración de Pb.....	50
Figura 22. Curva de calibración de As.	50
Figura 23. Diagrama de análisis de vulnerabilidad del acuífero.....	61
Figura 24. Diagrama box-plot de las concentraciones totales de Pb y As de las muestras superficiales (n=90).	67



Figura 25. Mapa de puntos de concentración de Pb en suelo superficial.	68
Figura 26. Mapa de puntos de Concentración de As en suelo superficial.....	70
Figura 27. Influencia de los arroyos principales en las concentraciones de Pb y As en suelo.	72
Figura 28. Mapa de distribución espacial de la iso-concentración de Pb de las muestras superficiales de suelo.	75
Figura 29. Mapa de distribución espacial de la iso-concentración de As de las muestras superficiales de suelo.	78
Figura 30. Representación vertical de las concentraciones totales de Pb en los núcleos de suelo (0-100 cm) con tendencia a aumentar.	81
Figura 31. Representación vertical de las concentraciones totales de Pb en los núcleos de suelo (0-100 cm) con tendencia a disminuir.	82
Figura 32. Representación vertical de las concentraciones totales de As de los núcleos de suelo (0-100 cm) con tendencia a aumentar.	84
Figura 33. Representación vertical de las concentraciones totales de As de los núcleos de suelo (0-100 cm) con tendencia a disminuir.	85
Figura 34. Representación vertical de las concentraciones totales de As de los núcleos de suelo (0-100 cm) con tendencia variable.....	86
Figura 35. Ubicación por tipo de suelo de las muestras de suelo analizadas por DRX....	89
Figura 36. Diagrama de box-plot de los valores de pH de las muestras de suelo superficial (n=90).....	91
Figura 37. Mapa de la distribución de los valores de pH en función de la geología.	93
Figura 38. Porcentaje de distribución de las concentraciones totales de Pb asociadas a las fracciones de la prueba de extracción secuencial catiónica. F1: Fracción Soluble en agua, F2: Fracción intercambiable catiónicamente, F3: Fracción ligada a carbonatos, F4: Fracción ligada a óxidos de Mn y Fe, F5: Fracción ligada a materia orgánica y sulfuros, y F6: Fracción Residual.....	103
Figura 39. Porcentaje de distribución de las concentraciones totales de As asociadas a las fracciones de la prueba de extracción secuencial aniónica. F1: Fracción Soluble en agua, F2: Fracción intercambiable catiónicamente, F3: Fracción ligada a carbonatos, F4: Intercambiable aniónicamente, F5: Fracción ligada a óxidos de Mn y Fe, F6: Fracción ligada a materia orgánica y sulfuros, y F7: Fracción Residual.	105
Figura 40. Delimitación de la franja perimetral de 500 m y ubicación de los pozos para el análisis de vulnerabilidad del acuífero.	108



Figura 41. Mapa del índice por condición de confinamiento del acuífero (G).	109
Figura 42. Mapa del índice por substrato litológico (O).	110
Figura 43. Mapa del índice por profundidad del nivel del agua subterránea (D).	111
Figura 44. Mapa de vulnerabilidad del acuífero en el área de estudio.	112
Figura 45. Mapa de la evaluación de la vulnerabilidad por nivel de exposición (movilidad Pb) y capacidad de respuesta del sistema.	113
Figura 46. Mapa de la evaluación de la vulnerabilidad por nivel de exposición (movilidad As) y capacidad de respuesta del sistema.	114
Figura 47. Histograma de las concentraciones totales de Pb en el suelo superficial. ...	129
Figura 48. Diagrama y mapa de semivariograma de las concentraciones totales de Pb en suelo superficial.	129
Figura 49. Gráfica de normalidad de las concentraciones totales de Pb en suelo superficial.	129
Figura 50. Histograma de las concentraciones totales de As en el suelo superficial.	130
Figura 51. Diagrama y mapa de semivariograma de las concentraciones totales de As en suelo superficial.	130
Figura 52. Gráfica de normalidad de las concentraciones totales de As en suelo superficial.	130
Figura 53. Difractograma de la muestra de suelo superficial S-SP-10.	138
Figura 54. Difractograma de la muestra de suelo superficial S-M-03.	138
Figura 55. Difractograma de la muestra de suelo superficial S-M-18.	139
Figura 56. Difractograma de la muestra de suelo vertical P-A-05 sección A de 0 a 20 cm.	139
Figura 57. Difractograma de la muestra de suelo vertical P-A-05 sección E de 80 a 100 cm.	140



INTRODUCCIÓN

La minería es el proceso de extracción, explotación y aprovechamiento con fines comerciales de los minerales que se encuentran en el suelo y subsuelo. Es una de las actividades económicas de mayor tradición en México, practicada desde la época prehispánica y fuente de la expansión regional desde la colonia. Ha estado presente en el desarrollo del país como un factor importante de modernización y avance, al suministrar insumos a prácticamente todas las industrias, entre las que destacan las de la construcción, la metalúrgica, la siderúrgica, la química y la electrónica, y al formar parte de la fabricación de artículos de uso cotidiano, que van desde lápices, relojes, joyas, televisores, computadoras, automóviles y camiones, la construcción de casas, edificios y carreteras, hasta la manufactura de una gran variedad de maquinaria y equipo (INECC, 2017).

México ocupa el primer lugar en la producción de plata a nivel mundial, y se ubica entre los 10 principales productores de 16 diferentes metales y minerales: plata, bismuto, fluorita, celestita, wollastonita, cadmio, molibdeno, plomo, zinc, diatomita, sal, barita, grafito, yeso, oro y cobre; lo que indica que la industria minera posee una gran importancia en la economía y desarrollo del país, contribuyendo con el 4% del Producto Interno Bruto Nacional (SE, 2017). Los principales estados mineros son Sonora, Zacatecas, Chihuahua, Durango, Coahuila, Guerrero, Oaxaca, Estado de México, Guanajuato y San Luis Potosí. La mayor producción de oro, hasta el 2013, se concentró en Sonora, que aportó 30.0% del total nacional; Zacatecas, el 16.5%; Chihuahua, 17.5%; Durango, el 13.5%; Guerrero, el 9.4%, y San Luis Potosí, el 3.8%; en tanto que Aguascalientes, Baja California, Guanajuato, Estado de México, Oaxaca, y otras entidades produjeron en forma conjunta 7.4%. La extracción y beneficio de plata se realizó en cuatro estados, principalmente: Zacatecas que contribuyó con 39.2%, Chihuahua con 17.0%, Durango con 12.5% y Sonora con 11.5%; mientras que el 19.9% se realizó en Coahuila de Zaragoza, Guanajuato, Estado de México y otros estados (SE, 2017).

Además de empleos, las inversiones en minería generalmente traen consigo proyectos de largo plazo, la generación de infraestructura básica como caminos, carreteras, drenaje, alumbrado y la infraestructura social como: vivienda de calidad, escuelas, centros deportivos y hospitales (SGM, 2014); todos ellos considerados como sus principales impactos positivos. Sin embargo, la minería también puede causar impactos que afectan



de forma negativa al ambiente. Éstos se encuentran asociados a las diferentes etapas de construcción, operación y cierre de una mina. Desde el desmonte y despalme de la vegetación para la construcción de caminos e infraestructura, la contaminación por ruido proveniente de la maquinaria y el proceso, las emisiones de partículas y gases durante el proceso de explotación, la sobreexplotación de recursos naturales, principalmente el agua; la generación de lixiviados, y la visible modificación al paisaje (Vázquez, 2012). Sin embargo, el mayor impacto ambiental negativo asociado a la minería es la generación de residuos mineros, por la cantidad que se genera y por la diversidad que poseen en su composición química, dependiendo del tipo de yacimiento, del tipo de minado y del proceso de beneficio (Castells, 2012).

La minería subterránea y a cielo abierto resultan de la excavación de grandes volúmenes de roca para tener acceso a los cuerpos minerales. El mineral de alta ley es procesado, mientras que el de baja ley o sin valor económico es colocado en depósitos de residuos mineros (Blowes, 2014). En la actualidad, la demanda de metales como materia prima supera la disponibilidad de yacimientos de alta ley, por lo que se ha optado por explotar yacimientos de baja ley, generando toneladas de residuos mineros con una composición diversa de elementos potencialmente tóxicos entre ellos cadmio (Cd), plomo (Pb), arsénico (As), zinc (Zn), hierro (Fe), mercurio (Hg) y cromo (Cr). Uno de los principales tipos de residuos mineros son los jales, residuos sólidos que son generados en las operaciones primarias de separación y concentración de minerales (DOF, 2004). Los residuos mineros representan el mayor volumen de materiales manejados en el mundo (ICOLD, 1996), colocando así a la industria minera en el principal generador de residuos a nivel mundial. No obstante, la gestión ambiental para el manejo y disposición adecuada de los residuos mineros para prevenir la dispersión de contaminantes al medio ambiente fue incorporada recientemente en la legislación ambiental de varios países, entre ellos México.

En materia de residuos se cuenta con la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) y su respectivo reglamento (RLGPGIR), en donde se determinan los criterios que deben ser considerados en la generación y gestión integral de los residuos, para prevenir y controlar la contaminación del ambiente y la protección de la salud humana. De forma más específica se han elaborado normas oficiales mexicanas que regulan la contaminación por residuos mineros y que establecen medidas para la remediación de suelos impactados. Tal es el caso de la NOM-141-SEMARNAT-2003 en donde se establecen los procedimientos para caracterizar los jales, así como las



especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio donde se ubicarán los jales. A su vez, la NOM-155-SEMARNAT-2007 establece los requisitos de protección ambiental para los sistemas de lixiviación de minerales de oro y plata. La NOM-157-SEMARNAT-2009 establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros. Así como la NOM-159-SEMARNAT-2011 que establece los requisitos de protección ambiental de los sistemas de lixiviación de cobre. En la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 se establecen los 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.

A pesar de que se cuenta con la legislación ambiental que regula los impactos negativos generados por las diversas actividades productivas hacia el ambiente, existen casos en donde la falta de medidas de control y gestión de los residuos mineros en la antigüedad repercuten en la calidad del medio ambiente en el presente. Dicho es el caso de los residuos mineros del Distrito Cerro de San Pedro, ubicado en el municipio del mismo nombre, en el estado de San Luis Potosí. La actividad minera en esta zona cuenta con más de 400 años de producción de Au y Ag casi ininterrumpida, y se caracteriza por los impactos ambientales severos que ha generado desde su origen. Uno de los principales es la generación de al menos 23 depósitos de residuos abandonados, formados principalmente por material estéril extraído de minas o terreros que contienen concentraciones altas de elementos potencialmente tóxicos y que están sujetos a procesos de dispersión física (erosión hídrica y/o eólica) y algunos a procesos de dispersión química a través de la formación de drenajes ácidos (Razo et al., 2007).

Como una consecuencia de la presencia de residuos abandonados, en esta zona se ha detectado una evidencia de transporte de contaminantes a través de los sedimentos de arroyo, desde los depósitos de residuos en la parte alta de la cuenca hacia la parte topográficamente más baja, en dirección hacia el valle de San Luis Potosí (Vázquez, 2012; Martínez, 2015). Aunque esta dispersión de elementos potencialmente tóxicos podría llegar a modificar la calidad del suelo y del agua superficial y subterránea en la planicie de descarga de los escurrimientos que drenan el área de Cerro de San Pedro, aún se desconoce la extensión y grado del impacto acumulado a lo largo de la historia minera del sitio.



Por lo anterior, en este trabajo se realizó una caracterización geoquímica ambiental del suelo del abanico aluvial de Cerro de San Pedro, con el objetivo de conocer la condición actual del sitio y la calidad que posee el suelo de la zona, al ser la principal fuente de contaminantes a los recursos hídricos, aplicando los métodos descritos en la normatividad oficial mexicana vigente.



1. COMPORTAMIENTO AMBIENTAL DE LOS METALES POTENCIALMENTE TÓXICOS EN EL SUELO.

Se define al suelo como un material mineral no consolidado sobre la superficie de la Tierra, que sirve como medio natural para el crecimiento de las plantas, y que ha estado sujeto e influenciado por factores genéticos y del medio ambiente que son el material parental, el clima (incluyendo humedad y efectos de temperatura), organismos y topografía, actuando dentro de un periodo de tiempo y originando un producto: suelo, que difiere del material del cual se deriva, en muchas propiedades y características físicas, químicas, biológicas y morfológicas (Núñez, 2000; Gisbert e Ibañez, 2010).

Estos factores son los cinco principales formadores del suelo, en donde el **clima** influye sobre la génesis de una forma directa, mediante el control de las reacciones físicas y químicas que en él tienen lugar, así como por controlar el factor biótico y en cierto grado, la influencia del relieve y del tiempo, a través de la erosión y de la deposición de materiales del suelo. Los dos principales agentes del clima en la formación del suelo son: la temperatura y la precipitación (Gisbert e Ibañez, 2010).

El **material parental** es el material del cual se desarrolla el suelo y es un factor pasivo, ya que son los otros factores los que actúan sobre él. El tipo de roca, su comportamiento a los fluidos, los productos que den al meteorizarse y las condiciones del medio (humedad, temperatura, drenaje, etc.), son los puntos a tener en cuenta a la hora de la evaluación de la relación entre el material parental y la formación de suelos (Gisbert e Ibañez, 2010). Las propiedades del suelo que se ven influidas por el material parental son:

- Propiedades físicas como la textura, conductividad hidráulica, estructura y color.
- Propiedades químicas como la composición mineralógica, fertilidad natural, pH, saturación de bases y tipos de arcillas formadas.

Dentro de los **organismos** se incluye a la vegetación, los micro y macroorganismos del suelo y al hombre. La vegetación es uno de los factores más importantes en la formación del suelo, ya que aporta materiales vegetales, su mineralización y transformación, el modo como se incorporan al suelo ya convertidos en material humificado, afecta el desarrollo de los horizontes superficiales modificando su pH, color, estructura, grado de agregación, retención de humedad, actividad biológica, reciclaje de nutrientes y fertilidad natural. Por otra parte, la acción de los animales (hormigas, termitas, lombrices, roedores, escarabajos,



etc.), afecta las relaciones de aireación, humedad, mezcla de horizontes, acarreo de materiales del subsuelo a la superficie, etc. (Núñez, 2000).

La **topografía** afecta la actuación de los factores climáticos. Dependiendo de la inclinación, la longitud, la orientación y la forma de la ladera variarán los efectos producidos sobre el suelo en la radiación recibida, la velocidad de escorrentía, la erosión, la deposición de materiales, etc. (Gisbert e Ibañez, 2010).

Y por último el **tiempo**, constituye el intervalo o periodo durante el cual ocurren los procesos formadores y se producen las características morfológicas que permiten diferenciar evolutivamente los suelos entre sí. Los suelos que no presentan horizontes claramente diferenciados se consideran suelos inmaduros o recientes, ya que los factores formadores de suelos no han actuado suficientemente para permitir la diferenciación; mientras que los que si la presentan y permiten el diagnóstico de procesos pedogénéticos se consideran más evolucionados (maduros o viejos), en los que el transcurso del tiempo ha permitido el desarrollo de esas características (Núñez, 2000).

El suelo está constituido por cuatro elementos básicos: material mineral, material orgánico, aire y agua. La composición volumétrica de un suelo mineral está distribuida en dos fases: la sólida y la fluida. La primera está compuesta por el material inorgánico con el 45 % y por el material orgánico con el 5 %; mientras que la segunda por 25 % de aire y 25 % de agua. La fase sólida está conformada por rocas, minerales meteorizados y productos de la descomposición de animales y plantas. Mientras la fase fluida es la proporción de los poros en el suelo que están ocupados por aire y agua; la cantidad de aire en un suelo viene determinada por el contenido de agua del mismo (Gisbert e Ibañez, 2010).

El suelo es un material complejo que refleja la variabilidad del material de la roca parental y el grado en el que éste ha sido alterado por el intemperismo (McBride, 1994); es un medio poroso formado en la superficie de la Tierra por los procesos de intemperismo, derivados de los fenómenos biológicos, geológicos e hidrológicos. Difiere de la roca erosionada porque éste muestra una estratificación vertical (horizontes del suelo) producido por la continua influencia de la percolación del agua y de la vida de organismos (Sposito, 1989). Desde el punto de vista químico, el suelo es un multicomponente; es un sistema biogeoquímico abierto que contiene sólidos, líquidos y gases. Existe un intercambio de materia y energía con la atmósfera, biosfera e hidrosfera; estos flujos de materia y energía son esenciales para el desarrollo de los núcleos del suelo y gobiernan los patrones de



fertilidad del suelo. El suelo cumple un papel fundamental como reservorio dinámico en el ciclo global de los elementos químicos (Sposito, 1989).

Uno de los aspectos más importantes en la variabilidad de la composición del suelo mineral es su contenido de elementos traza. Éste es cualquier elemento cuya concentración de la masa en la fase sólida es menor o igual a 100 mg/kg. Los minerales del suelo que llevan elementos traza sirven como reservorio para otros elementos, liberándolos a la solución del suelo lentamente, conforme el intemperismo de dichos minerales continúe (Sposito, 1989). Los suelos que se desarrollan sobre yacimientos de metales traza, o directamente sobre los depósitos de minerales meteorizados poseen concentraciones altas de los mismos elementos, de los cuales es rico el depósito mineral (Plumlee, 1999).

El desarrollo de actividades económicas de manera no sustentable ha contribuido a la emisión de compuestos potencialmente tóxicos que, bajo ciertas condiciones y concentraciones, pueden tener efectos nocivos a la salud de la población y afectaciones al equilibrio ecológico y al ambiente. Las formas de producción utilizadas en el pasado y la escasez de regulaciones ambientales en materia de suelos han generado la aparición de sitios contaminados (DOF, 2007b). La industria minera ha contribuido a la contaminación del suelo mediante la generación de residuos peligrosos con alto contenido de metales pesados, que pueden ser liberados por meteorización, oxidación de sulfuros y disolución de sales solubles de los residuos y del proceso del mineral (Plumlee, 1999). Se han establecido diferentes tipos de residuos mineros en función del proceso que los genera, clasificándose en residuos provenientes del minado, entre ellos se encuentran los terreros y el tepetate, representando a material mineral de baja ley y material mineral sin valor económico. En el beneficio de minerales, ya sea por procesos físicos, fisicoquímicos, químicos o bioquímicos, se obtienen residuos conocidos como jales. Éstos son el producto de la trituración y molienda del mineral, este tipo de residuos poseen elementos potencialmente tóxicos que representan un riesgo ambiental por la posibilidad de lixiviación e incorporación a cuerpos de agua, así como la movilización a otros ecosistemas por dispersión eólica o hídrica (Noriega et al., 2007). De los procesos pirometalúrgicos, como la fundición, se origina un residuo llamado escoria, compuesto por una combinación de fundentes (carbonatos y silicatos) con la ganga o porción sin valor del mineral; así como se obtienen lodos del proceso, polvos de horno, entre otros residuos. Por último, de los procesos hidrometalúrgicos se generan residuos como el yeso, lodos de lixiviación, carbón activado, azufre elemental, entre otros (DOF, 2011).



El material de baja ley es comúnmente depositado en la superficie en pilas llamadas terreros. Debido a que estos residuos se encuentran expuestos al intemperismo, representan un ambiente oxidativo; pueden llegar a generar drenaje ácido de roca como resultado de la oxidación de la pirita (FeS_2) presente en el residuo minero o puede originar un proceso de movilización de metales potencialmente tóxicos en la superficie, estimulado por el medio ambiente oxidante a la intemperie, bajo condiciones ácidas de la oxidación de la pirita (Siegel, 2002).

Existen diversos factores físicos, químicos y biológicos que influyen en la movilización, dispersión, deposición, distribución y concentración de los metales potencialmente tóxicos en el suelo, que pueden modificar la movilidad, biodisponibilidad y toxicidad de los metales contenidos, derivando en su liberación y subsecuente acumulación e infiltración (Siegel, 2002; Noriega et al., 2016). Dentro de los parámetros más importantes se encuentra el pH, el potencial óxido-reducción (redox), la temperatura, la salinidad, el tamaño de partícula, la mineralogía, así como fenómenos como la sorción y bioacumulación (Siegel, 2002). El pH, el potencial redox y el contenido de agua en el suelo, afectan la velocidad de transformación del elemento y controlan la solubilidad de los elementos químicos presentes en el suelo (Sposito, 1989).

El pH es la variable clave que controla las reacciones químicas en los suelos. Sin embargo, cuando los suelos se ven sometidos a fluctuaciones en el contenido de agua, se encuentran bajo influencia de otra variable de importancia, el potencial redox. Bajo condiciones de saturación de agua, la ausencia de oxígeno molecular en el suelo puede resultar en una secuencia de reacciones redox que cambian el pH del suelo (McBride, 1994). Por ejemplo, en los procesos de reducción es habitual el consumo de protones, H^+ , generando un aumento en la basicidad del suelo (aumento del pH), mientras que en los procesos de oxidación se produce un aumento en la liberación de protones, disminuyendo el pH del suelo, aumentando así su acidez (Nieves et al., 2011). El aumento o disminución del pH en el suelo puede favorecer la movilidad de los contaminantes en el mismo. El término de *movilidad* se refiere a la capacidad de movimiento de un elemento a través de fluidos después de su disolución (Smith y Huyck, 1999). Los elementos tienen propiedades químicas y físicas que influyen en su comportamiento en el ambiente (Smith y Huyck, 1999), como su capacidad de formar iones, su reactividad, su configuración electrónica, su masa, maleabilidad, entre otros. La movilidad de los elementos químicos en sistemas acuosos dependerá de las características generales y de la especie en la que se encuentre el



elemento (Smith y Huyck, 1999), debido a que el elemento puede estar presente en una forma química estable o inestable, limitando o favoreciendo así su movilidad.

El movimiento de elementos potencialmente tóxicos de una zona a otra se lleva a cabo a través de procesos de intemperismo o meteorización. El intemperismo mineral generalmente ocurre cuando el agua entra en contacto con las partículas del material primario (McBride, 1994). Cuando ésta se introduce en un suelo seco, comienza a hidratar la superficie de las fases del suelo presente. A escala microscópica, las moléculas de agua invaden pequeñas grietas u otras imperfecciones estructurales de las superficies minerales. Cuando entra a estos sitios, las moléculas del agua son atraídas a constituyentes iónicos expuestos del mineral y comienzan a formar complejos de solvatación con ellos (Sposito, 1989).

Los elementos químicos tienen la capacidad de moverse de la fase sólida al medio acuoso, esto se ve reflejado en la movilidad química de cada elemento; sin embargo, una vez que el elemento entra en contacto con el agua, éste puede llegar a disolverse en el medio acuoso, dependiendo de su solubilidad, que representa la cantidad máxima del elemento que se puede disolver en determinado disolvente (Loyola, 2005). La temperatura del agua afecta la solubilidad y por lo tanto la movilización de los elementos químicos. A un pH neutro, la solubilidad de los elementos generalmente incrementa con las altas temperaturas. Parte de los elementos químicos solubles entran al agua subterránea o escurren en una corriente y son movidos a ambientes inmediatos. Otra parte reacciona para formar minerales estables nuevos, bajo condiciones ambientales (Siegel, 2002). En condiciones fuertemente ácidas, muchos metales pesados son movilizados y dispersados aguas abajo donde pueden ser inmovilizados por adsorción en oxihidróxidos de Fe y Mn, carbonatos, sulfuros, arcillas, silicatos, feldespatos, o materia orgánica. Por su gran abundancia en la litosfera y su baja solubilidad en el rango normal de pH, el hierro y manganeso forman los más importantes minerales de óxidos, oxihidróxidos e hidróxidos en el suelo (Sposito, 1989). La sorción de cationes y aniones en los minerales de óxidos es fuertemente dependiente del pH. Mientras que la sorción de cationes aumenta con el incremento del pH, y la sorción de aniones decrece con el incremento de este parámetro (Plumlee, 1999). Adicionalmente, la inmovilización también puede ser por precipitación de la fase sólida (Siegel, 2002).

El transporte físico del material sólido con contenidos de EPT por acción del movimiento del agua, provoca una fragmentación en los sedimentos que dependerá del



tamaño y densidad específica de las partículas, conforme disminuye el gradiente de altitud de la corriente, la energía hidráulica se reduce y ocurre gradualmente la sedimentación de las partículas, ocurriendo primero la sedimentación de las partículas gruesas y pesadas en los gradientes de altitud más grandes, y después las partículas finas y ligeras en los gradientes más pequeños (Siegel, 2002). Y cuando una corriente de agua abandona la zona montañosa ésta se encuentra con una brusca disminución de la pendiente, lo que la hace perder velocidad y por consiguiente capacidad de transporte. Al perder velocidad, los sedimentos originados por procesos erosivos son depositados en la parte topográficamente más baja del paisaje (valles, piedemontes, llanuras costeras), creando diversas formas deposicionales entre las que destacan las de origen fluvial: abanicos aluviales, deltas, terrazas y llanuras de inundación (Gómez, 1996; Iriondo, 2007). Los abanicos aluviales son elementos comunes en ambientes con condiciones climáticas diferentes. El aluvión se desplaza pendiente abajo por la llanura intermontana, perdiendo paulatinamente el resto de la carga (Iriondo, 2007). Su superficie forma un segmento de un cono que radia pendiente abajo desde el punto donde la corriente abandona el área-fuente (Gómez, 1996).

Un abanico o cono aluvial, también conocido como cono de deyección, es un depósito de sedimentos -gravas, arenas y sedimentos más finos- que se acumulan en la base de un frente montañoso o en el interior de un área montañosa, allí donde el relieve se amplía y disminuye la pendiente de una corriente de agua (Gómez, 1996). Se suelen distinguir tres zonas en un abanico aluvial: 1) la zona proximal o cabecera, la cual es el área en torno al ápice; 2) la zona media, es el área entre la cabecera y el margen exterior del abanico; y 3) la zona distal, área más baja y alejada del ápice (Gómez, 1996) (**Figura 1**). Su composición interna está caracterizada por sedimentos gruesos y muy gruesos en el ápice, que van disminuyendo de diámetro aguas abajo. Un núcleo tipo para zonas áridas se caracteriza por tener bloques y rodados en el ápice, arenas y gravas en la zona intermedia y limos y arcillas en la zona distal (Iriondo, 2007).

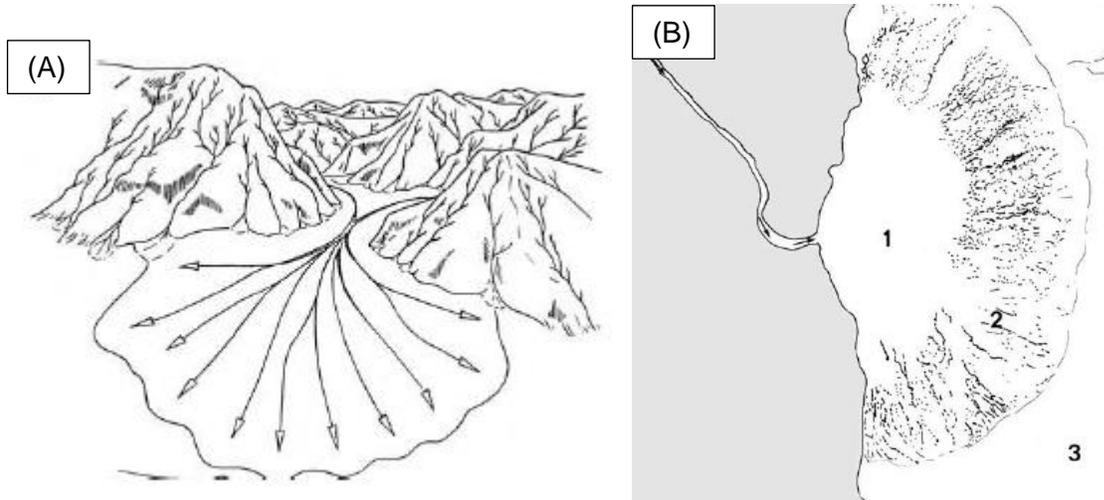


Figura 1. Representación de: (A) Morfología de un abanico aluvial; (B) Zonas que componen un abanico aluvial, 1. zona proximal o cabecera, 2. zona media, y 3. zona distal (Colombo, 2010).

Dentro de los aspectos morfológicos más característicos de un abanico aluvial se encuentran la forma semicónica, el núcleo radial generalmente cóncavo y un núcleo transversal convexo, con una pendiente superficial que no excede los 10° . Estas características particulares hacen que los abanicos aluviales sean buenos reservorios de aguas subterráneas (Gómez, 1996).

La presencia de abanicos aluviales en las cuencas hidrográficas contribuye en la recarga natural de agua hacia los sistemas de acuíferos. Sin embargo, debido a la condición de sobreexplotación en la que se encuentre un acuífero, éste puede ser vulnerable a contaminantes y procesos externos que afecten la calidad del agua subterránea. El término *vulnerabilidad* de un acuífero, según la NOM-141-SEMARNAT-2003, se entiende como el conjunto de condiciones geológicas que definen la capacidad de defensa o de amortiguamiento del acuífero, ante una situación de amenaza ocasionada por el manejo de los jales o residuos, o en su defecto, por suelos contaminados con metales pesados, debido a que representan una fuente de contaminantes para los recursos hídricos, tanto superficiales como subterráneos.

El nivel de vulnerabilidad de un sistema está usualmente definido por dos componentes: el nivel de exposición que tiene el sistema al peligro (vulnerabilidad específica), y la capacidad de respuesta del sistema frente a dicho peligro (vulnerabilidad intrínseca). La vulnerabilidad es función de varios factores hidrogeológicos que determinan la capacidad de respuesta, entre ellos la tendencia a la infiltración de contaminantes, la



capacidad de atenuación en las diversas capas que lo cubren, que tienden a proteger al acuífero, purificando en algunos casos el agua a medida que percola por la zona vadosa (Bereciartua, 2003). En la **Tabla 1** se muestran los principales aspectos geológicos e hidrológicos que definen la vulnerabilidad de un acuífero frente a la contaminación.

Tabla 1. Principales aspectos geológicos e hidrológicos que definen la vulnerabilidad de un acuífero frente a la contaminación (Bereciartua, 2003).

Aspecto que determina la vulnerabilidad del acuífero	Baja vulnerabilidad	Alta vulnerabilidad
A. Marco hidrogeológico		
Zona no saturada (vadosa)	Profunda zona vadosa, con altos niveles de arcilla y materiales orgánicos.	Reducida zona vadosa, con altos niveles de arena, grava, limos y basaltos de alta permeabilidad.
Unidad de confinamiento	Ancha unidad de confinamiento de arcilla o roca impermeable.	Sin unidad de confinamiento.
Propiedades del acuífero	Formaciones sedimentarias o limosas de baja permeabilidad.	Formaciones limosas con fracturas, arena, grava o basalto de alta permeabilidad.
B. Sistema de aguas subterráneas		
Tasa de recarga	Despreciable, ejemplo: en las zonas áridas.	Alta tasa de recarga, ejemplo: en las zonas húmedas.
Ubicación dentro del sistema de flujo (cerca o lejos de la zona de recarga)	En zonas profundas, de baja dinámica del sistema de flujo.	Dentro en el área de influencia de la zona de recarga, o dentro del pozo de depresión de un pozo de bombeo.

A su vez, la NOM-141-SEMARNAT-2003 establece la metodología para evaluar la vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación, y estipula que los aspectos geohidrológicos a evaluar son: el grado de confinamiento hidráulico del agua subterránea, la granulometría y litología sobreyacente, y la profundidad del agua subterránea.



1.1. Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT): Pb y As

1.1.1. Plomo

El plomo (Pb) es un metal pesado que ocurre naturalmente en la corteza terrestre, en su estado elemental posee un color gris azulado. En la naturaleza se encuentra raramente en forma elemental, usualmente se encuentra combinado con dos o más elementos formando compuestos de Pb. La concentración promedio de Pb en la corteza terrestre es de 15 a 20 mg/kg (ATSDR, 2007). Mientras que la concentración promedio de Pb en suelo superficial es de 25 mg/kg. Y la concentración de Pb en la solución del suelo es relativamente baja (<1-60 µg/L) (Kabata-Pendias, 2011). Existe en tres estados de oxidación: Pb^0 , Pb^{2+} y Pb^{4+} , sin embargo, en el ambiente ocurre principalmente como Pb^{2+} (Kabata-Pendias, 2011; ATSRD, 2007). El Pb^{4+} , sólo se forma en condiciones extremadamente oxidantes, los compuestos inorgánicos de Pb^{4+} no se encuentran en condiciones ambientales normales (ATSDR, 2007).

Su abundancia en la corteza terrestre indica una tendencia a concentrarse en las rocas ígneas con series ácidas y en sedimentos arcillosos; tiene propiedades altamente calcopiríticas y por lo tanto su forma primaria en el estado natural es la galena (PbS) (Kabata-Pendias, 2011; McBride, 1994), llegando a ser muy insoluble en suelos reducidos debido a su precipitación en forma de sulfuros, los cuales son generados a partir de la reducción del sulfato (McBride, 1994). Sus minerales comunes son la anglesita, $PbSO_4$; cerusita, $PbCO_3$; minio, Pb_3O_4 ; piromorfita, $Pb_5(PO_4)_3Cl$; y mimetita, $Pb_5(AsO_4)_3Cl$. El Pb en la solución del suelo se encuentra como especies catiónicas: Pb^{2+} , $PbCl^+$, $PbOH^+$, y como especies aniónicas: $PbCl_3^-$ y $Pb(CO_3)_2^{2-}$ (Kabata-Pendias, 2011).

El Pb ocurre naturalmente en el ambiente, sin embargo, los niveles altos que se encuentran en el ambiente provienen de las actividades humanas (ATSDR, 2007). El uso más importante del Pb en el mundo es en las baterías ácidas de plomo, utilizadas principalmente en la industria automotriz. Así como en soldaduras, aleaciones, cables, productos químicos, materiales resistentes a la corrosión y para muchos otros propósitos (Kabata-Pendias, 2011). Los compuestos de plomo son empleados como pigmento en pinturas, colorantes y esmaltes cerámicos. La mayor parte del Pb es utilizado por la industria proviene de las minas (primariamente) y en menor porción en el reciclaje de metal de las baterías (secundariamente) (ATSDR, 2007).



Puede ser liberado al aire durante la combustión del carbón, aceite y desechos. En la atmósfera, el plomo probablemente existe principalmente como PbSO_4 y PbCO_3 y se deposita sobre el suelo en estas mismas formas químicas (ATSDR, 2007). Las partículas de plomo emitidas por las operaciones mineras y fundiciones son principalmente en forma de compuestos de plomo-azufre como: PbSO_4 , $\text{PbO} \cdot \text{PbSO}_4$, y PbS (Corrin and Natusch 1977; EPA 1986a; Spear et al. 1998).

Una vez que el Pb cae o se deposita en el suelo, se adhiere fuertemente a las partículas del suelo y permanece en la capa superficial. Pequeñas cantidades de Pb pueden entrar a los ríos, lagos y corrientes de agua cuando las partículas del suelo son movidas por acción de la lluvia. El movimiento del Pb en el suelo dependerá del tipo de compuesto de plomo y de las características físicas y químicas del mismo (ATSDR, 2007). El Pb es el menos móvil de los elementos traza y su sorción es baja comparada con la del Zn y Cu (Kabata-Pendias, 2011). La capacidad esta matriz para inmovilizar al Pb es dependiente de pH y de la capacidad de intercambio catiónico de los componentes del suelo (por ejemplo, óxidos de hierro hidratados de arcilla, o por quelación con ácidos húmicos o fúlvicos en el suelo) (Chaney et al. 1988; EPA 1986a). A altos valores de pH, dominan mecanismos de precipitación (por ejemplo, precipitación como hidróxidos y/o carbonatos). Cuando el pH decrece, la precipitación es menos importante, y el intercambio catiónico es el proceso dominante (Mora, 2001).

La distribución de Pb en suelos minerales muestra una correlación positiva con la fracción granulométrica fina. En cuanto a los núcleos del suelo, su distribución no es uniforme y revela una gran asociación con hidróxidos especialmente de Fe y Mn. Es acumulado cerca de la superficie del suelo, debido principalmente a su sorción en la materia orgánica. La materia orgánica juega un papel importante en la adsorción del Pb, pero su fijación a los minerales arcillosos es mucho mayor. La sorción de Pb a la materia orgánica aumenta con el incremento del pH. Al ser adsorbido tiene la capacidad de reemplazar el K, Ba, Sr y Ca, en minerales y en sitios de sorción (Kabata-Pendias, 2011). En un suelo con alto contenido de materia orgánica y con un pH de 6-8, el Pb puede formar complejos orgánicos insolubles; si el suelo tiene menos materia orgánica al mismo pH, se pueden formar complejos de óxido de plomo hidratados o el plomo puede precipitar con iones de carbonato o fosfato. A un pH de 4-6, los complejos orgánicos de plomo se convierten en compuestos solubles y se pueden filtrar o pueden ser absorbidos por las plantas (EPA, 1986a).



La movilización del Pb en el suelo es usualmente muy lenta, pero algunos factores, como un incremento en la acidez y la formación de complejos de Pb y materia orgánica pueden aumentar su solubilidad. El Pb en solución del suelo puede llegar a moverse de los horizontes superficiales a los horizontes profundos causando la contaminación del agua subterránea (Kabata-Pendias, 2011). El factor principal que limita la presencia de Pb en sistemas acuosos es la formación de hidróxidos y carbonatos insolubles (Mora, 2002).

En general, las aguas subterráneas en San Luis Potosí tienen bajas concentraciones de Pb, aproximadamente 0.002 mg/L (López-Álvarez et al. 2013), debido a que la mayoría de los compuestos de plomo (por ejemplo, $PbCO_3$ y $PbCO_4$) tiene bajas solubilidades. Sin embargo, los niveles altos de Pb están asociados frecuentemente con áreas de mineralización y actividad de minas antiguas. Adicionalmente, se ha observado que calizas con altos contenidos de carbonatos de plomo ($PbCO_3$), así como depósitos de galena (PbS) contribuyen con plomo a las aguas naturales en algunas localidades (Mora, 2002).

1.1.2. Arsénico

El Arsénico (As) es un elemento ampliamente distribuido en la naturaleza, constituyendo aproximadamente un $5 \times 10^{-4}\%$ de la corteza terrestre, lo que representa una concentración de entre 2 y 3 mg/kg (Bundschuh et al., 2008). El As presente en el ambiente proviene de fuentes naturales, las más comunes son las rocas volcánicas, específicamente sus productos de erosión y cenizas, rocas sedimentarias marinas, depósitos minerales hidrotermales y las aguas geotermales asociadas, así como combustibles fósiles, incluyendo carbón y petróleo (Litter et al., 2008), dichas fuentes están generalmente asociadas a procesos geológicos, como la meteorización a partir de rocas parentales o las emisiones volcánicas. También puede originarse de actividades antrópicas como la minería, fundición de metales, o su uso en fórmulas de pesticidas y conservadores de la madera (Bundschuh et al., 2008).

Generalmente en el medio ambiente se encuentra combinado con otros elementos tales como oxígeno, cloro, y azufre. A este tipo de As se le denomina arsénico inorgánico, mientras que unido con carbono e hidrógeno se conoce como arsénico orgánico (ATSDR, 2007).

En el ambiente edáfico está presente como As^{-3} , As^0 , As^{+3} o As^{+5} , tanto en especies orgánicas como inorgánicas, que están sujetas a procesos de oxidación-reducción, precipitación-disolución, adsorción-desorción y metilación bioquímica y orgánica (Litter et



al., 2008). El As^0 y As^{3+} son característicos de ambientes reducidos (Kabata-Pendias, 2011). El As^{3+} es considerado unas 60 veces más tóxico que el As^{5+} (Bundschuh et al., 2008). En la solución del suelo, las formas aniónicas que predominan son AsO_4^{-3} , HAsO_4^{-2} , $\text{H}_2\text{AsO}_4^{-}$, y $\text{H}_2\text{AsO}_3^{-}$ (Kabata-Pendias, 2011).

El contenido de As en suelos es, por lo general, entre 5 y 10 mg/kg, y es constituyente principal de más de 200 minerales (Litter et al., 2008). La concentración de arsénico en las rocas sedimentarias se sitúa en el rango de 5-10 mg/kg (Bundschuh, et al., 2008). Está considerado como elemento calcófilo, por su tendencia a concentrarse en la fase sulfurada. Entre los minerales más comunes se encuentra la pirita arsénica $[\text{Fe}(\text{S},\text{As})_2]$ que puede contener más del 10% de arsénico, la arsenopirita (FeAsS), el rejalgar (AsS), el oropimente (As_2S_3), la cobaltita (CoAsS), la niquelita (NiAs) y la escorodita ($\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). El rejalgar (As_4S_4), la arsenopirita (FeAsS) y el oropimente (As_2S_3), que pueden estar asociados a depósitos de oro y metales base, son las formas reducidas de arsénico más frecuentes (Bundschuh, et al., 2008). La pirita rica en As es común en formaciones sedimentarias ricas en materia orgánica (Kabata-Pendias, 2011). Es el sulfuro más frecuente en la naturaleza, ya que, además de formarse en ambientes hidrotermales, también se forma en medios sedimentarios bajo condiciones reductoras. Esta pirita juega un importante papel en el ciclo geoquímico del As, al encontrarse en una gran variedad de ambientes, incluyendo ríos, lagos, fondos marinos y acuíferos, donde al formarse puede incorporar As en su estructura, y, al variar las condiciones del medio, puede oxidarse y liberar el As (Litter et al., 2008).

De acuerdo con lo anterior, los minerales primarios más importante de arsénico son los sulfuros. Cuando estos minerales entran en contacto con la atmósfera, se oxidan rápidamente liberando el arsénico, tanto en las aguas naturales como en otros minerales secundarios, especialmente los óxidos de hierro (Bundschuh, et al., 2008).

El As está asociado principalmente con la fracción mineral del suelo, una alta proporción del As total en los suelos está fijada en la fracción granulométrica de las arcillas (Kabata-Pendias, 2011), conteniendo los limos y las arcillas cantidades de As con valores medios de 13 mg/kg (Bundschuh, et al., 2008).

En condiciones reductoras, el As se puede liberar de la fase sólida, debido a la reducción de la fuerza de adsorción de las especies de arsénico por la superficie sólida, lo que resulta en formas móviles solubles de arsénico, que pueden potencialmente filtrarse en



las aguas subterráneas o dar como resultado el escurrimiento de arsénico en las aguas superficiales. En los sistemas acuáticos, el As se presenta principalmente en dos estados de oxidación, As^{5+} y As^{3+} . Ambas formas generalmente coexisten, aunque As^{5+} predomina en condiciones oxidantes y As^{3+} predomina en condiciones reductoras (ATSDR, 2007).

La movilidad del As^{5+} en el suelo es altamente limitada debido a la fuerte sorción por las arcillas, óxidos y oxihidróxidos de Fe, Al o Mn, sulfatos, fosfatos, carbonatos y materia orgánica (Litter et al., 2008; Kabata-Pendias, 2011). El As es fuertemente adsorbido, especialmente a bajo pH y bajas concentraciones, pero es desorbido cuando el pH se incrementa debido al aumento de las fuerzas electroestáticas de repulsión (Bundschuh, et al., 2008).

En condiciones naturales de pH, el As^{5+} se encuentra en disolución en forma de $H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$ y, en este estado, el As es retenido por el suelo mediante procesos de adsorción. El As^{3+} es más soluble que el As^{5+} y, en solución, se encuentra en forma de H_3AsO_3 y $H_2AsO_3^-$. Además, los compuestos de As^{3+} son 4 a 10 veces más móviles que los de As^{5+} (Litter et al., 2008). Los complejos aniónicos AsO_4^{3-} , $HAsO_4^{2-}$, y $H_2AsO_4^-$ son las formas más móviles del As, son adsorbidas preferentemente en un rango de pH de 7-9 (Kabata-Pendias, 2011).

El arsénico puede ser liberado al agua por la erosión natural del suelo y las rocas, y en zonas de vulcanismo (ATSDR, 2007). La presencia de altos niveles de As en el agua es un tema prioritario de preocupación ambiental, que limita el uso del recurso para agua potable y otros propósitos, e impide el crecimiento socioeconómico, la sostenibilidad del uso racional de los suelos y el desarrollo sostenible de la agricultura (Bundschuh et al., 2008).



1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo General

Evaluar los niveles y distribución espacial de Pb y As en el suelo del abanico aluvial de la Cuenca San Pedro, así como la posible afectación a los recursos hídricos.

1.2.2. Objetivos específicos

- i. Determinar los niveles de Pb y As en suelo del abanico aluvial con respecto a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.
- ii. Determinar la distribución vertical del Pb y As en el suelo del abanico aluvial.
- iii. Evaluar la distribución espacial del Pb y As en el suelo superficial del abanico aluvial.
- iv. Evaluar si el Pb y As tienen el potencial de afectar los recursos hídricos (agua superficial y subterránea).

1.3. JUSTIFICACIÓN

El proceso de beneficio de minerales a lo largo de la historia de la humanidad ha dejado a su paso un serio problema de contaminación de suelos, agua y aire, tal es el caso del Distrito Minero Cerro de San Pedro, en el que, aun cuando se han realizado estudios para caracterizar los residuos abandonados y se ha estudiado el transporte de contaminantes a través de sedimentos de arroyo, no se tiene información documentada respecto a la condición que posee el suelo del abanico aluvial de la Cuenca San Pedro, donde se sospecha que podría existir presencia de concentraciones de metales como el Pb y As, como resultado de la contribución de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas que desembocan en la planicie de inundación, en dirección hacia el valle de San Luis Potosí; y que podrían representar una potencial alteración en la calidad de los recursos hídricos.

Adicionalmente, el suelo es un regulador de materia y energía entre la biosfera, hidrosfera y atmósfera, si al liberarse los contaminantes en el suelo este intercambio no se completa adecuadamente, el suelo se convierte en el receptor final. Esto limita el aprovechamiento del uso potencial del recurso suelo, convirtiéndose en una fuente potencial de contaminación sobre todo para los recursos hídricos. Al presentarse un suelo contaminado por metales pesados la vulnerabilidad que tiene el acuífero aumenta considerablemente debido a que puede existir un transporte de contaminantes del suelo



hacia el agua superficial y subterránea, comprometiendo la calidad de este recurso. Dado que el sistema de acuíferos es la fuente principal de agua con la cual se abastece a los municipios de San Luis Potosí, Soledad de Graciano Sánchez, Mexquitic de Carmona, Cerro de San Pedro y Zaragoza, es importante identificar las posibles fuentes de contaminación que alteren su calidad

En el área de estudio se llevan a cabo diversas actividades humanas como la agricultura y la ganadería, las cuales dependen del recurso hídrico proveniente de los arroyos intermitentes y del agua subterránea obtenida de pozos cercanos. El agua es utilizada para riego de campos agrícolas, para consumo por el ganado, así como para uso doméstico y consumo humano. Si el agua se viese contaminada por elementos potencialmente tóxicos, podría llegar a afectar la salud de los habitantes de forma directa al estar en constante contacto con el recurso, o al ingerir directamente agua, o de forma indirecta al ingerir alimentos regados con dicha agua.

Es por ello, que se requiere realizar una caracterización geoquímica ambiental del suelo del abanico aluvial de la Cuenca San Pedro, para determinar el grado de contaminación por metales pesados que posee esta matriz, considerando los factores de dispersión hídrica, movilidad vertical y transformación química de los contaminantes en el suelo, así como evaluar la vulnerabilidad del acuífero, para con ello determinar la probabilidad de una posible contaminación al agua superficial y/o subterránea, y considerar si es necesario llevar a cabo acciones de intervención en el sitio para proteger la calidad del agua.





2. DESCRIPCIÓN DE LOS ASPECTOS FÍSICOS Y BIOLÓGICOS DE LA ZONA DE ESTUDIO.

2.1. Aspectos bióticos y físicos

2.1.1. Ubicación geográfica y delimitación del área de estudio

El sitio de estudio se encuentra ubicado en la provincia fisiográfica conocida como Mesa del Centro, entre los municipios de Soledad de Graciano Sánchez y Cerro de San Pedro, San Luis Potosí, México (**Figura 2**). Se encuentra ubicado geográficamente entre las coordenadas 22° 17' latitud Norte, 100° 87' longitud Oeste y 22° 21' latitud Norte, 100° 82' longitud Oeste, a aproximadamente a 10 km al Noreste de la Ciudad de San Luis Potosí y al Suroeste del Distrito Minero Cerro de San Pedro. El área de estudio posee un área de 24.75 km².

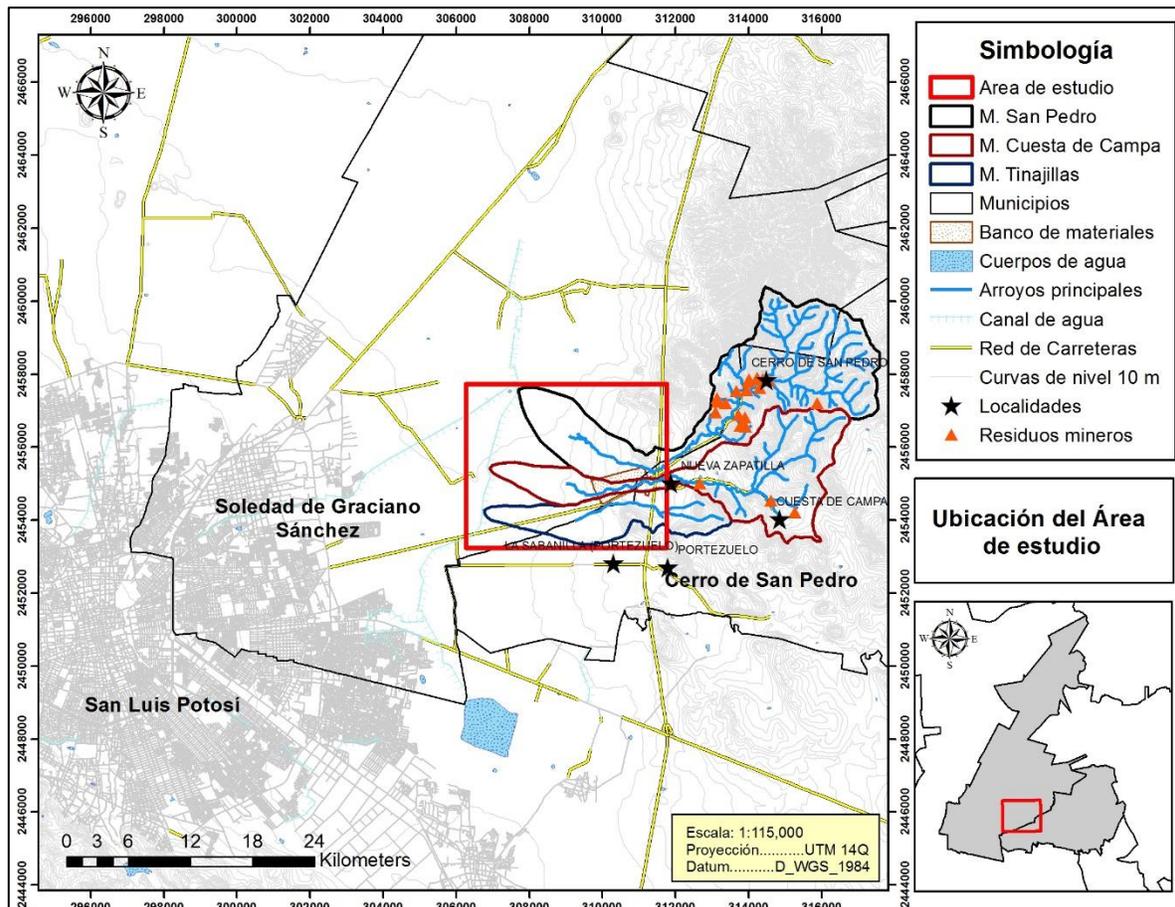


Figura 2. Ubicación geográfica del área de estudio.



El abanico aluvial se encuentra delimitado por los escurrimientos naturales de los ríos San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas, pertenecientes al municipio de Cerro de San Pedro, los cuales desembocan en el área de estudio; al Este por la carretera federal 57D y al Oeste por el canal derivador del Río Santiago.

La principal vía de acceso al sitio es por medio de la carretera a Cerro de San Pedro, que comunica el municipio de San Luis Potosí con la cabecera municipal de Cerro de San Pedro, S. L. P.

2.1.2. Clima y meteorología

El clima de la región corresponde a la unidad climática BS0kw según la clasificación de Köppen modificada por Enriqueta García (1999), el cual representa un clima seco templado con lluvias en verano y un porcentaje de lluvias invernal entre 5 y 10.2 %. Es templado con veranos cálidos, con temperatura media anual entre 12 y 18 °C, la temperatura del mes más frío se encuentra entre -3 y 18 °C y el mes más caliente presenta temperaturas mayores de 18 °C. La precipitación media anual oscila entre los 300 y 400 mm (García, 2004).

Con base en los registros meteorológicos históricos de temperatura y precipitación (1981-2010); el periodo de lluvias se registra en los meses de mayo a octubre, con una precipitación total promedio de 250 mm, mientras que la temporada seca va de noviembre a abril con una precipitación promedio de 78 mm (SMN, 2016). La **Figura 3** presenta el climograma para el periodo 1981-2010 de la estación meteorológica Soledad de Graciano Sánchez (00024081), localizada a 1,850 msnm y ubicada al Suroeste de la zona de estudio; mientras que la **Figura 4** presenta el climograma de la estación meteorológica de la Facultad de Agronomía (00024155), localizada a 1,835 msnm y ubicada al Norte del área de estudio.

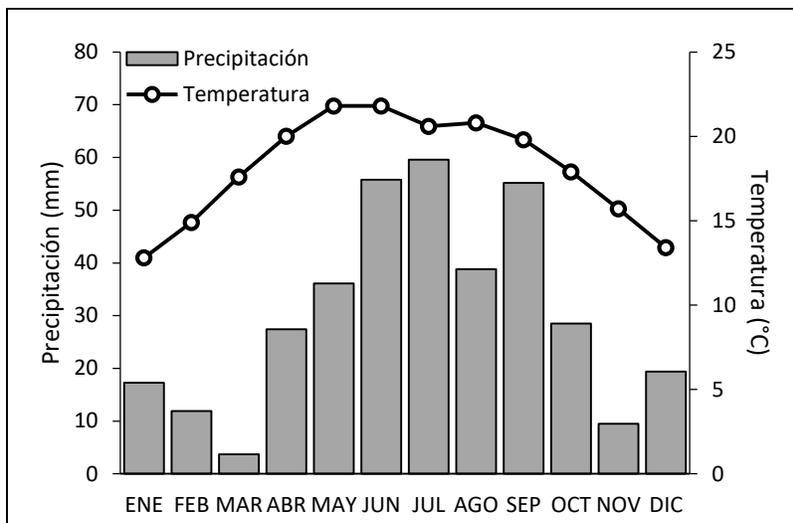


Figura 3. Climograma del Periodo 1981-2010, Estación Meteorológica Soledad de Graciano Sánchez.

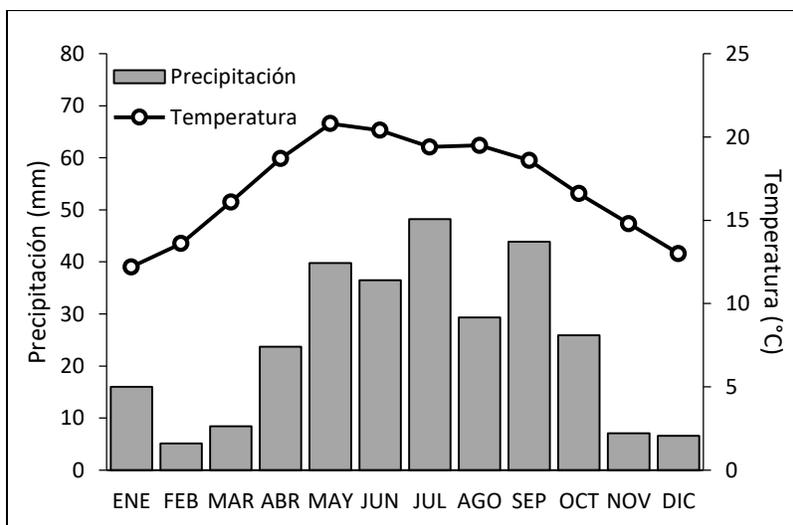


Figura 4. Climograma del Periodo 1981-2010, Estación Meteorológica Escuela de Agronomía.

Los vientos dominantes en la mayor parte del año en la ciudad de San Luis Potosí provienen del E y ENE, y en menor proporción se tienen vientos procedentes del WSW y del N, principalmente durante el periodo invernal (Aragón-Piña et al 2006).



2.1.3. Marco Geológico

2.1.3.1. Geología Regional

De acuerdo a lo establecido en la carta Geológica Minera y Geoquímica San Luis Potosí, F14-A84, escala 1: 50,000, el abanico aluvial fisiográficamente se ubica en la provincia de la Mesa Central, la cual es una altiplanicie que rebasa los 2,000 msnm, con valles intermontanos y cadenas montañosas que la cruzan. Paleogeográficamente pertenece de la porción oriental de la Cuenca Mesozoica del Centro de México y occidental a la Plataforma-Valles Luis Potosí, en la zona del talud (Tristán-González et al., 2002).

La secuencia volcánica del Campo Volcánico de San Luis Potosí (CVSLP) es predominantemente riolítica (lavas e ignimbritas), con algunas intercalaciones volumétricamente pequeñas de lavas de composición basáltica y andesítico-basáltica. La parte inferior de la secuencia volcánica está formada principalmente por lavas expulsadas por domos grandes y tienen escasos productos piroclásticos asociados. En su conjunto, la secuencia volcánica es de edad Oligoceno (Torres-Hernández, 2014).

A partir del Oligoceno, los complejos volcánicos fueron emplazados derrames de lavas que formaron cadenas de domos exógenos y depósitos piroclásticos de composiciones que varían desde dacita o andesita rica en potasio hasta riolita, o derrames de lava andesítica a basáltica, asociadas a los diferentes patrones tectónicos de fallas o fisuras del Paleoceno (Tristán-González et al., 2008).

2.1.3.2. Geología Local

2.1.3.2.1. Geología del subsuelo

Las rocas más antiguas que afloran en la región del abanico aluvial y en la Sierra de San Pedro, pertenecen al Cretácico inferior y se pueden separar en dos facies; unidades de cuenca y de talud. La Formación La Peña (KapaCz-Lu), en su unidad de cuenca, consiste en una intercalación de caliza micrítica de estratos delgados a medios, intercalados con laminaciones y capas delgadas de lutita y limolita con nódulos y lentes de pedernal negro; y la de talud se distingue por la intercalación de capas brechosas con fragmentos de fósiles y pedernal, en matriz calcárea, contiene mayor cantidad de capas de terrígenos, presenta estructuras de “slump”, nódulos, lentes y capas de pedernal. Transicionalmente esta unidad pasa a la Formación Cuesta del Cura (KaceCz-Bro), donde los sedimentos de cuenca se distinguen por ser una interestratificación de capas delgadas de caliza micrítica y bandas de pedernal en una secuencia rítmica; los sedimentos de talud difieren a los de



cuenca por la presencia de horizontes de capas brechosas donde los fragmentos son corales, rudistas y de otra fauna procedente del arrecife. La Formación Indidura (KtssCz-Bro) descansa en forma transicional sobre la unidad anterior y se caracteriza por ser una secuencia de capas de caliza arcillosa de espesor delgado a medio de color gris claro a ligeramente rojiza o violeta intercaladas con limolita del mismo color. Sobre la formación anterior se encuentran remanentes de la Formación Cárdenas (KcmLu-Ar) que consiste en una secuencia de estratos medianos de lutitas, areniscas y limolitas, la cual sólo se puede ver en el fondo de los arroyos y está cubierta por carpetas de conglomerados (Labarthe-Hernández et al., 1982, Tristán-González et al., 2002; López-Doncel, 2003) (Figura 5).

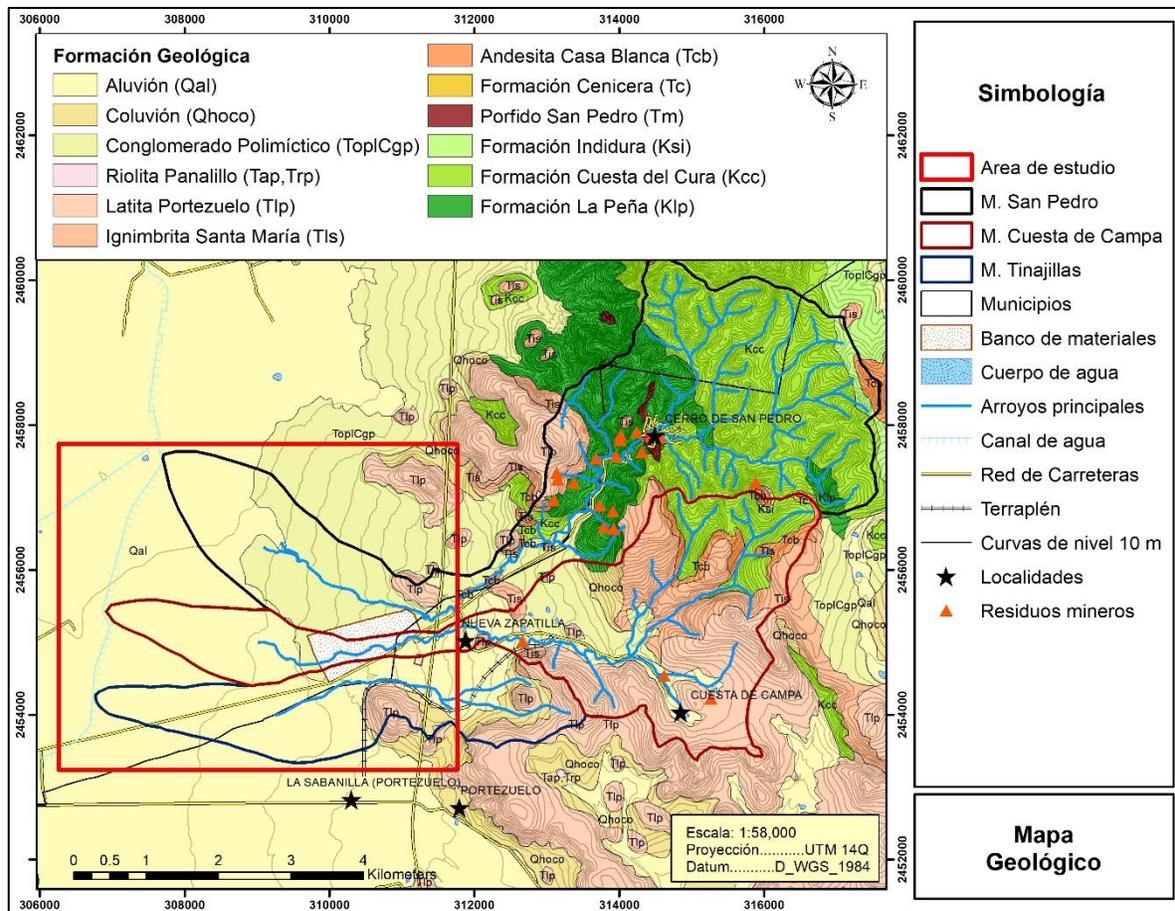


Figura 5. Mapa de Geología Local (SGM, 2017).

Dentro de la zona afloran tres apófisis del intrusivo que se conoce como Intrusivo San Pedro. En el afloramiento principal, se presenta como un pórfido diorítico (TpaPD) de textura porfirítica, con fenocristales de ortoclasa, plagioclasa y cuarzo, los



ferromagnesianos están alterados a óxidos de hierro. La matriz se encuentra por lo general muy alterada y oxidada. Intrusiona a las rocas pertenecientes a la Formación La Peña y Cuesta del Cura.

En el bloque de la sierra de San Pedro afloran sedimentos de cuenca depositados muy cerca del pie de talud, correspondientes a las formaciones La Peña, Cuesta del Cura e Indidura, plegados intensamente por esfuerzos de compresión durante la Orogenia Laramide. En general, toda la sierra San Pedro forma dos estructuras mayores, un anticlinal y un sinclinal cuya orientación con sus ejes va de N 25-30° W, con recostamiento al NE. El intrusivo San Pedro se encuentra emplazado más o menos en el contacto entre las formaciones La Peña y Cuesta del Cura, la forma que tiene el afloramiento (sigmoidal) y el alineamiento con otra apófisis localizado al NW de San Pedro, sugiere que se alojó en una estructura (falla o fractura) con orientación N 20° W y que esta falla tuvo componente de movimiento lateral (Tristán-González et al., 2002).

2.1.4. Edafología

De acuerdo a la Base Referencial Mundial (WRB, por sus siglas en inglés) para suelos en su versión 2014, ilustrada en la carta edafológica que corresponde a San Luis Potosí, F14-A84, escala 1: 50,000 (INEGI, 2013), el área de estudio posee 3 unidades edafológicas, como se muestra en la **Figura 6**. Hacia el Oeste del sitio se encuentra la unidad edafológica principal **durisol albico endopétrico**, con una unidad secundaria de phaeozem lúvico endopetrodúrico y una unidad terciaria de planosol lúvico endopetrodúrico, con textura media, cuya clave según la WRB corresponde a: DUabptn+PHvpdn+PLvpdn/2. El aspecto superficial de este suelo en el área de estudio se muestra en la **Figura 7A**.

Los durisoles están asociados con superficies antiguas en ambientes áridos y semiáridos, y son suelos de muy someros a moderadamente profundos. Son suelos libres de drenaje con sílice secundaria endurecida (SiO₂) en el primer metro, el material parental es rico en sílice, conformado principalmente por depósitos aluviales y coluviales de cualquier clase de textura. Se encuentra en ambientes con planicies aluviales llanas a suavemente inclinadas, terrazas y planicies de piedemonte suavemente inclinadas en regiones áridas, semiáridas y mediterráneas (WRB, 2015).

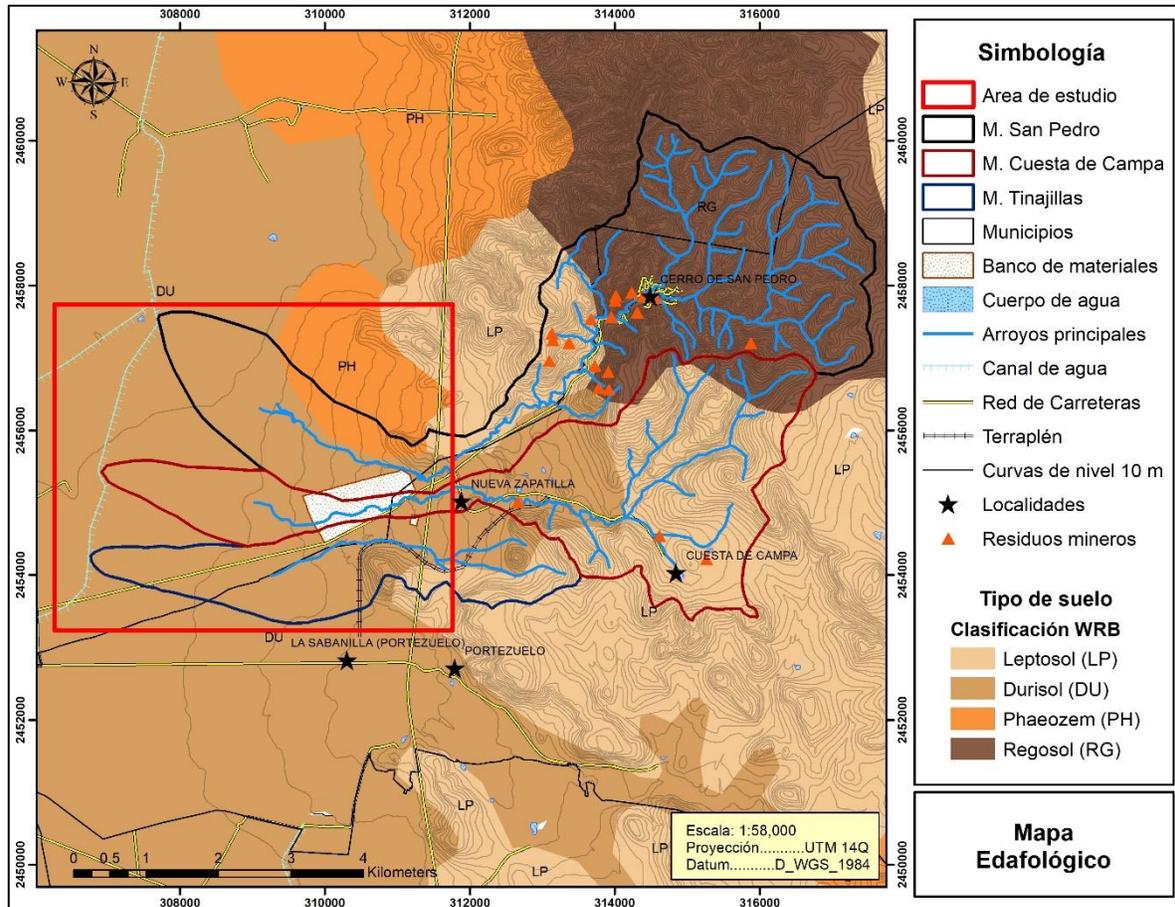


Figura 6. Mapa de Edafología del área de estudio (INEGI, 2013).

La mayoría de los durisoles son suelos bien drenados, de textura media a gruesa, puede variar de arena a franco arcillo arenoso, donde la textura de franco arenoso es la más común. En cuanto a estructura los horizontes que puede presentar un durisol, son normalmente “masivos”; es decir, sin estructura (WRB, 2015). El uso agrícola de los durisoles está limitado a los pastizales. En ambientes naturales generalmente soportan la suficiente vegetación para detener la erosión, pero en otras partes, se generaliza. Los durisoles pueden ser cultivados con algún éxito si tienen suficiente y disponible agua de riego (WRB, 2015).



Figura 7. Aspecto de los diferentes suelos en el área de estudio: (A) Durisol; (B) Phaeozem; (C) Leptosol.

Un suelo con un horizonte álbico, es un horizonte superficial de color claro del cual han sido removidos la arcilla y óxidos de hierro libres. Generalmente carece de estructura y muchos de los horizontes álbicos están asociados con exceso de agua y contienen evidencias de condiciones reductoras. La unidad principal durisol posee un calificador de suelo endopétrico, que posee la característica de estar fuertemente cementado o endurecido entre 50 y 100 cm desde la superficie del suelo (WRB, 2015).

Hacia el Noreste se encuentra la unidad principal **phaeozem lúvico epipetrocálcico**, con textura media gravosa, cuya clave según la WRB corresponde a: PHvpcp/2r. El aspecto superficial de este suelo en el área de estudio se muestra en la



Figura 7B. Los phaeozems son suelos oscuros ricos en materia orgánica; son intensamente percolados en la temporada húmeda; no tienen carbonatos secundarios en el primer metro superior; el material parental se encuentra conformado por material no consolidado, predominantemente básicos, eólicos (loess), entre otros. Está presente en climas de cálidos a frescos, en tierras llanas a onduladas; la vegetación natural es pastizal. Son suelos porosos y fértiles, por lo que son excelentes tierras agrícolas; plantados con cereales irrigados o legumbres o son usados para crianza de ganado y engorda con pastos mejorados. La sequía periódica y la erosión por agua y viento son las principales limitantes (WRB, 2015).

El phaeozem lúvico contiene un horizonte árgico es un horizonte subsuperficial que tiene claramente mayor contenido de arcilla que el horizonte suprayacente. Poseen una textura franco-arenosa o más fina y 8 % o más arcilla en la fracción fina. Posee un calificador de suelos epipetrocálcico, donde el término epi proviene del calificador epipetríco, que se refiere a que se encuentra fuertemente cementado o endurecido dentro de los 50 cm desde la superficie del suelo. Y el término petrocálcico, nos dice que tiene un horizonte petrocálcico, cuyas características son: posee carbonato de calcio equivalente de 50% (en peso) o más, tiene una cementación tal que los fragmentos secos no se disgregan en agua y las raíces no penetran, tiene una consistencia extremadamente dura en seco (no penetra ni la pala ni la barrena), y tiene un espesor de al menos 10 cm, o en dados casos un espesor de 2.5 cm laminar que descansa directamente sobre la roca (WRB, 2015).

Distribuido hacia el Noreste y Sureste del sitio de estudio se encuentra la unidad edafológica principal **leptosol lítico** con una unidad secundaria de leptosol mólico, con textura media predregosa, cuya clave según la WRB corresponde a: LPli+LPmo/2R. El aspecto superficial de este suelo en el área de estudio se muestra en la **Figura 7C**. Los leptosoles son suelos muy someros y débilmente desarrollados sobre roca continua, o de materiales no consolidados con menos de 20 % (en volumen) de tierra fina, y suelos extremadamente gravillosos y/o pedregosos. Son suelos azonales y particularmente comunes en regiones montañosas. Se encuentran principalmente en tierras con una altitud media o alta con topografía fuertemente disectada, se encuentran particularmente en áreas fuertemente erosionadas (WRB, 2015).

Son suelos genéticamente jóvenes y la evidencia de formación de suelo es normalmente limitada a un horizonte A- delgado sobre un incipiente horizonte- B, o directamente sobre el material parental inalterado. El principal proceso formador del suelo



en leptosoles es la disolución y subsecuente remoción de carbonatos. Residuos relativamente pequeños permanecen detrás y son totalmente mezclados con la materia orgánica humificante y, fragmentos de rocas calizas. Las arcillas esmectíticas de expansión y encogimiento en los residuos minerales son responsables de la dominancia de la estructura de bloques angulares (WRB, 2015).

Los leptosoles son suelos de drenaje libre. Están normalmente libres de niveles tóxicos de sales solubles. Sin embargo, su poco espesor y/o pedregosidad, y su baja capacidad de retención de humedad implícita, son serias limitaciones. La vegetación natural sobre los leptosoles varía con el clima (WRB, 2015). Son poco atractivos para cultivos de arado, y poseen un potencial limitado para producción de cultivos de árboles, o extensos pastizales. Por lo general, los leptosoles se mantienen mejor bajo bosques (WRB, 2015). Y en cuanto al el elemento formativo lítico, este expresa que tiene roca continua que comienza dentro de 10 cm de la superficie del suelo.

2.1.5. Uso de suelo y vegetación

El principal uso de suelo en el abanico aluvial es la agricultura, presentándose la agricultura de riego en la parte baja del abanico y en menor medida la agricultura de temporal en la parte media del abanico aluvial, donde el principal cultivo es la alfalfa (**Figura 8**). En cuanto al tipo de vegetación presente en la zona, hacia el Noreste del abanico encontramos matorral crasicaule y cubriendo la parte alta y media del abanico aluvial se encuentra el matorral desértico micrófilo. De acuerdo a la descripción realizada por Rzedowski (1961), sobre la vegetación del estado de San Luis Potosí, se obtuvo que en el matorral crasicaule, la dominancia de grandes Catáceas de los géneros *Opuntia* y *Myrtillocactus* determina este tipo de vegetación, la cual se desarrolla preferentemente sobre laderas de cerros riolíticos y basálticos y sobre los abanicos aluviales situados en la base de los mismos cerros. Los suelos más frecuentemente encontrados en relación con el matorral crasicaule son someros y arenosos, de color castaño o rojizo-grisáceo, ligeramente ácidos (pH 5.5-6.5), con 2 a 3% de materia orgánica y sin carbonato de calcio.

Este matorral suele presentar una altura de 1.5 a 5 m de, pudiendo distinguirse dos o tres estratos arbustivos. El más alto, de 4 a 5 m, no siempre existe. Lo puede formar *Yucca filifera*, *Y. decipiens* o *Lemaireocereus spp*; nunca cubre más del 10% de la superficie. El estrato principal, o el que confiere su fisonomía a la formación tiene comúnmente una altura de 1.5 a 3 m. Su densidad varía en función de muchos factores y



la cobertura oscila entre 10 y 60%. Las dominantes pueden ser una o varias de las siguientes especies: *Opuntia streptacantha*, *O. leucotricha*, *Myrtillocactus geometrizans* (Rzedowski, 1961). Un estrato arbustivo más bajo (0.4 a 1 m) cubre por lo general 20 a 40% de la superficie, siendo *Mimosa biuncifera* su componente más importante desde el punto de vista cuantitativo, aunque la abundancia de esta especie es indicadora de disturbio (Rzedowski, 1961). Las **Figuras 9 y 10** muestran ejemplos de vegetación del matorral crasicaule presente en el área de estudio.

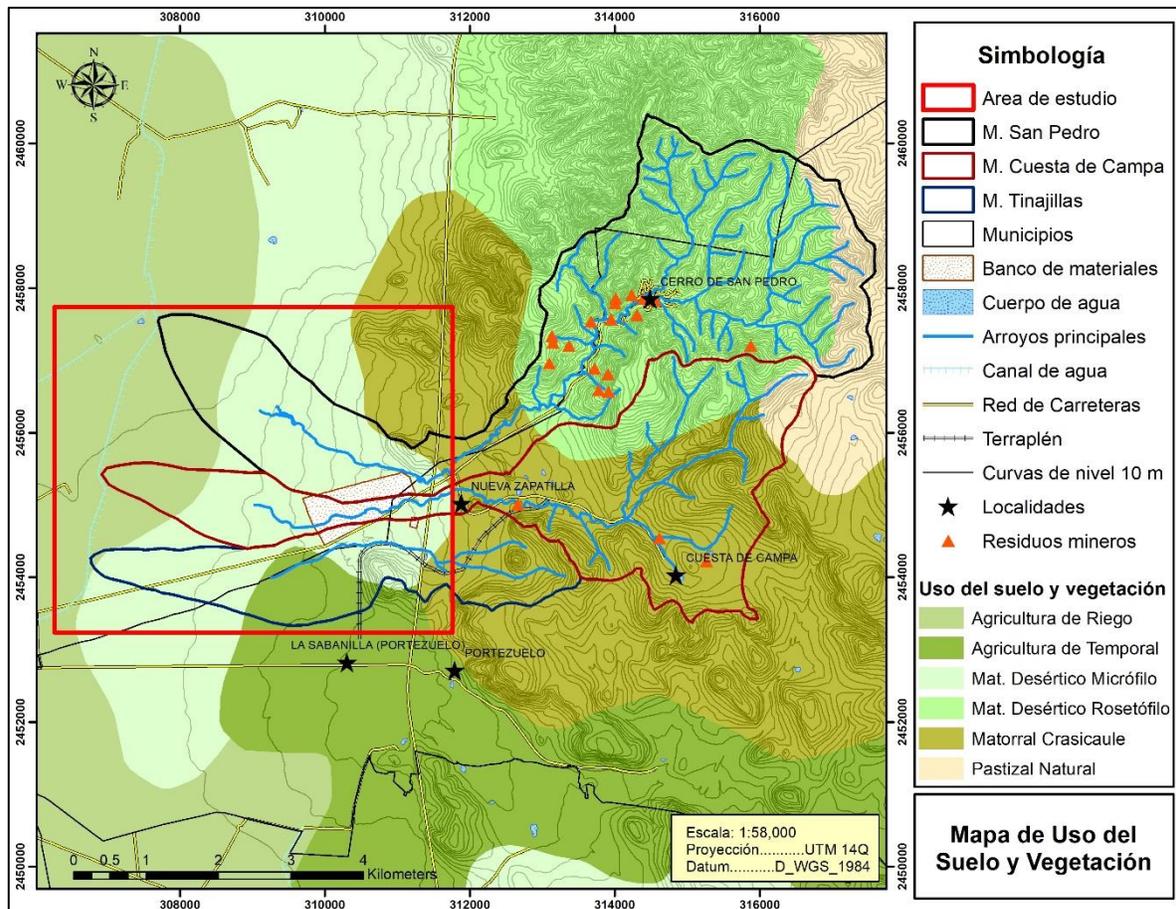


Figura 8. Mapa de Uso de Suelo y Vegetación (INEGI, 2013).



Figura 9. Aspecto del matorral crasicaule (*Myrtillocactus geometrizans* o garambullo, *Larrea tridentata* o gobernadora).



Figura 10. Ejemplificación del *Opuntia streptacantha* o nopal común.

El matorral desértico micrófilo se distingue por la predominancia de elementos arbustivos de hoja o foliolo pequeño y es propio de los terrenos planos y partes inferiores de los cerros. Algunas características fisionómicas de este tipo de vegetación son que es un matorral abierto de 0.5 a 1.2 m de altura, compuesto por una sola especie dominante y muchas veces sin la intervención de otras especies arbustivas. Los arbustos no cubren sino del 5 al 25% de la superficie y las plantas herbáceas son escasas (Rzedowski, 1961). El estrato dominante es el arbóreo, de 2 a 3 m de alto. Si la especie más abundante en él es *Prosopis leavigata*, se trata de un mezquital. El estrato arbustivo, de 0.4 a 1.5 m de alto, incluye casi siempre a *Larrea divaricata*, y con frecuencia a *Flourensia cernua* como



dominantes. Varias especies de líquenes viven epifíticamente sobre las ramas de muchos arbustos (Rzedowski, 1961). Las **Figuras 11** y **12** muestran ejemplos de vegetación del matorral desértico micrófilo presente en el área de estudio.



Figura 11. Aspecto del matorral desértico micrófilo (*Acacia farnesiana* o huizache; *Prosopis laevigata* o mezquite).



Figura 12. Ejemplificación de *Prosopis laevigata* o mezquite.



2.1.6. Hidrografía e Hidrogeología

2.1.6.1. Hidrografía Superficial

El área de estudio se encuentra dentro de la Región Hidrográfica No. 37, correspondiente a El Salado, dentro de la cuenca Presa San José-Los Pilares y otras (G), subcuenca Presa San José (b), cuya denominación general es RH37Gb (INEGI, 2002).

El área de estudio corresponde a la zona de descarga de tres microcuencas: San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (**Figura 13**), son microcuencas de tipo arreicas, se caracterizan por presentar un drenaje superficial que se infiltra antes de encontrar un cuerpo colector (Cotler et al., 2007). Dentro de los parámetros generales, la microcuenca San Pedro tiene un perímetro de 29.1 km, un área de 18.7 km², la longitud del cauce es de 12 km, es una microcuenca de 4^{to} orden. En el caso de la microcuenca Cuesta de Campa, el perímetro es de 26.1 km; tiene un área de 12.6 km²; la longitud del cauce es de 8.8 km; tiene un orden de corriente de 3^{er} orden. Por último, la microcuenca Tinajillas posee un perímetro de 15.3 km, un área de 6.2 km², la longitud del cauce es de 4 km, y el orden de corriente es de 2^{do} orden. Este último parámetro indica que la microcuenca San Pedro presenta el mayor grado de ramificación, y por lo tanto será la más rápida en conducir el agua desde cualquier punto de la microcuenca hacia el punto de salida (Rodríguez, 2014). Cabe resaltar que los escurrimientos de estas tres microcuencas son intermitentes, y los cuerpos de agua que se localizan en el área de estudio no son naturales, debido a la escasez de agua en el sitio.

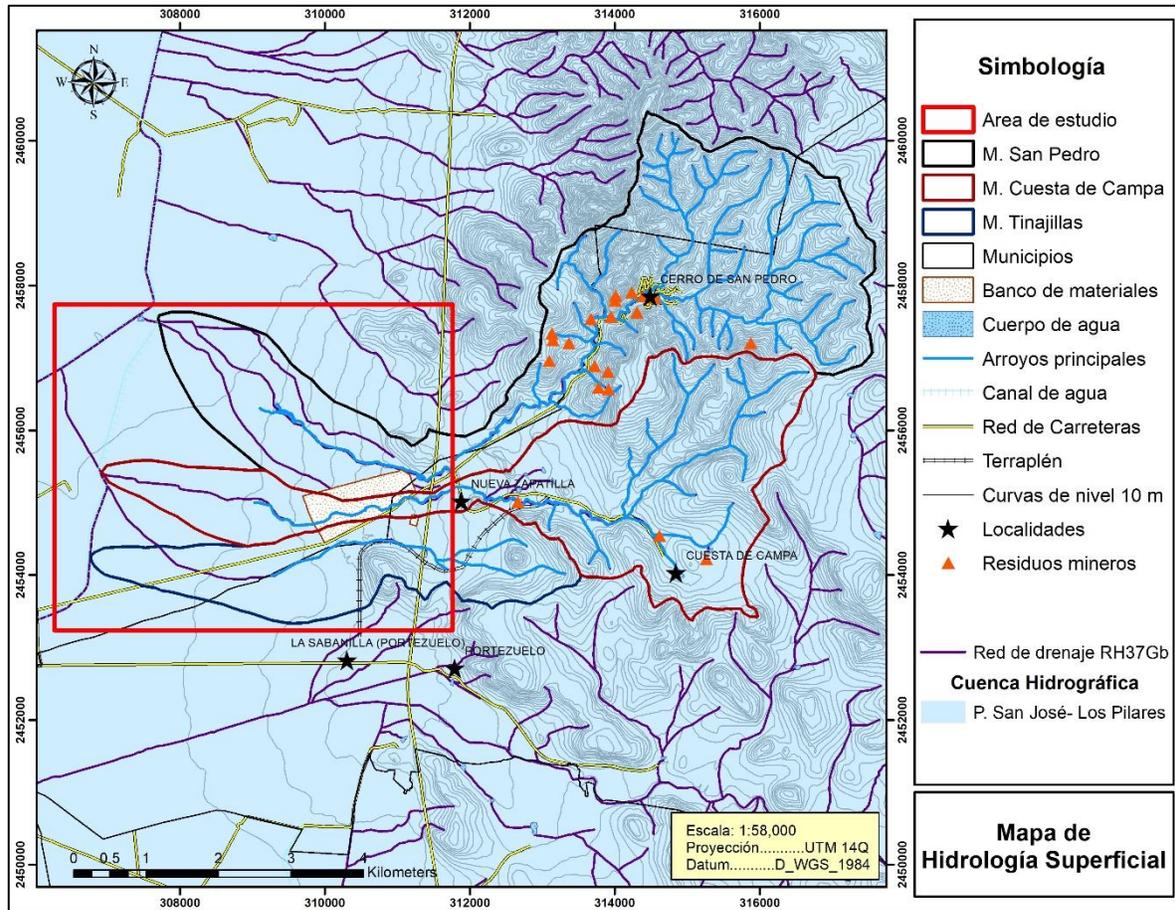


Figura 13. Ubicación de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (INEGI, 2013).

2.1.6.2. Hidrogeología Subterránea

El valle de San Luis Potosí se localiza en la porción suroccidental del estado, y es limitado hacia sus flancos por las sierras de Álvarez y San Miguelito, ubicándose geográficamente entre las coordenadas siguientes: 22° 02' y 22° 23' de latitud norte y 100° 47' a 101° 02' de longitud oeste (INEGI, 2002).

En esta zona se ha identificado la presencia de dos acuíferos principales, un acuífero somero o granular, y un acuífero profundo o volcánico fracturado (Cardona-Benavides, 1990; Carrillo-Rivera et al., 1992; Carrillo-Rivera et al., 1996) separados por un estrato de arena fina compacta de baja conductividad hidráulica. Además, se ha propuesto la existencia de un tercer acuífero colgado que forma parte del acuífero granular (López-Álvarez et al., 2013). Del suministro de este sistema de acuíferos dependen en un 95%, los municipios de San Luis Potosí, Soledad de Graciano Sánchez, Mexquitic de Carmona, Cerro de San Pedro y Zaragoza.



El acuífero colgado es muy superficial, tiene una profundidad de apenas 40 metros aproximadamente (COTAS y CONAGUA, 2005). Es un estrato de baja conductividad hidráulica, se recarga a partir de la precipitación en el valle y su comportamiento es muy dinámico. Tiene recarga inducida de tipo difusa (ocasionalmente por la fuga de agua potable y drenaje) y por retornos de riego. (López-Álvarez et al., 2013). Debido a la poca profundidad a la que se encuentra, se ha detectado la presencia de contaminación en el agua subterránea por metales, contaminantes orgánicos, inorgánicos y bacteriológicos (Carrillo-Rivera y Armienta, 1989; Carrillo-Rivera et al., 2008; Moran-Ramírez, 2010; IPICYT, 2010). El material que compone este acuífero tiene variaciones texturales, de tal manera que hacia la Sierra de San Miguelito predominan conglomerados inmersos en una matriz areno arcillosa y hacia el Noreste del valle este material se adelgaza y predominan limos y arenas. La dirección de flujo del acuífero colgado va de Suroeste a Noreste (López-Álvarez et al., 2013).

El acuífero somero o granular ha sido el más explotado; se caracteriza por una gran heterogeneidad y anisotropía, que da lugar a variaciones locales en su funcionamiento. Abarca una superficie de 165 km², constituida por sedimentos granulares de origen aluvial, con un espesor medio de 20 metros; los niveles piezométricos se encuentran a profundidades entre los 5 y 40 metros, hallándose los más superficiales en la zona urbana y al Suroeste de la Delegación de Pozos, incrementándose hacia el Este, hasta alcanzar la profundidad máxima en la porción Noreste. La base de esta unidad consiste en un estrato continuo de sedimentos con alto contenido arcilloso (acuitardo). Esta unidad recibe una recarga natural por infiltración de los escurrimientos que descienden de la sierra de San Miguelito, al Oeste y Suroeste, así como una fracción de la precipitación en toda su superficie. La recarga a la unidad somera se ha incrementado por los aportes de retornos de riego y pérdidas en las redes de agua potable y alcantarillado. De forma natural ocurre un drenado de esta unidad somera, por percolación continua a través del estrato arcilloso, hacia la unidad profunda (DOF, 2010).

Por último, el acuífero profundo es de composición mixta, cuya parte superior está formada por material aluvial cuyo espesor va de 100 a 200 m; y su porción más profunda está constituida por rocas ígneas que presentan una topografía sepultada muy compleja; su base está formada también por rocas ígneas impermeables (DOF, 2010). Este acuífero es de tipo confinado en la mayor parte de la porción plana del Valle de San Luis Potosí. Está formado por roca volcánica fracturada, tiene una distribución irregular debido a un



sistema de fosas y pilares en el valle (López-Álvarez et al., 2013). El espesor medio saturado de esta unidad se estima de 300 m; funciona como libre y en algunas zonas como semiconfinado y confinado. La recarga de esta unidad ocurre por infiltración del agua de lluvia en las rocas ígneas que conforman su frontera occidental, así como la infiltración del agua que proviene del sistema somero (DOF, 2010).

En 1972, ambos acuíferos, el somero y el profundo, se consideraban en equilibrio, sin embargo, en la actualidad el sistema de acuíferos se encuentra sobreexplotado. La disponibilidad media anual de agua subterránea del acuífero de San Luis Potosí actualizada hasta el año 2014 en el Registro Público de Derechos de Agua es de -75.3169 millones de m³/año, debido a que el volumen anual de agua subterránea concesionado supera al volumen de recarga anual, indicando que no existe volumen disponible para nuevas concesiones en la unidad hidrogeológica, denominada acuífero San Luis Potosí, en el estado de San Luis Potosí (CONAGUA, 2015).

Se estima que la extracción del acuífero (superior y profundo) asciende a los 125.6 millones de m³ al año, aproximadamente, y se encuentra distribuida para diferentes usos. El 67% del agua extraída se destina al abasto poblacional, seguido en orden de importancia el uso agrícola (19%), el industrial (casi 8%), servicios (4.5%) y finalmente los usos pecuario y doméstico abrevadero que en conjunto apenas representan el 1.2%. Es notable, que el 96% del volumen total es aportado por el acuífero inferior, y solo un 4% proviene del acuífero superior (CONAGUA, 2015).

Se ha detectado presencia de contaminantes en el agua subterránea como As, F, Li, Ni, Pb, Zn, NO₃⁻, SO₄⁻², entre otros; y una vez que estos se depositan pueden ser afectados por el dinamismo del nivel freático del acuífero colgado, el cual es de poca profundidad, la carga contaminante puede ser transportada por el flujo subterráneo que va de SO a NE (COTAS y CONAGUA, 2005; IPICYT, 2010), de tal manera que pueden encontrarse anomalías en áreas diferentes a su sitio de origen (López-Álvarez et al., 2013).



2.2. Antecedentes históricos de la actividad minera

La minería fue la actividad económica más importante de la Nueva España y promotora de otras como la agricultura (Montoya, 2009). El descubrimiento de nuevas menas de diferentes materiales era esencial para el desarrollo de un pueblo, y el caso de Cerro de San Pedro, no era la excepción. El 4 de marzo de 1592, se descubrieron diversas menas de plata y oro, esto constituyó el catalizador primordial para la fundación de las Minas de San Luis o Cerro del Señor San Pedro del Potosí (Ruíz, 2009). Lo que hizo necesario organizar el espacio y los recursos naturales para dar cabida a los pobladores que orientaron sus pasos hacia aquellas latitudes (Montoya, 2009).

Las rocas calizas alberga a los yacimientos de oro y plata, de los cuales el oro fue encontrado asociado con hematita (Fe_2O_3), mientras que la plata fue predominantemente encontrada acompañada con plomo o en forma de cloruro (Montoya, 2009; Laird, 1905). Aunque en varios casos, la plata se encontraba mezclada con oro, por lo que el mineral no sólo mostraba alta pureza, sino que también constituía una forma de obtener mayores ganancias, al poder diezmarse de manera conjunta. Sin embargo, estos minerales no fueron los únicos que se extrajeron de estas minas, años posteriores a su descubrimiento, se obtuvieron otros metales como el manganeso, mercurio, cobre y plomo, este último se encontraba principalmente en forma de carbonato (Laird, 1905).

La explotación minera y el beneficio de metales crecieron enormemente, desarrollándose dos entidades productivas: las minas y las haciendas de beneficio (Salazar, 2000). Las haciendas de beneficio fueron creadas como resultado de la escasez del agua en el lugar, tanto para los pobladores y animales, como para el beneficio del metal. Esta condición, obligó a crear asentamientos y haciendas de beneficio fuera del real de minas, creándose nuevas localidades entre ellas se encontraba el pueblo de San Luis de Mezquitique o Real de San Luis Minas del Potosí (Salazar, 2000). Este poseía agua en abundancia, ya que se tenían las aguas del Río Santiago, y al Norte se localizaban varios ojos de agua que se alimentaban de los escurrimientos de la Sierra de San Miguelito, por lo que lo hacía un lugar propicio para ubicar una hacienda de beneficio. No obstante, el recurso del agua no era el único insumo necesario para llevar a cabo el beneficio del mineral, también era indispensable requerir de grandes cantidades de leña y carbón para la combustión del mismo, y así obtener un metal puro. El principal método de beneficio de los metales de San Pedro fue el de fundición o también llamado “por fuego”, que era el



procedimiento alternativo al de amalgamación utilizado primordialmente en Zacatecas y Guanajuato (Montoya, 2009).

Las actividades iniciales de minado comenzaron con los españoles en 1592 con el descubrimiento del afloramiento de tipo bonanza de la mineralización de Au-Ag que ocurren en una serie de calizas alojadas en brechas, venas, chimeneas y mantos (Petersen, 2001). Para 1663, comenzó la decadencia de la industria con la excavación de varias minas subterráneas, lo cual desencadenó un incendio en una de ellas resultando en el colapso de uno de los principales rebajes del distrito (Laird, 1905). La producción record de este periodo fue decadente, y se estima que fue aproximadamente 1.5 a 2 Moz de mineral rico en Au de alta calidad que fue minado por los españoles (Petersen et al., 2001). Después del incidente de 1663, se continuó con una producción intermitente a pequeña escala por los próximos 200 años (Petersen et al., 2001).

El segundo periodo significativo de la actividad minera comenzó en 1870 con la llegada de la compañía Minera La Victoria y Anexas (Laird, 1905). En este periodo se operó una mina subterránea en donde se desarrolló una mineralización de alto grado de oro y plata asociada con óxidos de hierro cerca de la superficie, de pirita a mayor profundidad, y de sulfuros de plomo-zinc, y cobre localizada a lo largo del muro inferior de contacto entre el pórfido y la piedra caliza (Petersen et al., 2001). De excavaciones cercanas a la superficie se comenzaron a extraer dos clases de minerales: hematita (Fe_2O_3) alta en Au y baja en Ag y Pb; carbonatos y sílex residual bajo en Au, alto en Ag y con 25% de Pb (Laird, 1905). Mientras que, en excavaciones a mayor profundidad, se observaba la presencia de un pórfido en contacto con una pared de piedra caliza, en donde se encontró una cantidad significativa de mineralización diseminada de Au-Ag con una capa superior de óxido y con una zona inferior de sulfuro (Petersen et al., 2001).

Entre el periodo de 1870 y 1925, Laird (1905) reporta que se explotó el socavón Victoria, poseía minerales altamente silíceos, que presentaban porcentajes del 25 al 30% de calizas, lo cual no era inusual. La compañía El Barreno y anexas operaba explotando la parte superficial de los yacimientos, que poseían altos contenidos en Au y bajos en Ag y Pb. Conforme, la profundidad se iba incrementando los valores de Au iban disminuyendo, mientras que la Ag iba aumentando, a la par que el Pb, hasta que este lograra alcanzar porcentajes de hasta el 5%. Además, existían trazas de carbonato de cobre que se extraían en pequeñas cantidades, así como algunos sulfuros metálicos entre los cuales estaban la calcopirita ($CuFeS_2$), galena (PbS), pirita (FeS_2), y esfalerita (ZnS); sin embargo se



encontraban en cantidades muy reducidas las cuales no eran económicamente rentables (Laird, 1905).

En 1925 la Compañía Minera ASARCO (American Smelting and Refining Company) tomó posesión de la propiedad y comenzó la construcción de un pozo de 500 m de profundidad en la parte sur del distrito en donde se encuentra una mineralización de Ag-Pb-Zn ± Cu, y asociada a una mineralización de oro ocurre una serie de cuerpos minerales de sulfuros de semi-masivos a masivos localizados a lo largo de la zona superior de contacto entre la piedra caliza y el pórfido (Petersen et al., 2001). Para 1930, la producción a gran escala de estos cuerpos minerales estaba en marcha y continuó ininterrumpidamente hasta 1948 cuando las operaciones fueron oficialmente suspendidas debido a severos factores incluyendo los costos elevados de bombeo, un incendio en una mina, y un irremediable conflicto laboral. La producción total de ASARCO entre 1925 y 1948 fue de 2.1 Mt de mineral de sulfuro clasificado en 3.3 g/t de Au, 282 g/t de Ag, 4.6 % de Pb, 8.3 % de Zn y 1.9 % de Cu y aproximadamente 1 Mt del flujo directo de los minerales de la caliza clasificado en 1.8 g/t de Au y 60 g/t de Ag (Petersen et al., 2001).

Las últimas operaciones minero-metalúrgicas que existieron en el sitio antes del inicio de operaciones de Minera San Xavier, finalizaron en 1998 y consistieron en tres plantas de cianuración operadas a nivel artesanal (MSX, 2010). Entre 1995 y 1999 Minera San Xavier (MSX) tomó posesión y se comenzó con el aprovechamiento de un yacimiento mineral con valores de oro y plata, mediante la explotación a tajo abierto, el beneficio a través de un proceso de lixiviación estática (cianuración por montones) y su recuperación a través de una planta tipo Merrill-Crowe. Para septiembre de 2007, se inició con las operaciones para la extracción del mineral de Au y Ag (MSX, 2010). En poco más de 400 años, la producción del distrito San Pedro fue y ha sido principalmente del aprovechamiento de los cuerpos de mineral de grado de bonanza que se producen en la pared colgante de piedra caliza. Estos cuerpos de mineral se estimaba que tenían un aprovechamiento aproximado de 2 Moz Au y 20 Moz de Ag (Petersen et al., 2001).

Adicionalmente a las actividades de explotación de los yacimientos de Au y Ag, en la región se ha realizado el minado de materiales pétreos como riolita, caliza, grava, arena, basalto, material volcánico y conglomerados, en su mayoría materiales utilizados para la construcción (SCT, 2016). En los límites entre Soledad de Graciano Sánchez y Cerro de San Pedro, dentro del área de estudio, se encuentra la empresa Triturados Pétreos de San Luis, empresa que explota y tritura principalmente grava y arena para la construcción.



3. METODOLOGÍA PARA LA DETERMINACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y DE LOS NIVELES TOTALES Y MÓVILES DE PLOMO Y ARSÉNICO EN SUELO.

3.1. Muestreo

3.1.1. Suelo superficial y profundo

Para llevar a cabo la caracterización del sitio y evaluar la posible contribución de la contaminación del suelo hacia las aguas superficiales y profundas, se analizó el aporte proporcionado por las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas, que desembocan en el abanico aluvial y que delimitan el aporte proveniente del Distrito Minero Cerro de San Pedro. A partir del límite marcado por las microcuencas, se diseñó un muestreo de suelo en el área del abanico aluvial, realizando un muestreo de tipo exploratorio que constó de dos fases: a) de un muestreo superficial (0 a 5 cm de profundidad), y b) de un muestreo vertical (1 m de profundidad). Con el fin de establecer el grado vertical de contaminación, las muestras verticales fueron divididas en 5 diferentes profundidades. En base al objetivo del proyecto, se diseñaron tres tipos de muestreo de suelo: 1) Sistemático por transectos, 2) Sistemático por malla, y 3) Simple aleatorio.

El primer muestreo tiene como objeto encontrar la relación direccional de la posible contaminación por Pb y As en suelo, debido a la influencia de los ríos principales desde la parte alta del área de estudio hasta la zona de descarga. Kim et al. (2012) mencionan que mediante la recopilación de muestras adyacentes, en este caso al arroyo principal, las diferencias en la concentración de los contaminantes y las tendencias en el transporte fluvial de los mismos, podrían ser evaluados en cada punto de los transectos paralelos calculando la relación entre concentraciones; esto tendrá como resultado un panorama del comportamiento de los contaminantes en el suelo adyacente a los cauces de los ríos.

El segundo tipo de muestreo busca comprender en su totalidad el área de influencia de los arroyos principales, con el propósito de evaluar los patrones de dispersión de Pb y As en el suelo superficial del área de estudio y adicionalmente, busca estudiar la distribución vertical de los contaminantes, en las diferentes secciones verticales del suelo.

Por último, el tercer tipo de muestreo busca evaluar de una forma complementaria la distribución vertical de los contaminantes, abarcando la zona intermedia entre los transectos.



3.1.1.1. Muestreo sistemático por transectos

El muestreo sistemático por transectos constó de tres transectos identificados como: A', B' y C', orientados según las curvas de nivel, manteniendo una misma elevación para cada transecto. Los límites latitudinales de este muestreo fueron los puntos de descarga final de los tres arroyos principales, y los límites longitudinales fueron los parteaguas de las microcuencas San Pedro y Tinajillas.

Los transectos se distribuyeron en la zona alta, media y baja de los escurrimientos en el área del abanico aluvial, espaciados entre ellos aproximadamente cada kilómetro (Figura 14). Con este arreglo se buscó observar la distribución espacial de los contaminantes, tanto en dirección horizontal siguiendo la línea del transecto, como en la dirección vertical de transecto a transecto.

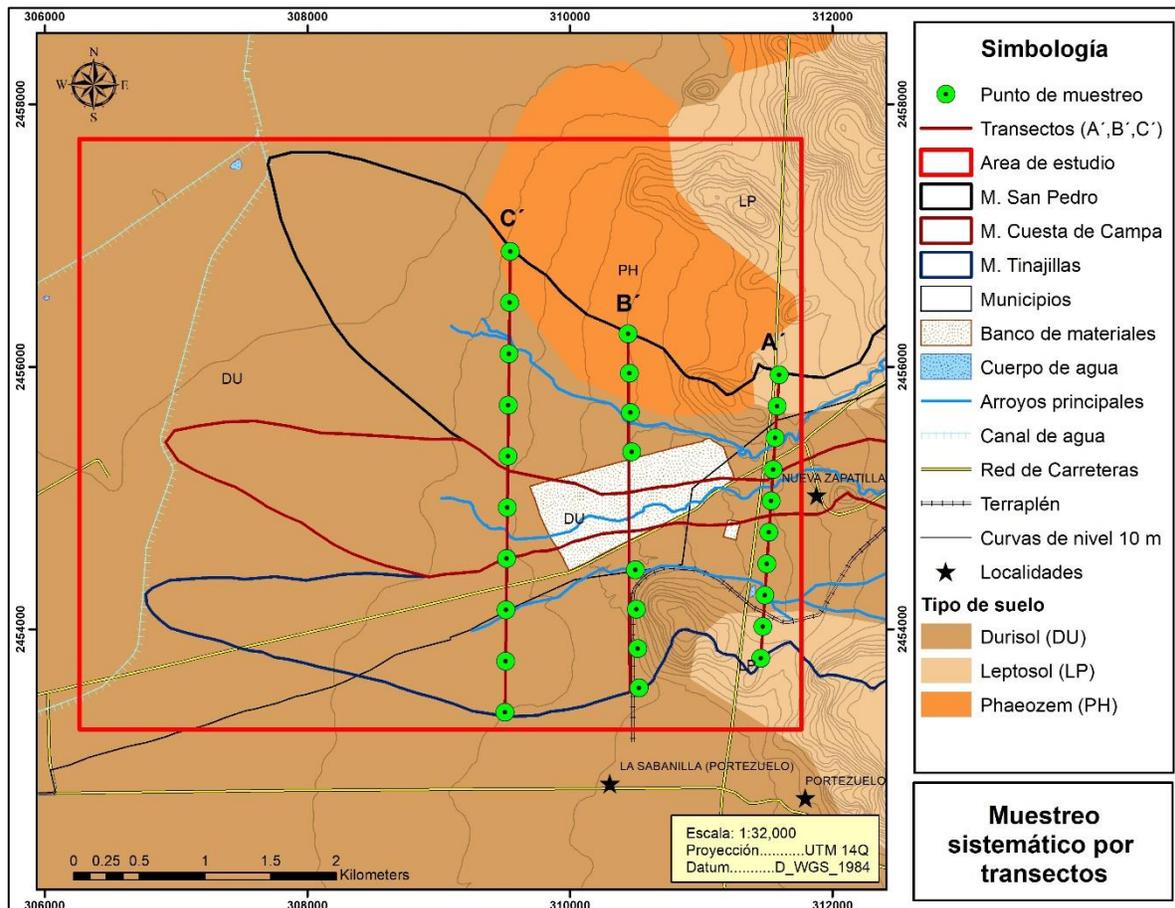


Figura 14. Diseño de muestreo sistemático por transectos.



Cada transecto estuvo constituido por 10 puntos potenciales de muestreo de suelo superficial, espaciados entre sí, dependiendo de la longitud de cada uno de ellos; es decir, para el A´ se recolectó una muestra cada 250 m, para el B´ cada 300 m, y para el C´ cada 380 m, sumando un total de 30 muestras de suelo superficial.

3.1.1.2. Muestreo aleatorio simple

Adicionalmente, para poder evaluar la distribución vertical de contaminantes en suelo, se realizó un muestreo simple aleatorio de suelo vertical en el área de los transectos para comparar con los resultados obtenidos del muestreo sistemático por transectos y así posteriormente evaluar si existe una potencial migración de contaminantes. Para establecer el grado vertical de contaminación, las muestras deben ser recolectadas de dos o más diferentes profundidades para cada sitio de muestreo: en la superficie o a diferentes profundidades (EPA, 1995).

Este muestreo constó de 15 potenciales puntos de muestreo constituidos por 1 m de suelo, donde cada punto fue dividido en 5 secciones de 20 cm cada una, lo que representó un total de 75 muestras de suelo (**Figura 15**). El objetivo de dividir la muestra en secciones fue evaluar la movilidad vertical de los contaminantes para predecir la potencial contaminación a los recursos hídricos.

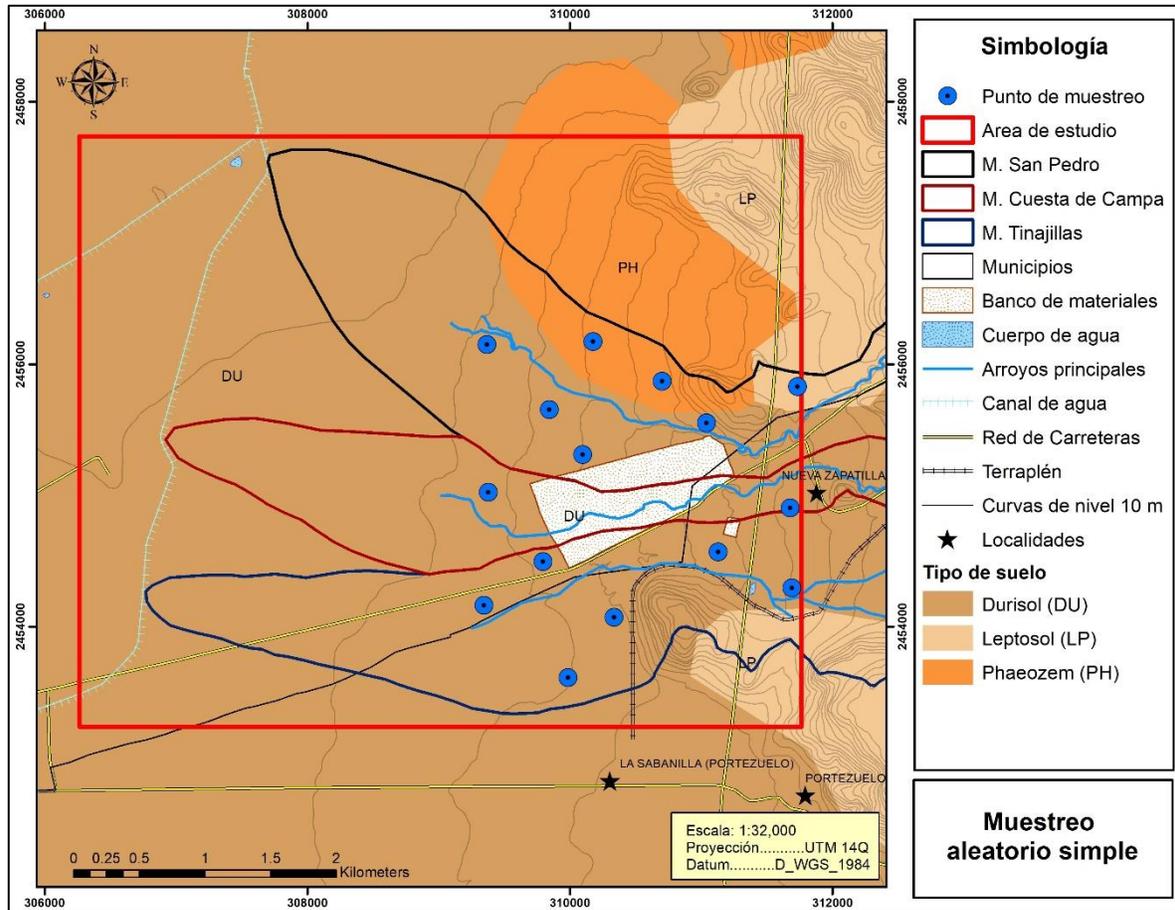


Figura 15. Diseño de muestreo aleatorio simple.

3.1.1.3. Muestreo sistemático por malla

El muestreo sistemático por malla se realizó por medio de una cuadrícula sobrepuesta en toda la superficie del área de estudio, y el tamaño de cada celda fue determinado en función de su objetivo, el cual fue observar la distribución espacial del Pb y As en el suelo superficial del área de estudio, así como su distribución vertical en los núcleos de suelo.

Esta cuadrícula constó de una malla rectangular compuesta por 99 celdas cuadradas de 500 m x 500 m, cubriendo un área total de 24.75 km² (5, 500 m x 4, 500 m), la cual comprendió la zona de descarga e influencia de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas, estuvo constituido por muestras de suelo superficial y vertical, en donde los potenciales puntos de muestreo se ubicaron de forma sistemática en tresbolillo (**Figura 16**). El total de potenciales puntos de muestreo en la malla fueron 50, de los cuales 45 fueron potenciales puntos para suelo superficial y 5 para suelo vertical. Los potenciales



puntos de muestreo para suelo vertical se tomaron sistemáticamente cada 10 celdas. La muestra de suelo vertical de estos cinco puntos fue dividida en 5 secciones de 20 cm, para tener un total de 25 muestras.

Este diseño por malla estuvo constituido por 45 muestras de suelo superficial y 25 de suelo superficial, dando un total de 70 muestras.

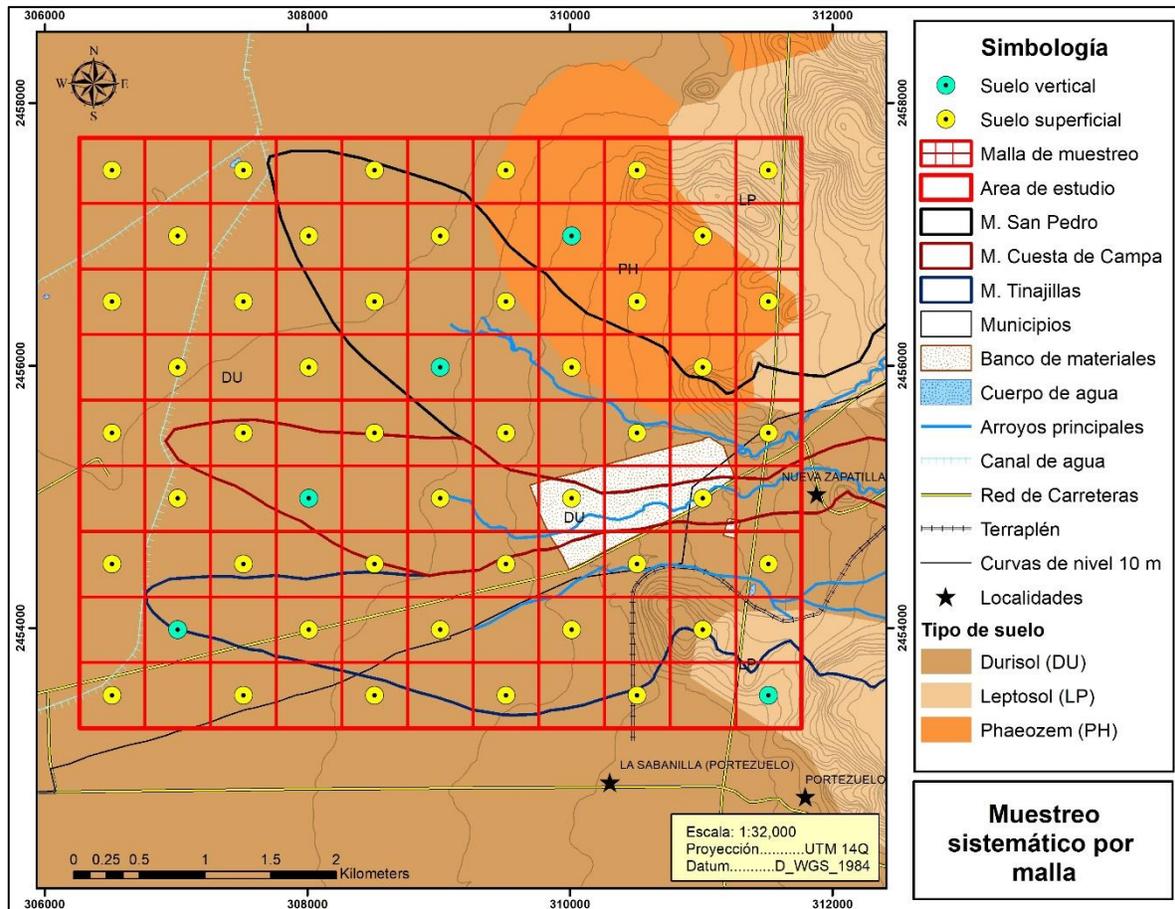


Figura 16. Diseño de muestreo sistemático por malla.

El muestreo de suelo superficial inició con la ubicación del punto de muestreo lo más próximo al centro de la celda correspondiente, con el fin de disminuir el error en el muestreo. Posteriormente se trazó sobre el suelo natural un cuadrado de 1 m² (Figura 17), del cual se obtuvieron los primeros 5 cm de suelo superficial con la ayuda de un cucharón de acero inoxidable.

El suelo superficial obtenido en cada punto de muestreo fue tamizado utilizando una criba de acero inoxidable de malla 10 de la serie Tyler (2 mm) hasta obtener aproximadamente 1 kg de muestra de suelo (Figura 18). Las muestras se colocaron en



bolsas de polietileno selladas con cinta adhesiva, fueron etiquetadas para su identificación después de su llenado y trasladadas para su posterior análisis. Una vez obtenida la muestra se registró la ubicación geográfica de cada punto de muestreo, utilizando un GPS marca Garmin modelo eTrex, y a su vez fueron registradas las observaciones y características del sitio de muestreo, entre ellas el tipo de suelo y vegetación, uso de suelo, condiciones meteorológicas al momento de la toma de la muestra.

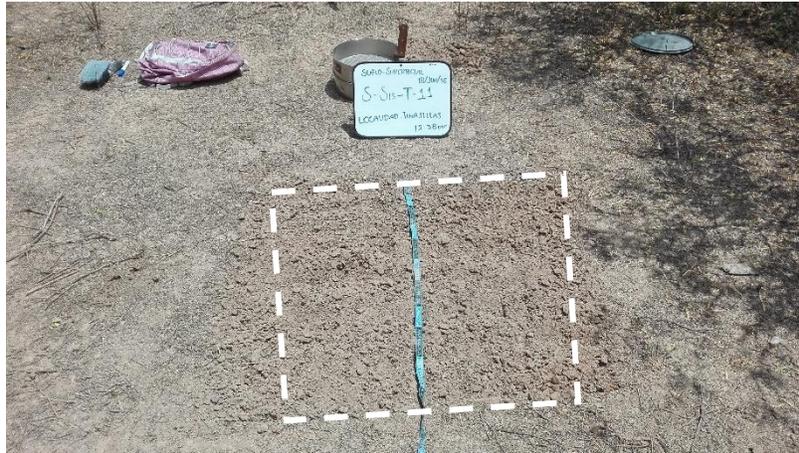


Figura 17. Trazado de un cuadrado de 1 m² en la superficie del suelo.



Figura 18. Homogenización, cuarteo, tamizado y colecta de muestra en campo.

Las muestras de suelo vertical se tomaron por medio de núcleos de suelo de 1 m de profundidad mediante el uso de una barra acanalada de acero inoxidable (**Figura 19**). Cada núcleo se dividió en 5 secciones del suelo (0 a 20, 20 a 40, 40 a 60, 60 a 80 y 80 a 100 cm)



(Figura 20). Las muestras se colocaron en bolsas de polietileno con su respectiva etiqueta de identificación, se trasladaron y almacenaron para su posterior análisis. Una vez obtenida la muestra se registró la ubicación geográfica de cada punto de muestreo, utilizando un GPS marca Garmin modelo eTrex, así como a su vez fueron registradas las observaciones y características del sitio de muestreo.



Figura 19. Obtención de la muestra de suelo vertical a 1 m de profundidad.



Figura 20. División de la muestra de suelo vertical en secciones.



3.2. Preparación de muestras

Todas las muestras de suelo superficial y vertical que se obtuvieron fueron secadas a temperatura ambiente por 72 h, en un cuarto sin corrientes de aire. Una vez que las muestras se encontraron secas, se procedió a tamizar aquellas que en el momento de su recolección no fueron tamizadas por las condiciones climáticas o del terreno, utilizando una criba de acero inoxidable de malla 10 de la serie Tyler (2 mm). El volumen total de cada muestra se redujo por medio del método de cuarteo y manteo hasta obtener una cantidad aproximada de 100 g de muestra.

A continuación, cada muestra se sometió a un proceso de digestión en medio ácido, utilizando un horno de microondas marca CEM modelo MARS 6. Para llevar a cabo este proceso, se necesitó de 0.5 g de muestra bien homogeneizada, a la cual se le agregaron 10 mL de HNO₃ concentrado. La digestión se llevó a cabo durante 35 min en un sistema cerrado. Posteriormente, el extracto resultante se filtró utilizando papel filtro Whatman con apertura de poro de 11 µm y se aforó a un volumen conocido. Una vez concluido el proceso de digestión, las muestras digeridas se mantuvieron en refrigeración a 4 °C hasta su análisis. Este método de digestión de suelo es equivalente al método EPA-3051a, para la determinación total recuperable de metales y metaloides a partir de matrices sólidas (USEPA ,2007).

Como control de calidad, todo el material utilizado para la preparación de muestras y la determinación de metales, fue previamente lavado con Extran al 10% y enjuagado con agua corriente, a continuación se le dio un segundo tratamiento al ser sumergido por al menos 3 h, en una solución de HNO₃ al 10%, pasado el tiempo el material es extraído del ácido y enjuagado repetidas veces con agua desionizada, para después ser escurrido y secado en su totalidad. Adicionalmente como control de calidad, por cada lote de 29 muestras se digirió y analizó un blanco y el material de referencia certificado (SRM, por sus siglas en inglés) al SRM-2710a Montana Soil, obtenido del Instituto Nacional de Ciencia y Tecnología (NIST, por sus siglas en inglés) de los Estados Unidos. Así mismo, por cada 10 muestras, se digirió y analizó un duplicado elegido al azar.



3.3. Determinación de las concentraciones totales recuperables de metales: Pb y As

Los elementos potencialmente tóxicos seleccionados para su cuantificación fueron el plomo y el arsénico, debido a su presencia significativa en las fuentes de contaminación presentes en el Distrito Minero Cerro de San Pedro que ha sido reportada en diversos estudios. Rodríguez (2011), estudió los pasivos ambientales de localidad Monte Caldera; Vázquez (2012) evaluó los depósitos de residuos Terrero Victoria; también se evaluó la calidad de los sedimentos y suelos rizosféricos del arroyo San Pedro por Ortega (2012), mientras que Pacheco (2014) evaluó los depósitos de residuos de la comunidad Planta del Carmen. En todos estos estudios de diversas matrices ambientales, se evidenciaron concentraciones de Pb y As superiores a los límites establecidos en la normativa ambiental.

Las muestras fueron analizadas para determinar la concentración total de plomo, mediante la técnica de Espectrometría de Absorción Atómica por Flama (Aspiración directa) utilizando un equipo marca PerkinElmer modelo AAnalyst 400, empleando una lámpara de cátodo hueco (C-HCL) de Pb a una longitud de onda de 261.42 nm. La concentración total de Arsénico fue determinada, mediante la técnica de Espectrometría de Absorción Atómica por Flama utilizando un equipo marca PerkinElmer modelo AAnalyst 400, empleando una lámpara de descarga sin electrodos (C-EDL) de As a una longitud de onda de 193.70 nm.

El método consiste en hacer que el elemento a analizar se disocie de sus enlaces químicos, y se coloque en un estado atómico neutro, no excitado y no ionizado, en un nivel energético bajo, por lo que es capaz de absorber radiación (García y García, 2006). Esta radiación absorbida se emplea en cambiar el estado de los electrones del átomo de su estado fundamental a uno excitado. Para lograr que el metal se encuentre en estado atómico se utiliza un atomizador con llama, que consiste en nebulizar una disolución de la muestra mediante un flujo de gas oxidante mezclado con gas combustible para transportarla a una llama donde se produce la atomización. Una vez que el analito está atomizado en la llama, se hace pasar por ella el haz de radiación proveniente de la lámpara de cátodo hueco o descarga sin electrodos del elemento a medir y se mide la fracción de energía absorbida por la muestra (Skoog et al., 2008). Los átomos en fase de vapor absorben radiaciones energéticas correspondientes a sus líneas de resonancia, en cantidades proporcionales a su concentración (Hernández y González, 2002).

La lámpara de cátodo hueco consta de un ánodo de tungsteno y un cátodo cilíndrico sellado en un tubo de vidrio lleno con gas neón a una presión de 1 a 5 torr. El cátodo está



construido del metal, cuyo espectro se desea obtener, o sirve para soportar una capa de ese metal, y de una lámpara de descarga sin electrodos se construye de un tubo de cuarzo sellado que contiene unos cuantos torr de gas inerte como el argón y una pequeña cantidad del metal cuyo espectro es de interés. La lámpara no contiene electrodo, pero en cambio es energizada por un campo intenso de radiación de radiofrecuencia o microondas (Skoog et al. 2008).

Las condiciones que se deben mantener para poder llevar a cabo la medición de forma idónea en el caso del plomo son: mantener la energía de la lámpara en 62 mV, una corriente de 10 mA, y la relación de flujo gas acetileno y aire en 2.82/10 L/min, la flama debe ser color naranja. Para el arsénico es necesario mantener la energía de la lámpara en 67 mV, una corriente de 400 mA, con una relación de gas acetileno y aire de 3.3/10 L/min, el color de la flama debe ser naranja-rojizo. Es importante mencionar que para poder cuantificar el arsénico en cantidades muy pequeñas es necesario utilizar el quemador indicado para concentraciones traza de As. Antes de comenzar con la medición y el encendido de la flama es importante corroborar la alineación de la lámpara con el quemador.

3.3.1. Control de calidad

En la **Figura 21** se muestra la curva de calibración utilizada para la cuantificación del Pb en donde se utilizaron 4 estándares con concentraciones conocidas de plomo de 50, 100, 150 y 200 mg/L. Mientras que en la **Figura 22** se muestra la curva de calibración utilizada para cuantificar As en las muestras de suelo, en donde se utilizaron estándares de As de 1, 5, 10, 15, 20 y 25 mg/L.

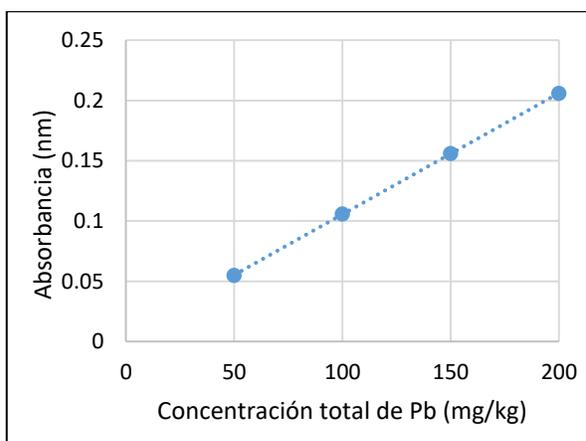


Figura 21. Curva de calibración de Pb.

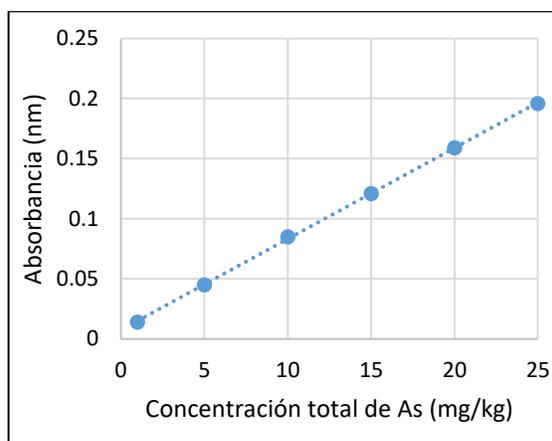


Figura 22. Curva de calibración de As.



3.4. Determinación de pH y conductividad de suelo superficial y vertical

El grado de acidez o alcalinidad de los suelos fue determinado a través de la medición del pH de cada muestra de suelo, y la cantidad de sales solubles presentes en un suelo saturado con agua se determinó mediante la lectura de la conductividad eléctrica del suelo superficial y vertical de acuerdo al método ASTM D 4972-95. La medición se realizó en el sobrenadante del suelo formado al suspender 10 g de muestra de suelo en 10 mL de agua desionizada, con ayuda de un equipo portátil CONDUCTRONIC modelo PC18, que mide pH, CE y temperatura.

3.5. Movilidad química de Pb y As en suelo

Se seleccionaron 10 muestras de suelo superficial y para realizar por duplicado la evaluación de la movilidad de Pb y As. La selección de las muestras estuvo en función de la ubicación, cercanía con los arroyos principales y nivel de concentración total de Pb y As. Se utilizó el método descrito en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 mediante la prueba de extracción de solubles con agua en equilibrio con CO₂, que corresponde al método ASTM D3987. Esta prueba consiste en la extracción de los EPT con una solución de agua desionizada ajustada con CO₂ a pH 5.5, que simula las condiciones de agua meteórica. La extracción se realizó utilizando 1 g de muestra con 20 ml de solución extractante en recipientes de polietileno cerrados, y se mantuvieron en agitación por 18 h, a una velocidad de agitación de 15 rpm. Al término de este tiempo las muestras agitadas se centrifugaron por 20 min a 3,000 rpm, a una temperatura de 18°C, en un equipo Centrifuge 5810 R marca eppendorf. Una vez centrifugadas, se filtró la porción líquida de cada muestra utilizando una membrana de acetato de celulosa de poro de 0.45 µm, y se colocaron en tubos de polipropileno. Posteriormente, se midió y registró el pH del extracto colectado y se mantuvieron en refrigeración a 4°C hasta el momento de su análisis.

El análisis de las muestras se realizó por medio de espectroscopía de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) en un equipo modelo Thermo X Series II, marca Thermo Scientific, con una curva de calibración de 0.01 ppb a 80 ppb de una solución estándar multielemental. La técnica del plasma acoplado inductivamente consiste en introducir gas argón (Ar) a través de una antorcha que consta de tres tubos concéntricos de cuarzo u otro material apropiado. Cuando el gas Ar fluye a través de la antorcha, se le aplica una chispa, que permite arrancar algunos electrones de los átomos de Ar. Estos electrones



son atrapados en un campo magnético y son acelerados, colisionando a su vez con otros átomos de argón, arrancando nuevos electrones. Esta ionización colisional del gas argón continúa como resultado de una reacción en cadena, convirtiendo el gas inicial en un plasma consistente en electrones, átomos e iones de argón que forman la descarga del ICP. La mayoría de las muestras se introducen como líquidos que se nebulizan formando un aerosol, una fina mezcla de gotas de muestra que es transportado hasta el centro del plasma por el flujo de argón de nebulización (Otero, 2009).

Un espectrómetro de masas es un instrumento que sirve para separar los iones según su relación masa/carga (m/z). Consiste en introducir una pequeña cantidad de muestra en la fuente de iones gaseosos, donde se produce su ionización mediante energía térmica o eléctrica o mediante bombardeo de electrones. El flujo de iones es acelerado en el analizador de masas, donde se separan según su relación m/z . El número de iones para una relación m/z determinada, se mide en el detector de iones, dando información cualitativa y cuantitativa sobre una muestra (Otero, 2009).

3.6. Identificación de fases minerales y especies químicas en suelo

3.6.1. Difracción de Rayos X

El análisis por Difracción de Rayos X (DRX) se realizó a 4 muestras de suelo superficial y 1 muestra de suelo vertical; que fueron seleccionadas por sus altos niveles de Pb y As. El procedimiento inició con el molido de las muestras en un mortero de agata hasta la obtención de un polvo fino, el cual se monta y compacta en un portamuestra de acrílico con ayuda de un portaobjetos de vidrio, teniendo cuidado de dejar la superficie lo más lisa posible para evitar orientaciones preferenciales. Una vez montada la muestra se introdujo en un difractómetro marca Bruker modelo D8 Advance Da Vinci. El análisis se realizó a una energía de 40 kV, y una corriente de 35 mA. El barrido de las muestras se realizó en el rango 4° a 90° con incrementos de 0.02° cada 0.3 segundos. La identificación de fases minerales cristalinas mayores se realizó contrastando el difractograma que se obtuvo de cada muestra contra la base de datos de patrones de difracción estándares de fases minerales puras que dispone el programa del mismo equipo.



3.6.2. Extracción secuencial selectiva

El material sólido se puede dividir en fracciones específicas que se pueden extraer de forma selectiva mediante el uso de reactivos apropiados. El uso de extracciones secuenciales suministra información detallada sobre el origen, el modo de ocurrencia, la disponibilidad biológica y físico-química, la movilización y el transporte de los metales traza (Tessier et al., 1979).

Se realizaron las extracciones en 6 o 7 fracciones, dependiendo del elemento a analizar, utilizando la metodología descrita por Ortega (2012), utilizando una cantidad de muestra de 0.5 g. Para el caso del Pb se utilizó la metodología de extracción secuencial selectiva para cationes (ESS1) que consta de las fracciones siguientes:

1.- *Fracción Soluble en agua*: La extracción de esta fracción provoca la liberación de los metales solubles en agua (Ortega, 2012). Se utilizó 0.5 g de muestra, se mantuvo en agitación con 8 mL de agua desionizada a pH de 5.5 por 20 min en un equipo rotatorio. Posteriormente, se centrifugó a 3000 rpm durante 20 min, se filtró el sobrenadante por medio de sifoneo y con un filtro de 0.45 μm . La solución filtrada se acidificó con HNO_3 al 37% y se aforó a 10 ml con agua desionizada.

2.- *Fracción Intercambiable catiónicamente*: Aquí se encuentran los metales fácilmente intercambiables, es decir, que no son adsorbidos específicamente. La liberación de metales ocurre por intercambio iónico al agregar soluciones salinas altamente diluidas (Ortega, 2012). Al residuo de la fracción anterior se le agregaron 8 mL de MgCl_2 (1M). Se mantuvo en agitación por 20 min a 3000 rpm, después se centrifugó, se sifoneó, y se filtró para recuperar el sobrenadante, se acidificó con HNO_3 y por último se aforó a 10 mL con agua desionizada.

3.- *Fracción ligada a Carbonatos*: Al residuo de la fracción 2 se agregaron 8 mL de CH_3COONa (1 M) ajustado el pH a 5 con CH_3COOH . Las muestras se agitaron por un periodo de 5 h a 3000 rpm, posteriormente se centrifugó, se sifoneó, y se filtró para recuperar el sobrenadante, se acidificó con HNO_3 y por último se aforó a 10 mL con agua desionizada.

4.- *Fracción ligada a óxidos de Mn y Fe*: Para la disolución de los metales asociados con óxidos de Fe y Mn, se utiliza un reactivo reductor ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$). Este reactivo en solución produce la especie NH_3OH^+ , la cual reduce al Fe (III) a Fe (II), y como las sales reducidas de Fe son solubles, los metales asociados se liberan (Ortega, 2012). Para ello se



agregaron 8 mL de $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ (0.07 M) clorhidrato de hidroxilamina al 25 % v/v con CH_3COOH al residuo de la fracción ligada a carbonatos o intercambiable aniónicamente según sea el caso de la extracción. Una vez agregado el $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ las muestras se mantuvieron dentro de un baño de agua a 96 °C por 6 h. Posteriormente, las muestras se agitaron por 20 min y se prosiguió con la centrifugación, el sifoneo, y el filtrado, para recuperar el sobrenadante. Finalmente, se acidificó con HNO_3 y se aforó a 50 mL con agua desionizada.

5.- *Fracción ligada a Materia Orgánica y Sulfuros:* Por el contrario a la fracción anterior, para la liberación de los metales en esta fracción se utiliza una solución oxidante, en este caso el H_2O_2 . Por lo que al residuo de la fracción anterior se agregaron 1.5 mL de H_2O_2 al 30% ajustado a un pH de 2 con HNO_3 al 37%, y se puso a baño maría a 85°C por 2 h. Pasado el tiempo, se agregaron otros 1.5 mL de H_2O_2 y el pH se ajustó a 2 con HNO_3 , y nuevamente se puso a baño maría a 85°C por 2 h. Una vez finalizado el tiempo, se enfriaron las muestras y posteriormente se agregaron 2.5 mL de $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (3.2 M) al 20 % v/v con HNO_3 , para evitar la precipitación de los metales de la solución. Posteriormente se agitó por 20 min a 3000 rpm, y se prosiguió con la centrifugación, el sifoneo, y el filtrado, para recuperar el sobrenadante y se acidificó con HNO_3 y se aforó a 50 mL con agua desionizada.

6.- *Fracción residual:* En esta última fracción los metales se encuentran unidos a sólidos cristalinos de silicio y aluminio (cuarzo, feldespatos, arcillas) y estos se liberan por procesos de digestión con mezclas de ácidos fuertes concentrados (Ortega, 2012). Se realizó por medio de una digestión total de suelos en un sistema de reacción por microondas, se agregaron 7.5 mL de una mezcla de HNO_3/HCl relación 3:2 v/v, con una precisión de 0-300 psi en 10 minutos y una rampa de temperatura hasta 150 °C. La digestión se mantuvo por 10 minutos, una vez que se alcanzó la temperatura y estas condiciones, y se dejó 5 minutos de enfriamiento. Las muestras obtenidas se filtraron con filtros de papel Whatman #5 (diámetro de poro de 2.5 μm y posteriormente se analizaron por espectrometría de absorción atómica (EAA).

En el caso del As se utilizó la metodología de extracción secuencial selectiva para aniones (ESS2), la cual está conformada por las mismas fracciones que la catiónica, con la diferencia que tiene una etapa adicional entre la fracción ligada a carbonatos y la fracción ligada a óxidos de Mn y Fe. Esta fracción es la fracción Intercambiable Aniónicamente.



▪ *Fracción intercambiable aniómicamente*: Lo que ocurre en esta etapa es que el As que se encuentra fuertemente absorbido es liberado a la solución, al llevarse a cabo un intercambio aniónico del HPO_4^{2-} por HASO_4^{2-} . Esta fracción se llevó a cabo en dos etapas, en la primer etapa se agregaron 10 mL de NaH_2PO_4 (1 M) y se mantuvo en agitación por 24 h, una vez terminado el tiempo se continuó con la segunda etapa que constó de agregar otros 10 mL de NaH_2PO_4 (1 M) y se mantuvo en agitación por otras 24 h. Posterior a este periodo se continuó con la centrifugación, el sifoneo, y el filtrado, para recuperar el sobrenadante, se acidificó con HNO_3 y se aforó a 50 mL con agua desionizada.

La cuantificación de Pb y As para la prueba de extracción secuencial selectiva se llevó a cabo mediante Espectroscopía de Emisión Óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) en un equipo iCAP 7000 series, modelo iCAP 7400 Duo, marca Thermo Scientific. La técnica del ICP es la misma que la mencionada en la determinación de la movilidad de Pb y As con la diferencia que en este caso se utilizó el modo de emisión óptica.

En un ICP-OES, la luz emitida por los átomos e iones excitados por el plasma se mide para obtener información de la composición de la muestra. Se puede obtener dos tipos de información: la información cualitativa, que implica la presencia de emisión a las longitudes de onda características de los elementos de interés; y la información cuantitativa, que se obtiene relacionando la intensidad de emisión con la concentración del elemento en una curva de calibración (Otero, 2009).

Para la cuantificación de Pb y As se realizó una curva de calibración con concentraciones de 0.01 a 50 $\mu\text{g/mL}$. Se utilizó una solución multielemental de 17 estándares elementales con una concentración de 1000 $\mu\text{g/mL}$ de la empresa High-Purity Standards, que comprendía los elementos de interés (Pb y As), así como otros elementos traza (Cd, Cu, Zn y Fe) y mayores (Ca, Ag, Na, K, Al, Mg, P, S, Si, Mn y Li). La curva se realizó en base peso para mantener la calidad de la misma, y se aforó a un volumen conocido (30 mL) con HNO_3 al 5 %.



3.7. Análisis geoestadístico

Con ayuda del sistema de información geográfica (SIG) ArcGis 10.2, se elaboraron mapas base del área de estudio a partir de datos vectoriales y ortofotos digitales obtenidos de INEGI; identificando vialidades, localidades, fuentes de contaminantes, microcuencas de estudio, red de drenaje, curvas de nivel, entre otras características del sitio de estudio.

Los resultados de las concentraciones totales de los EPT se representaron mediante mapas de puntos, los cuales obedecen a las concentraciones registradas de Pb y As, y mapas de iso-concentración, que representan la distribución espacial de los contaminantes en el suelo. Ambos tipos de mapas se utilizaron para identificar las fuentes de contaminación y los patrones de dispersión.

Los mapas de iso-concentración se realizaron con las concentraciones totales obtenidas de todas las muestras de suelo superficial de los tres tipos de muestreo, mediante el uso de la herramienta Geostatistical Analysis del programa ArcGis 10.2. El análisis geoestadístico utiliza los datos de los puntos tomados en diferentes lugares de cierta área y crea (mediante interpolación) una superficie continua de concentraciones. La interpolación de las concentraciones consiste en obtener la concentración de los sitios que no fueron muestreados, a partir de los datos de concentración de los puntos que sí fueron muestreados (ESRI, 2003). La suposición que hace que la interpolación sea una opción viable es que los objetos distribuidos espacialmente están correlacionados espacialmente; es decir, las cosas que están cerca tienden a tener características similares (ESRI, 2003), y conforme la distancia entre puntos se incrementa, la correlación entre ellos se va perdiendo.

El método de interpolación utilizado para realizar el análisis geoestadístico fue el Kriging Ordinario, el cual está basado en modelos estadísticos que incluyen autocorrelación (relación estadística entre dos puntos), y asume que la media de todos los datos es constante y desconocida (ESRI, 2002). Los análisis geoestadísticos son más eficientes cuando se hacen con variables que tienen una distribución normal o Gaussiana. Sin embargo, la asimetría es la forma más común de normalidad, en particular la asimetría positiva (cola alargada a la derecha) (Webster y Oliver, 2001). Por ello, los datos que poseen una asimetría positiva, es decir, una distribución sesgada a la derecha, no permiten realizar mapas de iso-concentración confiables sin realizarles un tratamiento previo, por consiguiente, a los datos de concentración de Pb y As, se les realizó una transformación



logarítmica para lograr que la distribución fuera lo más cercana a la normalidad, requisito que se requiere para llevar a cabo la interpolación mediante el método de Kriging.

Una vez que los datos fueron transformados logarítmicamente, se procedió a elegir el modelo experimental que mejor se ajuste a los datos dependiendo de la autocorrelación espacial que tengan las concentraciones de las muestras, generando un semivariograma que está estrechamente relacionado con la dirección y distancia entre los puntos. Una forma de validar la interpolación es mediante un gráfico de dispersión de los valores observados contra los valores estimados. En la medida en que la nube de puntos se aproxime más a una recta que pase por el origen, mejor será el modelo de semivariograma utilizado para realizar la interpolación, y por lo tanto, menor será el error medio estándar (Giraldo, 2009a). En el ANEXO I se muestran los datos y diagramas obtenidos en este análisis.

Después de obtener el mapa base de la interpolación es posible modificar ciertos parámetros como: colores del mapa, número de clases y rango. Este último de acuerdo a los valores mínimos y máximos, para adecuar el mapa según lo que se desee mostrar.

Cabe destacar que para realizar los análisis geoestadísticos, únicamente se utilizaron los datos de las muestras de suelo superficial de los tres tipos de muestreo; en el caso de los núcleos del muestreo Aleatorio Simple y del Sistemático por Malla, solo se utilizó la sección de 0 a 20 cm de cada una de las muestras. A fin de obtener una mayor densidad de datos y con ello una mayor área de interpolación que abarcara toda el área de estudio, y así conseguir una mejor representación de los patrones de dispersión.

3.8. Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero

La evaluación de la vulnerabilidad del acuífero se realizó mediante el análisis de la vulnerabilidad específica y la vulnerabilidad intrínseca del acuífero (Bereciartua, 2003).

1.- La vulnerabilidad específica del acuífero se refiere al nivel de exposición que tiene el sistema al contaminante. Es decir es la probabilidad de que un contaminante generado por el hombre, alcance una posición específica en el sistema acuífero después de su introducción en algún punto sobre el terreno (Garfias et al., 2002). Esto hace referencia al nivel o concentración de elementos potencialmente tóxicos presentes en la matriz de suelo con la que podría estar en contacto el agua del acuífero, expresada en concentración móvil y soluble del contaminante, debido a que expresan la cantidad del elemento que tiene la capacidad de movilizarse al medio acuoso, y la cantidad de dicho



elemento que puede permanecer en solución. Este punto será evaluado con base a los resultados que se obtengan en la prueba de movilidad de Pb y As en el área de estudio.

2.- La vulnerabilidad intrínseca se refiere a la capacidad de respuesta del sistema frente al peligro, es decir, es la susceptibilidad natural que presenta el acuífero frente a la contaminación, y se expresa en áreas naturalmente vulnerables. Esta capacidad de respuesta estará determinada por las características hidrogeológicas del acuífero, entre ellas la litología con la que está conformada la capa sobreyacente, el nivel piezométrico del agua subterránea y el tipo de confinamiento que posee el acuífero. La susceptibilidad puede ser evaluada mediante la cuantificación de un índice que se obtiene a través del método de GOD, establecido en el ANEXO Normativo 2 de la NOM-141-SEMARNAT-2003. Consta de la multiplicación de tres factores, mediante la Ecuación 1.

$$V_{Aq} = (G)(O)(D) \quad \text{Ec. (1)}$$

Donde:

V_{Aq} = Índice de vulnerabilidad del acuífero

G = Confinamiento hidráulico del agua subterránea

O = Granulometría y litología sobreyacente

D = Profundidad del agua subterránea

Este método fue propuesto por Foster (1987) y se basa en la asignación de índices para cada uno de los factores con valores que van entre 0 y 1, entre más alto sea este valor más vulnerable es el acuífero para el ingreso de los contaminantes al sistema. Los factores son evaluados de acuerdo con la condición particular que presenta el área estudiada y los valores designados serán extraídos conforme lo establecen las tablas del ANEXO Normativo 2 de la NOM-141-SEMARNAT-2003. El cálculo de este índice debe realizarse con la información del acuífero más superficial, debido a que es el que recibe el impacto directo de los contaminantes del suelo. Si el valor del índice es mayor a 0.25, se considera que es un acuífero vulnerable, si se encuentra por debajo de 0.25 no se considera vulnerable.

Como parte de la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca, se procedió a generar el mapa de vulnerabilidad, en primera instancia se definió el área de interés siguiendo los lineamientos que establece la NOM-141-SEMARNAT-2003 para una presa de jales, en este caso se extrapoló a un suelo contaminado que al igual que la presa representa una posible fuente de contaminantes. Una vez definida el área donde se llevará a cabo la evaluación



de la vulnerabilidad del acuífero, se procedió a determinar cada una de las variables que conforman el método, iniciando con la variable de ocurrencia del agua subterránea (G) de acuerdo con la información hidrogeológica con la que se cuenta de estudios previos para el área de estudio, se elaboró un mapa temático tipo vectorial en donde se definieron zonas de igual ocurrencia del agua subterránea, a cada polígono generado se le asignó un valor de índice de acuerdo a la **Tabla 2**.

Tabla 2. Valores del factor confinamiento hidráulico del agua subterránea utilizados para la determinación de la vulnerabilidad del acuífero

Ocurrencia del agua subterránea	Índice
Ausente	0.0
Surgente o artesisiana	0.0
Confinada	0.2
Semi-confinada	0.4
Libre o freática	0.6
Subálvea o freática aflorante	1.0

El índice por granulometría y litología sobreyacente (O) de la zona saturada se realizó mediante el apoyo del mapa geológico del área de estudio en donde se establece la litología presente en la zona; también se elaboró un mapa temático tipo vectorial y con base en la información indicada en la **Tabla 3**, se le asignó un valor de índice para cada polígono de substrato litológico.

Tabla 3. Valores del factor granulometría y litología sobreyacente utilizados para la determinación de la vulnerabilidad del acuífero

Estratos sobreyacentes			Índice
No consolidadas (sedimentos)	Consolidadas		
	(rocas porosas)	(rocas densas)	
Arcillas lacustres/estuarinas, suelos residuales			0.4
Limos aluviales, loess, till glacial	Lutitas, pizarras		0.5
Arenas aluviales y fluvioglaciales	Limolitas, toba volcánica	Formaciones ígneas/metamórficas y volcánicas antiguas	0.6
Arena eólica	Areniscas		0.7
Gravas aluviales y eluviales		Lavas recientes	0.8
	Caliche, calcarenitas		0.9
		Calcretitas y calizas karstificadas	1.0



Por último, para la determinación del índice de profundidad del nivel del agua subterránea (D), se utilizó la información registrada en estudios previos en pozos ubicados dentro del área de estudio, de donde se extrajo información como ubicación geográfica y nivel estático (NE) del agua referido en metros sobre el nivel del mar (msnm). Se elaboró un mapa temático dibujando polígonos de las superficies con intervalos semejantes de profundidad del agua, y se les asignó el índice correspondiente de acuerdo con la **Tabla 4**.

Tabla 4. Valores del factor profundidad del agua subterránea utilizados para la determinación de la vulnerabilidad del acuífero

Profundidad	Índice
Mayor a 50 m	0.60
Entre 20 y 50 m	0.70
Entre 5 y menor de 20 m	0.80
Menor a 5 m	0.90

Una vez determinados los índices y realizados los mapas temáticos para cada factor, con ayuda de un sistema de información geográfica (SIG) se determinó la vulnerabilidad del acuífero dentro del área de estudio, utilizando la función de traslape de capas, a través de la función Map Calculator realizando la multiplicación de la capa del factor G, O y D, y se obtuvo un mapa temático que consistió en la intersección de los polígonos de cada mapa como resultado de la multiplicación de los factores. Este mapa ilustra las áreas en donde el acuífero es vulnerable ($GOD > 0.25$), y aquellas donde no es vulnerable ($GOD < 0.25$) de acuerdo con la NOM-141-SEMARNAT-2003. El método GOD se encuentra descrito en su totalidad en el ANEXO II.

Después de haber realizado la evaluación de la vulnerabilidad específica e intrínseca de forma independiente, se procedió a evaluar estos dos tipos de vulnerabilidad de forma conjunta, para establecer si el acuífero es vulnerable con respecto a sus características geohidrológicas y a las características propias de los contaminantes (Pb y As) en el área de estudio, siguiendo el procedimiento que se ilustra de la **Figura 23**.

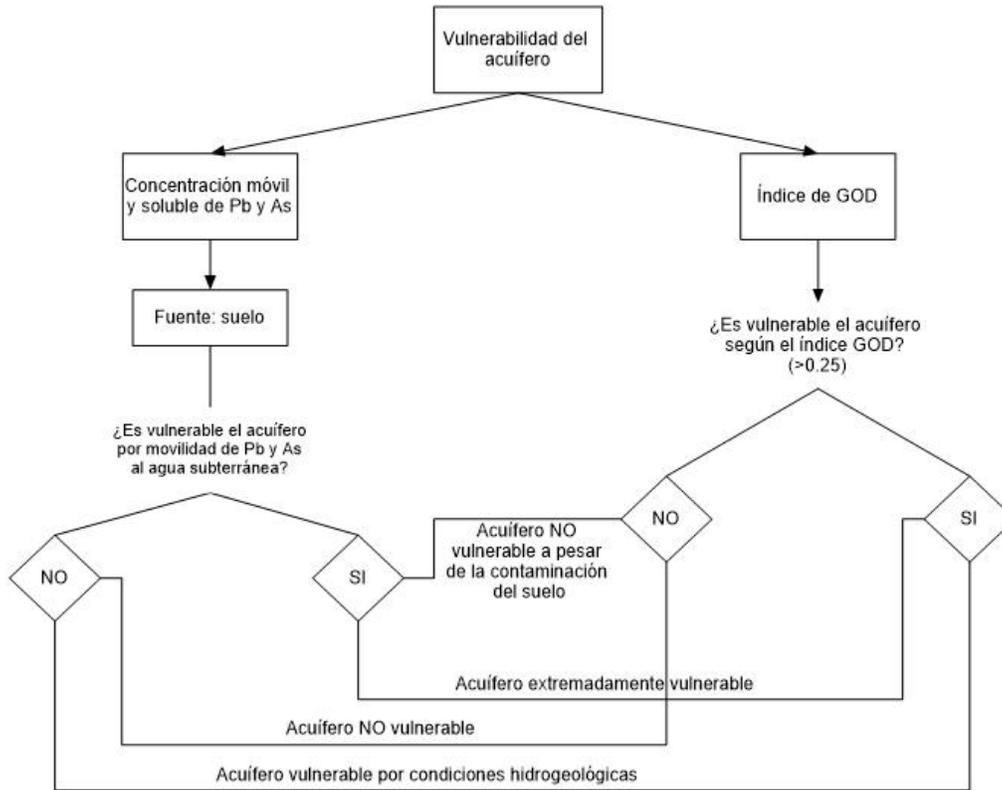


Figura 23. Diagrama de análisis de vulnerabilidad del acuífero.





4. RESULTADOS Y DICUSIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y MOVILIDAD DE PLOMO Y ARSÉNICO EN SUELO.

4.1. Evaluación de la calidad del suelo superficial y vertical, y distribución espacial de Pb y As.

4.1.1. Control de calidad

Para mantener el control de calidad de los análisis se utilizó el estándar de referencia Montana Soil 2710a que posee valores certificados de plomo de 5,100 mg/kg y de arsénico 1,540 mg/kg, según lo establecido por el National Institute of Standards and Technology como se muestra en la **Tabla 5**.

Tabla 5. Valor promedio medido y valor promedio certificado para Pb y As con el estándar de referencia NIST Montana Soil 2710a.

	Elemento	Concentración promedio medida (mg/kg)	Concentración promedio certificada (mg/kg)
NIST 2710 a	Plomo	4,835	5,100
	Arsénico	1,019	1,540

Los porcentajes de recuperación obtenidos para plomo y arsénico fueron en promedio de 94.8 % para Pb y 66.2 % para As. La concentración medida, el valor certificado y el porcentaje de recuperación para cada elemento y cada material de referencia empleado se encuentran en el ANEXO III.

4.1.2. Concentración Total de Pb y As en suelo superficial

A lo largo de más de 400 años de actividad minera en Cerro de San Pedro, se ha generado una importante cantidad de residuos mineros que fueron abandonados sin medidas para prevenir su dispersión. En base a esto, se realizaron estudios previos en este sitio para evaluar el transporte de contaminantes a través de los sedimentos de arroyo, así como se caracterizaron los residuos mineros, y se reportaron altas concentraciones de Pb y As en los depósitos de residuos con evidente erosión hídrica; y confirmaron la contaminación de los sedimentos de los arroyos intermitentes que drenan el área y descargan en el área de estudio de esta investigación (Ortega, 2012; Vázquez, 2012; Martínez, 2015). Por lo anterior, los elementos seleccionados para el análisis químico de concentración total fueron el Pb y el As por su abundancia en la zona de Cerro de San



Pedro. La **Tabla 6** muestra la estadística descriptiva de las concentraciones totales de Pb y As de las 90 muestras de suelo superficial del abanico aluvial; de igual manera se presenta la comparación de los niveles de Pb y As contra las Concentraciones de Referencia Total (CRT) de cada elemento. Los niveles totales de Pb y As para cada una de las muestras recolectadas se presentan en el ANEXO III.

Tabla 6. Estadística descriptiva de las concentraciones totales de Pb y As de las muestras de suelo superficial del abanico aluvial de Cerro de San Pedro (n=90).

Elemento	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desviación Estándar	C _{AF}	*CRT (mg/kg)	%>CRT
Plomo	99	5,907	658	367	945	3.7	400	44
Arsénico	< L.D.	709	82	51	112	3.5	22	79

C_{AF} = Coeficiente de asimetría de Fisher para las concentraciones de Pb y As de las muestras recolectadas.

*CRT= Concentración de Referencia Total establecida por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004

<L.D.= Menor al Límite de Detección (L.D. As = 7.5 mg/kg)

Los resultados de concentración total de Pb y As obtenidos fueron altos tal como se esperaba debido a los altos niveles que poseen estos dos elementos en suelos, sedimentos y residuos reportados en los estudios previos realizados en Cerro de San Pedro, en donde se encontraron concentraciones máximas de Pb y As en un depósito de residuos conocido como Terreo Victoria de 20,599 a 60,146 mg/kg y de 2,255 a 21,369 mg/kg, respectivamente (Vázquez, 2012; Martínez, 2015) y en suelos circundantes a los depósitos de residuos de 7,675 a 21,369 mg/kg de Pb y de 1,004 a 1,271 mg/kg de As (Vázquez, 2012; Ortega, 2012). Estos estudios se realizaron en la zona media alta de la microcuenca San Pedro, en donde existe un transporte fluvial de contaminantes hacia la parte topográficamente más baja de la cuenca, correspondiente a nuestra zona de estudio, en donde las concentraciones máximas de Pb y As encontradas en suelo superficial alcanzaron 5,907 mg/kg y 709 mg/kg, respectivamente, confirmando así que estos contaminantes se han transportado desde el área minera hasta el valle. Las concentraciones fueron menores a los niveles registrados previamente residuos y suelos de la parte media de la microcuenca, presentando una relación inversamente de la concentración de metales pesados con la distancia a la fuente de contaminantes.

Las concentraciones de Pb y As fueron comparadas con la Concentración de Referencia Total (CRT) establecida por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelo de uso residencial y/o agrícola, para cada elemento. Se encontró que el 44% de las muestras superaron la CRT para Pb (400 mg/kg), siendo la concentración máxima registrada casi 15 veces mayor que la CRT, mientras que el 79% de las muestras superaron



la CRT para As (22 mg/kg), con valores que superan hasta 32 veces el límite establecido. Lo anterior indica que existe un alto grado de contaminación por Pb y As en el área de estudio, en función de los valores de protección a la salud de la población antes mencionados. Los elevados niveles de Pb y As son explicados por la naturaleza del yacimiento mineral de Au y Ag de Cerro de San Pedro, que a su vez contenía una presencia significativa de Pb según lo reportado por Laird (1905), el cual ha sido explotado por más de 400 años, generando grandes cantidades de residuos con concentraciones de metales pesados, susceptibles a procesos de erosión y meteorización. Adicionalmente, los altos niveles se deben a la composición mineral propia de las rocas superficiales en la zona minera, conforme a Petersen et al. (2001), existe la presencia de minerales ricos en plomo y en arsénico. Sin embargo, las actividades humanas como la minería pueden aumentar considerablemente los niveles presentes de metales pesados como el Pb y As.

El coeficiente de correlación es una medida de la similitud entre dos variables (Rodríguez et al., 2001). En este caso, las concentraciones totales de Pb y As de las muestras de suelo superficial presentan una correlación alta positiva y estadísticamente significativa ($R= 0.9764$, $p<0.05$). Esto se podría deber a que cuando dos elementos son primordialmente emitidos por una misma fuente, sus concentraciones estarán muy correlacionadas (Machado et al., 2008), sugiriendo que presentarán una distribución espacial similar a causa de que poseen la influencia de los mismos factores que determinan su dispersión desde la fuente.

Al analizar las estadísticas descriptivas de las concentraciones totales de Pb y As en el suelo superficial, se puede observar que para ambos elementos la media es mayor que la mediana, esto nos indica que tanto el Pb como el As presentan distribuciones con sesgos positivos, lo cual se debe a la presencia de valores extremos (outliers). Esto se corrobora mediante el Coeficiente de Asimetría de Fisher (C_{AF}) calculado, que corresponde a un valor de 3.7 para Pb y 3.5 para As, el signo del C_{AF} indica la forma de la distribución, si el coeficiente es positivo ($C_{AF} >0$) como en este caso, quiere decir que la cola de la distribución se extiende para valores superiores a la media (Peña, 2014) de las muestras superficiales (657 mg/kg y 81 mg/kg).

Los datos se transformaron logarítmicamente con el fin de obtener una distribución lo más cercana a la normalidad para la elaboración de un diagrama box-plot para Pb y As (**Figura 24**) y así poder observar la distribución y dispersión que poseen los datos de concentración total. En la **Figura 24** se puede observar que en el caso del Pb se posee una



dispersión visible en los datos que se encuentran por encima de la mediana hasta el tercer cuartil (367 a 587 mg/kg) y existe una mayor dispersión entre el tercer cuartil y el valor máximo (587 a 5,906 mg/kg) con la presencia de tres valores extremos: 3,940 mg/kg, 4,868 mg/kg y 5,906 mg/kg, correspondientes a las muestras SP-10, S-M-09 y P-A-05, respectivamente, concentraciones que sugiere la presencia de una fuente de contaminantes cercana a la zona de recolección de las muestras. En el caso del As se aprecia una gran dispersión de los datos, en las concentraciones que se encuentran entre el mínimo y el primer cuartil, cabe resaltar que el valor mínimo para As como se muestra en la **Tabla 6**, es menor que el Límite de Detección (LD) del equipo, por lo anterior para poder realizar los cálculos de la estadística descriptiva de este elemento se utilizó el valor numérico de la mitad del LD, por lo que la máxima dispersión de los datos de As se encuentra entre el LD y 31 mg/kg. A pesar de que las cajas del diagrama presentan una dispersión de los datos similar en ambos elementos, las concentraciones de As solo poseen dos valores extremos que coinciden por su ubicación con dos outliers de Pb, correspondientes a las muestras de suelo superficial P-A-05 con una concentración de 560 mg/kg y a la muestra S-M-09 con 709 mg/kg de As, las cuales se caracterizan por encontrarse ubicadas próximas a la zona de descarga del arroyo de la microcuenca San Pedro.

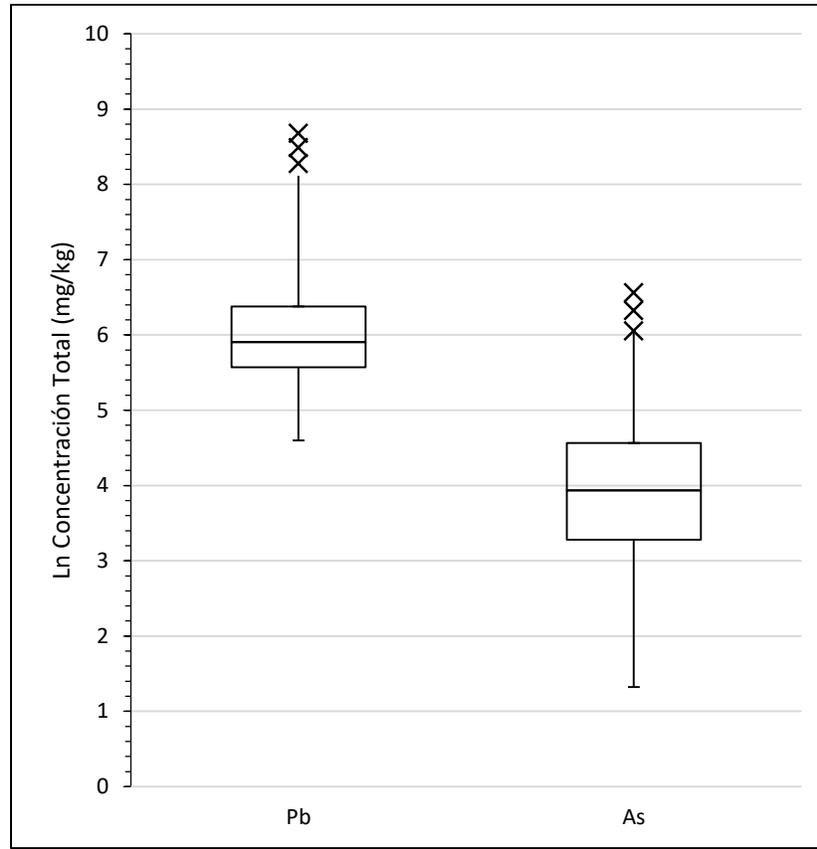


Figura 24. Diagrama box-plot de las concentraciones totales de Pb y As de las muestras superficiales (n=90).

Utilizando el análisis estadístico box-plot se elaboraron mapas de puntos de Concentración Total de Pb y As (**Figuras 25 y 26**) empleando las medidas estadísticas (Mínimo, primer cuartil, segundo cuartil o mediana, tercer cuartil y máximo) y las Concentraciones de Referencia Total para definir los intervalos de clase, evaluando así la distribución de los datos y la calidad del suelo superficial. En la **Figura 25**, se muestra el mapa de puntos de concentración total de Pb, en donde se observa la ubicación de dos de los valores extremos para Pb, con concentraciones superiores a los 3,347 mg/kg, se encuentran en el punto más próximo a la descarga del arroyo San Pedro, confirmando la influencia que posee el cauce principal en la contaminación del suelo superficial por Pb, mientras que el tercero se ubica en la planicie de inundación, donde el Pb que ha sido transportado a través del cauce desde la parte alta de la microcuenca San Pedro hasta la parte topográficamente más baja, es depositado.

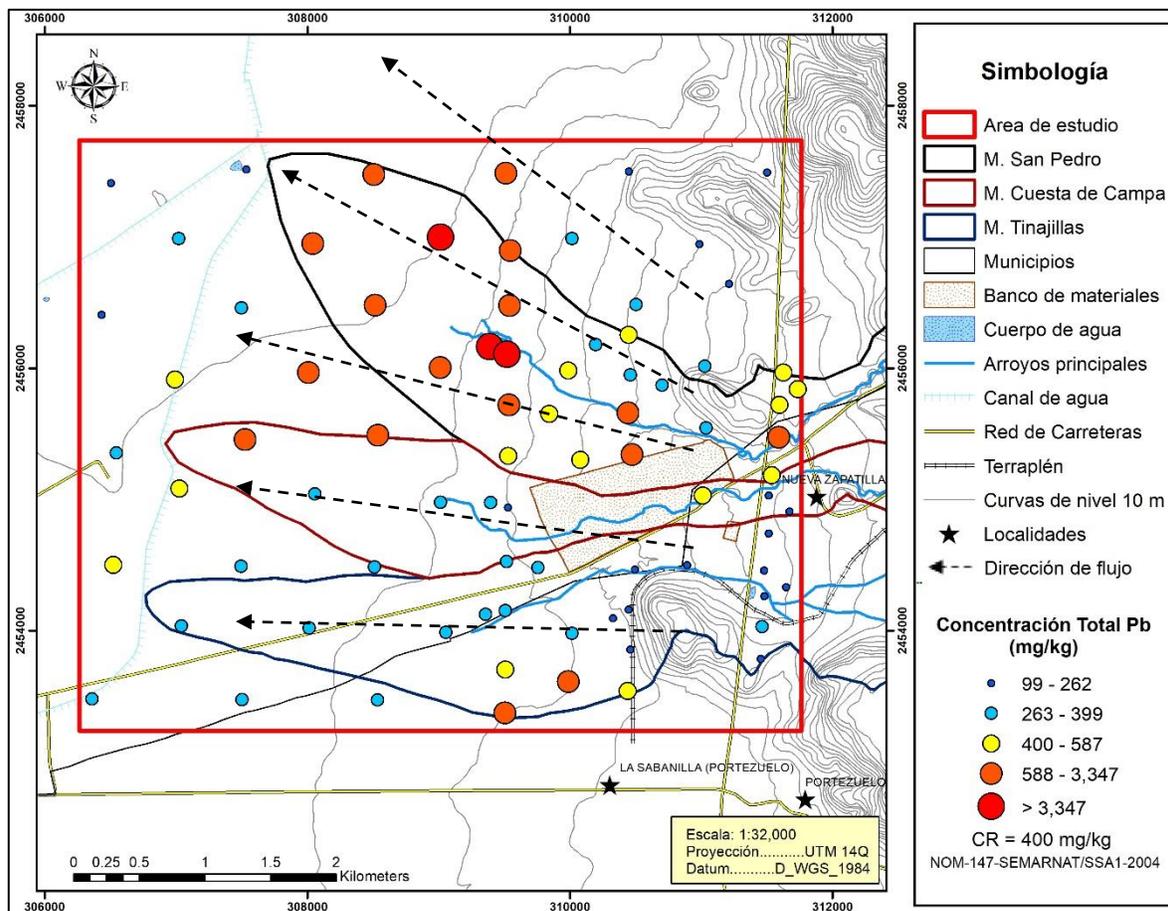


Figura 25. Mapa de puntos de concentración de Pb en suelo superficial.

Las muestras que superan la CRT se encuentran en su mayoría localizadas en la microcuenca San Pedro, estas concentraciones podrían explicarse por la erosión de partículas de residuos desde los depósitos, su transporte a través de la corriente y el consiguiente asentamiento de partículas de pequeño tamaño en llanuras de inundación (Razo et al., 2004), sugiriendo que existe una influencia antropogénica sobre el suelo del abanico aluvial por las actividades mineras históricas realizadas en la microcuenca San Pedro.

En la microcuenca Cuesta de Campa no se observan concentraciones elevadas en la mayoría de las muestras, esto puede deberse principalmente a que en el área de captación de la microcuenca Cuesta de Campa se han identificado un menor número de fuentes de contaminación. Cabe resaltar que no existen antecedentes de actividades mineras en el área de Cuesta de Campa, y únicos residuos identificados en ella fueron los producidos por actividades metalúrgicas históricas, además de que se identificó un antiguo



terraplén construido con residuos mineros. También se debe considerar que la descarga de esta microcuenca fue alterada por la construcción de un banco de materiales que seguramente modificó el curso y condición natural que seguía el cauce Cuesta de Campa, lo que puede ser una causa adicional de las bajas concentraciones de Pb y As encontradas en el suelo.

En cuanto a la microcuenca Tinajillas, se aprecia la existencia en de cuatro puntos que superaron 400 mg/kg, que por su ubicación no pueden ser explicados por el transporte de contaminantes a través del cauce principal de esta microcuenca, ni por los otros cauces que descarga en el área de estudio. Sin embargo, una posible causa sería la influencia que tiene la descarga de la microcuenca Portezuelo, adyacente en el límite Sur de la microcuenca Tinajillas, en que existe una evidencia de la dispersión de Pb y As a través del transporte hídrico desde la parte alta de la microcuenca hacia el curso inferior del cauce principal en donde se descarga y acumula el sedimento de arroyo con altos contenidos de metales pesados (Rodríguez, 2011). La fuente de contaminación de Pb y As en la microcuenca Portezuelo fueron las actividades metalúrgicas realizadas en las haciendas de beneficio que se instalaron en el área de la localidad Monte Caldera, en donde se han identificado residuos tipo escoria y suelos contaminados (Rodríguez, 2011). Por otra parte, en otras muestras con concentraciones relativamente elevadas de Pb (>263 mg/kg) es posible observar la influencia de otra fuente para el área de descarga de la microcuenca Tinajillas, la cual sería el terraplén construido con residuos mineros y en el que encontraban las vía del antiguo ferrocarril conocido como El Piojito, que fue utilizado para transportar mineral desde Cerro de San Pedro hacia la fundidora Los Morales, hoy IMMSA (Martínez, 2012).

El mapa de puntos de concentración de As se presenta en la **Figura 26**, en el cual se observa que los valores extremos de As (>428 mg/kg) coinciden con la ubicación de los máximos valores de Pb (**Figura 25**), mostrando que la influencia que posee el arroyo San Pedro en la contaminación del suelo no se limita a un solo elemento. Al igual que en el caso del Pb, la descarga de la microcuenca San Pedro presenta la mayor influencia en el incremento de concentraciones de As en suelo superficial del área de estudio. En las microcuencas Cuesta de Campa y Tinajillas se puede apreciar que la distribución de As en suelo superficial presenta un patrón similar a la distribución de Pb.

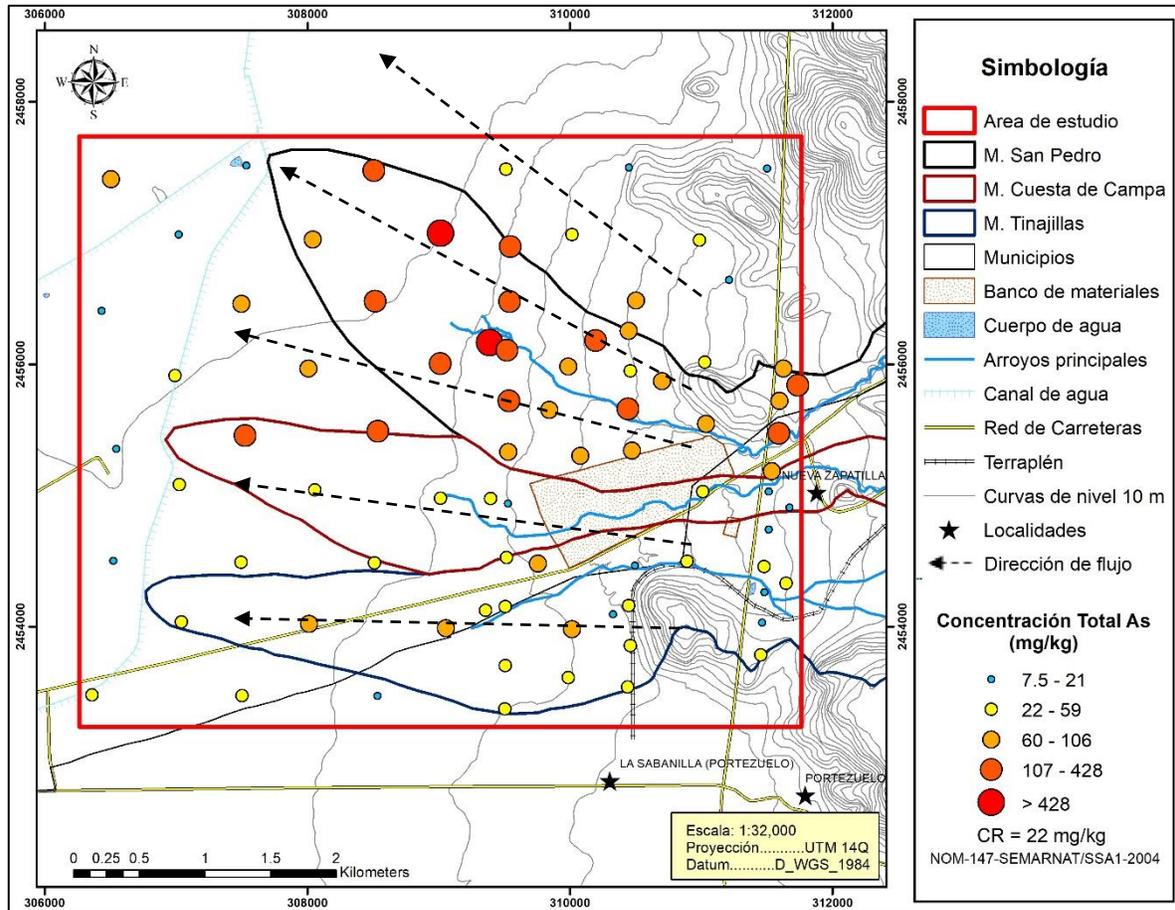


Figura 26. Mapa de puntos de Concentración de As en suelo superficial.

De acuerdo a los mapas de puntos, es posible advertir que las fuentes de contaminación influyen en la distribución espacial del Pb y As en el valle, en donde hay un potencial para ser liberados en las áreas río abajo, como las planicies de inundación. Grandes cantidades de elementos transportados fluvialmente hacia áreas de inundación, son almacenadas cerca del cauce, siendo propensos a la erosión tanto fluvial como eólica (Martin, 2000). Por ello, las concentraciones totales de Pb y As en los suelos superficiales del área de estudio indican que el suelo del área de estudio debe considerarse como una posible fuente secundaria de contaminación.

Cabe mencionar que dentro de las 90 muestras superficiales utilizadas para construir las **Figuras 25 y 26**, se encuentran las correspondientes al Muestreo Sistemático por Transectos, con el cual se evaluó la influencia que poseen los arroyos sobre la calidad del suelo superficial. La **Figura 27** muestra las concentraciones totales de Pb y As de las muestras de cada transecto, a partir de las cuales se analizaron los patrones de



comportamiento de las concentraciones de Pb y As con respecto de la distancia a los cauces principales, y se observó que el arroyo que presenta una mayor influencia sobre el suelo es el arroyo San Pedro, como resultado de un mayor número de depósitos de residuos mineros depositados río arriba y posiblemente de un mayor grado de erosión ocasionado por la actividad minera histórica. Se observa que existe una relación inversa de la distancia entre la muestra y el cauce con la concentración de Pb o As, es decir, las concentraciones de los elementos tienden a ser más altas en la zona inmediatamente adyacente al arroyo, para después disminuir rápidamente conforme aumenta la distancia, presentándose así las concentraciones más elevadas en las muestras que se localizan más cercanas a los arroyos San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas; tanto en la parte norte como en la sur de cada transecto con respecto al cauce. Una distribución lateral de los metales pesados en el suelo es usualmente ligada a factores topográficos, como los puntos bajos de la planicie de inundación, donde los sedimentos de grano fino son preferencialmente acumulados (Wolfenden y Lewin, 1977; Bradley y Cox, 1990).

Sin embargo, existen casos en los que la muestra más alejada del arroyo posee una concentración mayor que la muestra que le antecede, como es el caso de las muestras 1B' y 1C', siendo el caso más notorio el de la muestra 1C' con una concentración de Pb de 2,357 mg/kg y 258 mg/kg de As. Esta variación en las concentraciones se encuentra asociada a la dirección de descarga de la microcuenca, la cual sigue la dirección de las curvas de nivel, que siguen una orientación hacia el norte disminuyendo su elevación cada 10 m. En las llanuras de inundación, la acumulación de metales y la ocurrencia de los mismos son en gran parte determinados por la topografía (Du Laing et al., 2009).

En general, en los tres transectos las concentraciones más altas para ambos elementos se encontraron cercanas a los arroyos principales. La disminución de los contenidos de metales con la distancia desde la zona activa de los arroyos sugiere que muchos metales alcanzaron la planicie de inundación más bien por vía fluvial que por deposición eólica de partículas pesadas (Martin, 1997).

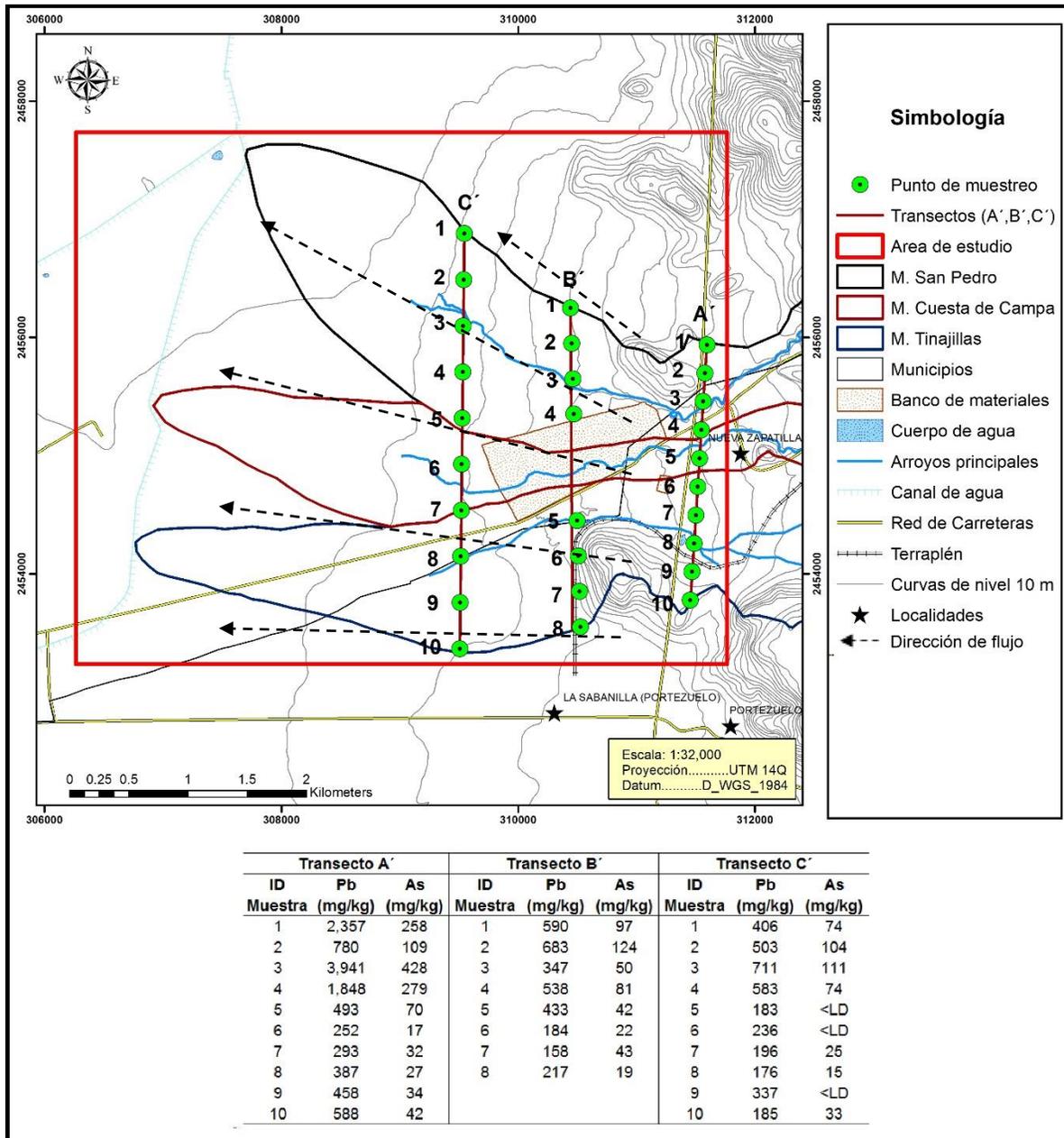


Figura 27. Influencia de los arroyos principales en las concentraciones de Pb y As en suelo.



4.1.2.1. Análisis geoestadístico

Con el fin de establecer la relación entre las fuentes de contaminación y los mecanismos de dispersión mediante la determinación de los patrones de dispersión de Pb y As en el suelo superficial del área de estudio, se realizó la estimación de la distribución espacial a través de una interpolación por un análisis geoestadístico para generar mapas de iso-concentración de los elementos. El análisis espacial de las concentraciones de Pb y As se realizó por medio del software ArcGis 10.2 utilizando el sistema de interpolación Kriging Ordinario, ajustando los datos a un modelo exponencial. Este método de interpolación es uno de los más robustos y el más utilizado (Webster y Oliver, 2001), que cuantifica la estructura espacial de los datos y su autocorrelación mediante variogramas para realizar las predicciones correspondientes (Trangmar et al., 1985, Villatoro et al., 2008). Tiene como una importante ventaja que permite evaluar la precisión de la interpolación, ya que proporciona el error promedio estándar de la estimación de concentraciones (Villatoro et al., 2008). Los mapas de iso-concentración de Pb y As que se obtuvieron de las muestras de suelo superficial se muestran en la **Figura 28** y **29**, respectivamente.

Los intervalos de clases de concentración fueron determinados a partir del diagrama de box-plot correspondiente a cada elemento, utilizando las medidas estadísticas (MIN, Q1, Q2, Q3 y MAX) y las Concentraciones de Referencia Total establecidas por la normativa nacional, con el fin de establecer la distribución de los elementos en el suelo superficial y la calidad que posee el suelo estudiado. Por lo que, en primera instancia, estos mapas permiten distinguir áreas contaminadas con respecto a valores para la protección de la población humana, de acuerdo con la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, en donde un suelo con concentraciones >400 mg/kg de Pb y/o >22 mg/kg de As es un suelo contaminado.

En la **Figura 28** se muestra la distribución espacial que posee el Pb, a través de un mapa de iso-concentración donde se aprecia que los suelos contaminados se localizan principalmente en la planicie de inundación, es decir, la zona topográficamente más baja y hacia el Noroeste del área de estudio. La extensión del suelo donde se superaría 400 mg/kg de Pb tiene un área de 10.20 km². También es posible observar que las concentraciones máximas ($>3,347$ mg/kg) son puntuales y se asocian exclusivamente a los tres puntos de muestreo que presentaron los valores extremos previamente obtenidos en el diagrama de box-plot de Pb, y que localizan en la inmediación al punto final observado del arroyo San



Pedro y en el área de descarga del mismo. El suelo considerado como no contaminado (<400 mg/kg) representa un área de 25.55 km², y se observa principalmente en las zonas topográficamente más elevadas y hacia el Suroeste del área de estudio.

De acuerdo con el mapa de iso-concentración, se pueden observar dos fuentes de contaminación que influyen en los niveles de Pb en el suelo superficial; el transporte fluvial en los cauces principales de San Pedro y Cuesta de Campa; y la descarga de la microcuenca Portezuelo y/o del terraplén. Se puede observar claramente que el arroyo San Pedro posee una gran influencia sobre el suelo aledaño al cauce, esto debido seguramente a que esta microcuenca cuenta con el mayor número de depósitos de residuos ubicados aguas arriba y al prolongado tiempo en que ha ocurrido el transporte fluvial de éstos desde la zona minera hacia el valle.

En el caso del arroyo Cuesta de Campa, su influencia no parece tan significativa, pero es congruente con la aportación relativa de contaminantes que se esperaría debido a la presencia de un menor número de residuos en esta microcuenca.

Los patrones de dispersión obtenidos con las concentraciones superiores a la CRT (400 a 3,3476 mg/kg) muestran un área de distribución de Pb muy amplia, que abarca el suelo circundante al arroyo San Pedro y parte del arroyo Cuesta de Campa, desde los límites del área de estudio al Este hasta el punto final de estos cauces, que se amplía conforme el arroyo San Pedro avanza hacia el valle. Esto se debe a que la condición de los cauces cambia conforme se aproxima al punto final, es decir, al ir disminuyendo la profundidad del cauce, la descarga se da por los bordes laterales del arroyo por desbordamientos, aumentando el área de influencia de los arroyos; así como también la distribución abarca el área donde descargan y drenan sus aguas, formándose una planicie de inundación que se extiende en toda la zona baja de estas dos microcuencas. La variabilidad espacial de la contaminación por metales en suelo de planicies de inundación es controlada principalmente por la deposición de sedimentos contaminados durante los eventos de inundación (Middelkoop, 2000). Durante las lluvias o inundaciones, estos sedimentos son dispersados y depositados en los suelos (Martin, 1997) y una vez almacenados, pueden permanecer en cuencas de drenaje geomorfológicamente estables por tiempo indefinido (Meade, 1982). Sin embargo, si posteriormente se erosionan por viento o agua superficial, pueden contribuir con metales pesados a otros medios (Weijden y Middelburg, 1989; Samanidou et al., 1991), sirviendo a si como una fuente secundaria de contaminación (Marcus, 1989).

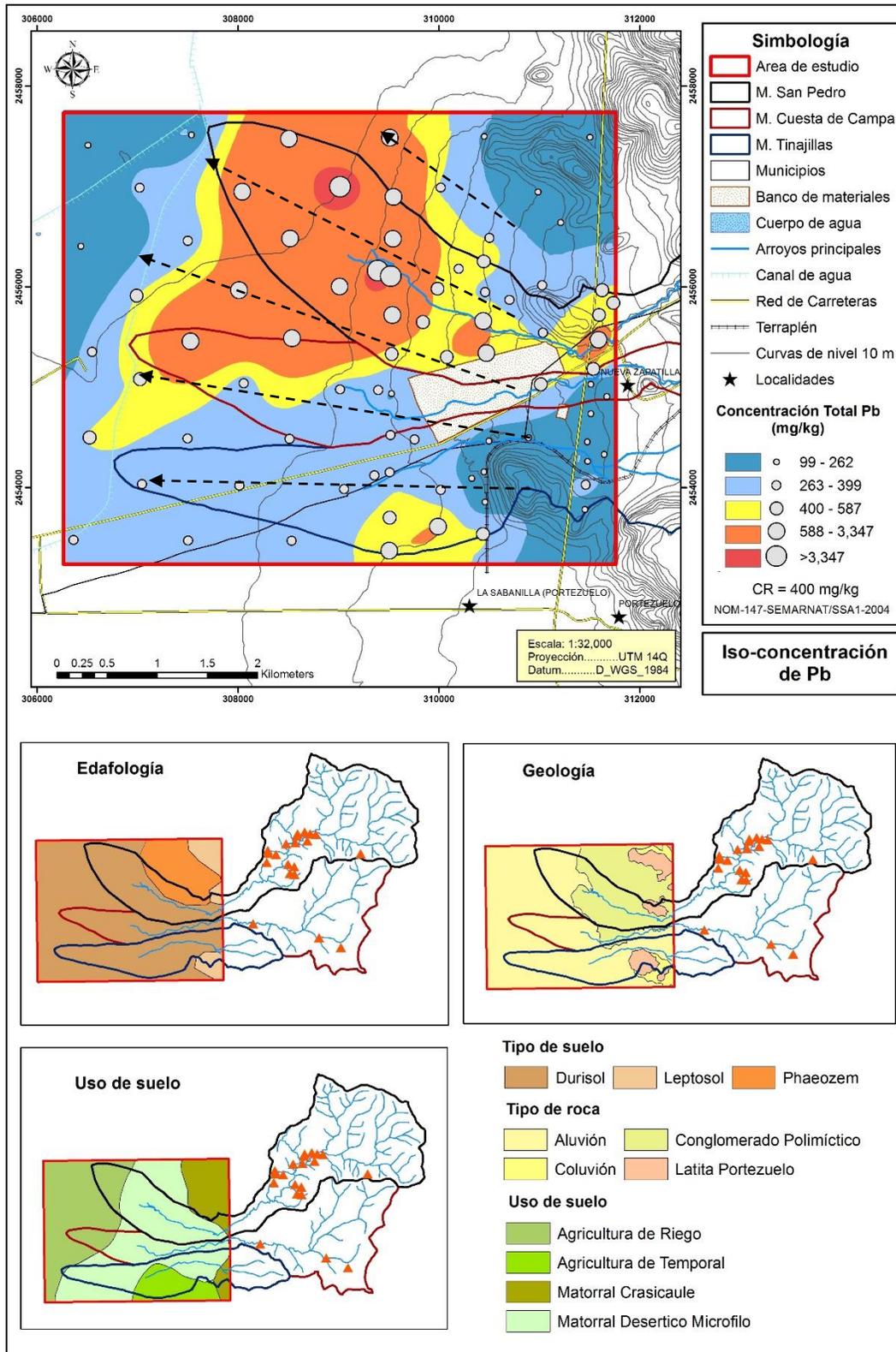


Figura 28. Mapa de distribución espacial de la iso-concentración de Pb de las muestras superficiales de suelo.



Al comparar los patrones de distribución del Pb con los mapas de tipos de suelo y geología (**Figura 28**), se puede apreciar que las elevadas concentraciones se encuentran sobre el suelo tipo durisol, cuyo material original lo constituyen depósitos aluviales y coluviales, como es de esperarse está área concuerda con el tipo de roca aluvión que consiste en material suelto constituido de grava, arena, limo y arcilla como resultado de la erosión de las rocas que afloran en la región. Este material es transportado por las corrientes fluviales y depositado sobre el cauce de los arroyos y llanuras de inundación; y adicionalmente, una parte del Pb se encuentra sobre rocas de tipo conglomerado polimíctico. En cuanto al uso de suelo y vegetación, las altas concentraciones coinciden con la vegetación predominante de matorral desértico micrófilo y en la porción donde se practica la agricultura de riego. Analizando estos aspectos ambientales con la distribución de las concentraciones de Pb se puede determinar que no hay una influencia de los aspectos geológicos, edafológicos y de uso de suelo en la distribución del Pb en el suelo superficial.

En el caso del As (**Figura 29**) se encontró el área que comprende concentraciones menores a la CRT (22 mg/kg), es decir el suelo no contaminado, tiene una extensión de 15 km², y se localiza en los extremos del área de estudio, siendo es menor comparada con el área que supera dicho límite. Las concentraciones de As que corresponden a un suelo contaminado varían entre los 22 mg/kg hasta niveles superiores a los 428 mg/kg, abarcando 20.75 km². En este caso, al igual que en el mapa de Pb, los puntos de muestreo que poseen concentraciones mayores a los 428 mg/kg, representan los valores extremos obtenidos en el diagrama de box-plot para As, los cuales coinciden con la ubicación de dos de los valores extremos de Pb. Sin embargo, en la interpolación no se obtuvieron áreas apreciables con valores de concentración de As más elevados.

En el mapa de iso-concentración se observa que la principal fuente que influye en la concentración de As en el suelo superficial es el transporte fluvial en los cauces principales de San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas. Aunque se aprecia una posible influencia clara de la descarga de la microcuenca Portezuelo y/o del terraplén en la microcuenca Tinajillas. Así, las concentraciones más elevadas de As coinciden con los patrones de distribución de Pb, localizándose en la zona próxima al arroyo San Pedro y Cuesta de Campa, así como en la planicie de inundación que se forma en la parte baja de estas dos microcuencas, lo que sugiere que la distribución de las concentraciones comprendidas entre los 60 mg/kg hasta niveles superiores a 428 mg/kg de As, se encuentra



regulada por dos mecanismos de dispersión, siendo estos los desbordamientos ocurridos por la disminución de la profundidad de los cauces en la zona cercana al punto de descarga de cada arroyo y el transporte hídrico en la planicie de inundación por medio de escurrimientos superficiales y laterales, este último regido por la topografía del área de estudio, cuyo flujo se aprecia en dirección al Noroeste.

Por otra parte, considerando la distribución de concentraciones entre los 22 y 59 mg/kg de As, es posible observar que cubre áreas ubicadas a contraflujo de los cauces principales, en el extremo Noreste del área de estudio, sugiriendo que la existencia de otra fuente diferente. Al comparar la distribución de As con la geología y edafología se observa que existe una coincidencia de la presencia de rocas ígneas (Latita Portezuelo) y del tipo de suelo Phaeozem con las elevadas concentraciones de As en el suelo superficial fuera del área de influencia de los cauces, sugiriendo que las concentraciones relativamente altas de As (>22 mg/kg) podrían representar las condiciones naturales del área de estudio.

En general, los dos mapas de iso-concentración muestran que las concentraciones más altas de Pb y As se registraron en los puntos de muestreo aledaños al cauce San Pedro y Cuesta de Campa, así como en los puntos más cercanos al área de descarga de ambos cauces, disminuyendo la concentración de ambos elementos conforme la distancia entre el punto de muestreo y el arroyo aumenta. Es así como los patrones de distribución obtenidos en los mapas de iso-concentración confirmaron que el transporte fluvial en los cauces es la principal fuente de Pb y As hacia el suelo superficial y el mecanismo de dispersión más importante es el transporte hídrico que toma lugar en la planicie de inundación, sin descartar el posible transporte eólico que se pueda dar en la zona. Sin embargo, los procesos fluviales e hídricos son de importancia fundamental en el transporte y redistribución de metales pesados en la superficie de la tierra (Miller, 1997). El grado y la extensión de la contaminación de suelo por Pb y As sugieren un potencial riesgo para la calidad de otros recursos naturales, entre ellos la calidad de las aguas superficiales y subterráneas, pero también para la salud humana por encontrarse concentraciones que superan los CRT en áreas de cultivo.

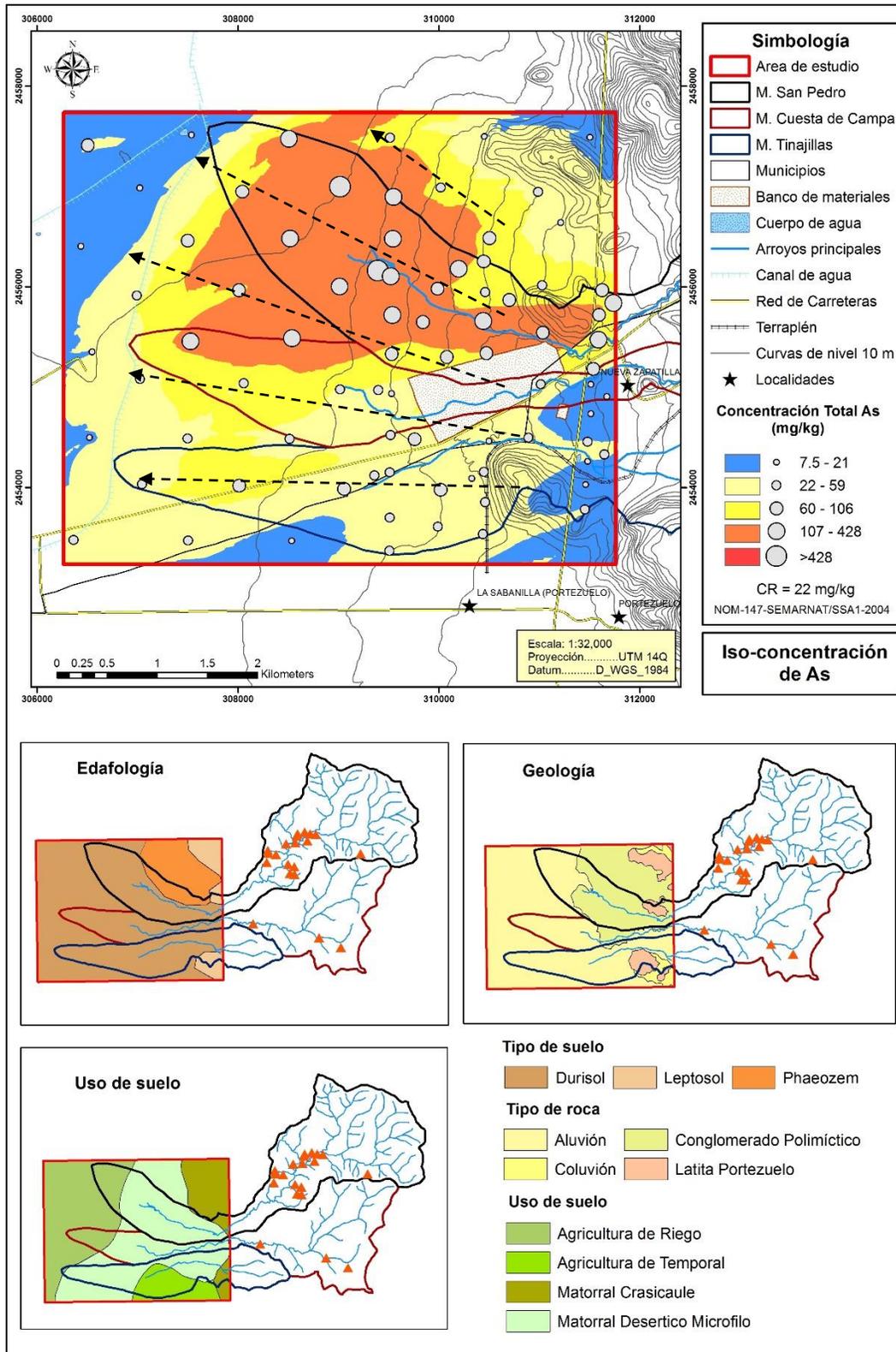


Figura 29. Mapa de distribución espacial de la iso-concentración de As de las muestras superficiales de suelo.



Los patrones de distribución de ambos elementos son consistentes con el área de descarga y desbordamientos de los cauces, en donde se deposita la carga suspendida. Estas zonas de la llanura de inundación por lo tanto experimentan una acumulación de Pb y As; mientras que las partes más distales de la llanura son menos contaminadas con metales en parte porque son inundadas con menos frecuencia (Marron, 1989). No obstante, no se puede descartar aún la existencia de un aporte natural de Pb y As. Aun así, las actividades mineras y abandono de residuos aguas arriba del área de estudio incrementó considerablemente las concentraciones de este elemento.

De acuerdo a la interpolación de las concentraciones totales de Pb y As, las áreas contaminadas se extienden más allá del área de estudio, por lo que se recomendaría evaluar la calidad del suelo de un área mayor de extensión, así mismo evaluar la contaminación por otros elementos de interés ambiental, entre ellos Cd, Zn y Cu, los cuales también han sido identificados en concentraciones relativamente altas en los residuos mineros considerados como principales fuentes (Razo et al., 2007; Ortega, 2012).

4.1.3. Concentración Total de Pb y As en suelo vertical

En cuanto a la variación vertical del Pb y As en el suelo, la **Tabla 7** muestra la estadística descriptiva de las concentraciones totales con respecto a la profundidad. Las concentraciones totales para cada una de estas muestras se encuentran en el ANEXO III. En el caso del Pb, el valor máximo encontrado (4,868 mg/kg) se presentó en la sección superior de suelo (0 a 20 cm), mientras que el valor mínimo registrado se tuvo en la sección de 20 a 40 cm (175 mg/kg). Para el As, el valor máximo también se presentó en la sección de 0 a 20 cm (561 mg/kg), mientras que el valor mínimo se presentó en las dos primeras secciones hasta una profundidad de 20-40 cm, encontrándose por debajo del LD del equipo. Se aprecia que los valores promedio (media y mediana) superan las respectivas CRT de Pb (400 mg/kg) y As (22 mg/kg) y prácticamente se mantienen uniformes conforme la profundidad incrementa.



Tabla 7. Estadística descriptiva de las concentraciones totales de Pb y As de las muestras verticales de suelo.

Prof. (cm)	No.	Concentración total de Pb (mg/kg)				Concentración total de As (mg/kg)			
		Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Media	Mediana
0-20	19	185	4,868	669	348	< L.D.	561	94	59
20-40	19	175	4,485	653	338	< L.D.	488	93	59
40-60	18	222	3,939	598	330	19	436	92	67
60-80	15	205	3,367	585	333	16	372	86	67
80-100	12	213	3,019	604	335	<LD	283	84	65

<L.D.= Menor al Límite de Detección (As = 7.5 mg/kg)

Si bien el comportamiento de las concentraciones promedio de Pb y As marca una tendencia general, esto no sucede de forma particular para cada muestra. En la **Figura 30** se ilustra la variación vertical de concentración de Pb de 11 núcleos de suelo que presentan una tendencia a aumentar las concentraciones totales de Pb con la profundidad del suelo. La concentración de cada sección del núcleo de suelo se representa en el punto medio de profundidad entre la parte superior e inferior de la sección. Es importante mencionar que existen muestras verticales con menos de 5 secciones debido a que la dureza y composición del suelo que impidió su extracción por la presencia de rocas calizas, caliche y/o tepetate.

En la **Figura 30** se puede apreciar que existen muestras que no superan la CRT de Pb en ninguna de sus secciones (muestras 8 y 14), así como existen otras cuyas concentraciones de Pb en las secciones más superficiales no superan este límite pero si lo hacen en las secciones más profundas (muestras 1, 2, 4, 10, 11 y 16). Así mismo, se presentan núcleos de suelo que superan la CRT en todas sus secciones hasta el metro de profundidad (muestras 3, 6 y 7). No obstante, todo este conjunto de muestras tienen en común el aumento de las concentraciones de Pb conforme la profundidad aumenta, esto puede deberse a la acumulación histórica de suelo aluvial en la zona, comportamiento característico de un abanico aluvial, en donde el depósito de material sedimentario son los procesos principales que se llevan a cabo en esta formación (Colombo, 2010). Por otra parte, también se podría presentar una migración vertical de Pb desde la superficie hacia las secciones más profundas de suelo por procesos tanto químicos al ser transportado en solución (movilidad química), como físicos mediante la migración de partículas finas (movilidad física). En ambos procesos el medio de transporte es la percolación de agua a través de las capas del suelo (Pacheco, 2014). Hasta este punto no es preciso concluir cuál



de los dos mecanismos de movilidad se está dando en los núcleos de suelo del área de estudio, o cual es el que contribuye en mayor medida; es por ello que se consideró realizar la determinación de la movilidad química de Pb en cada una de las secciones de suelo de diferentes muestras para determinar el grado de contribución que posee esta movilidad química en la migración vertical de Pb hacia las secciones más profundas del suelo.

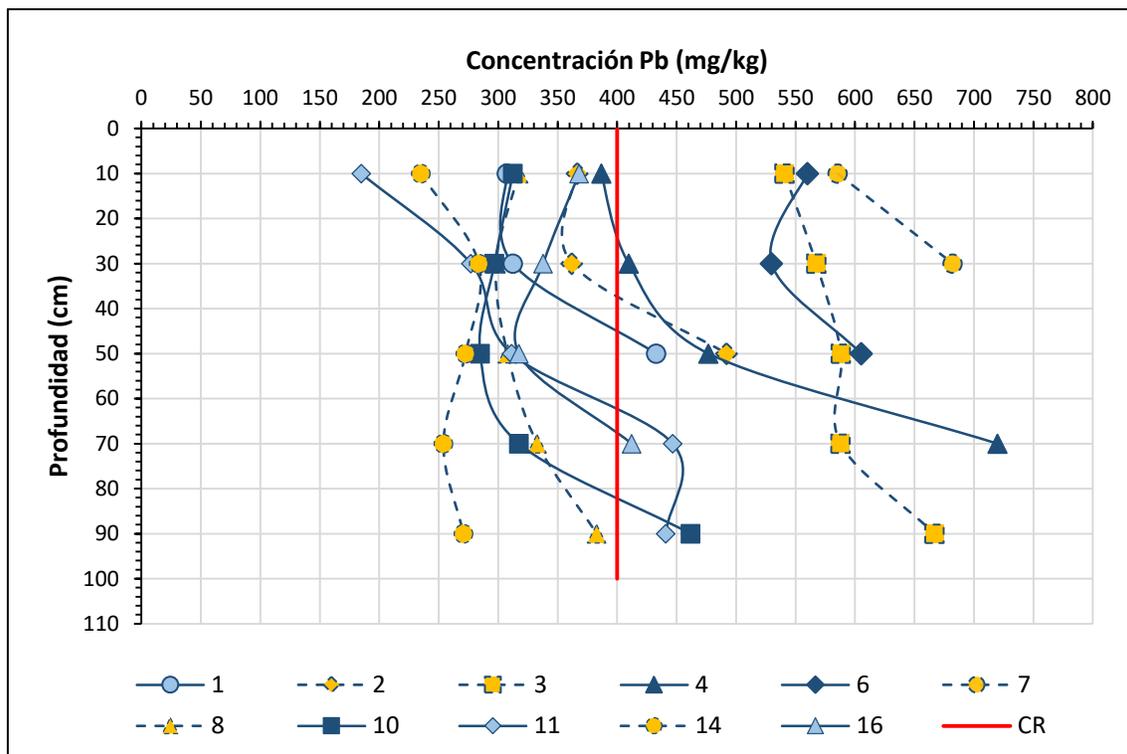


Figura 30. Representación vertical de las concentraciones totales de Pb en los núcleos de suelo (0-100 cm) con tendencia a aumentar.

En las muestras de suelo vertical se observó otra tendencia que se presenta en las concentraciones totales de Pb, que es una disminución con respecto a la profundidad, como se muestra en la **Figura 31**. En este caso la mayoría de las muestras de este conjunto posee concentraciones por debajo de la CRT en todas sus secciones, así como se aprecia que sólo la muestra 13 tiene altas concentraciones de Pb que superan este límite, desde la sección superficial (0 a 20 cm) hasta las sección 40-60 cm, y a partir de esta profundidad las concentraciones disminuyen por debajo de la CRT. Mientras que las muestras 5 y 17 a pesar de que presentan una notable disminución en las concentraciones de Pb en todo el núcleo, poseen las concentraciones más altas registradas para las muestras de suelo vertical recolectadas en el área de estudio, superando hasta 12 veces la CRT.

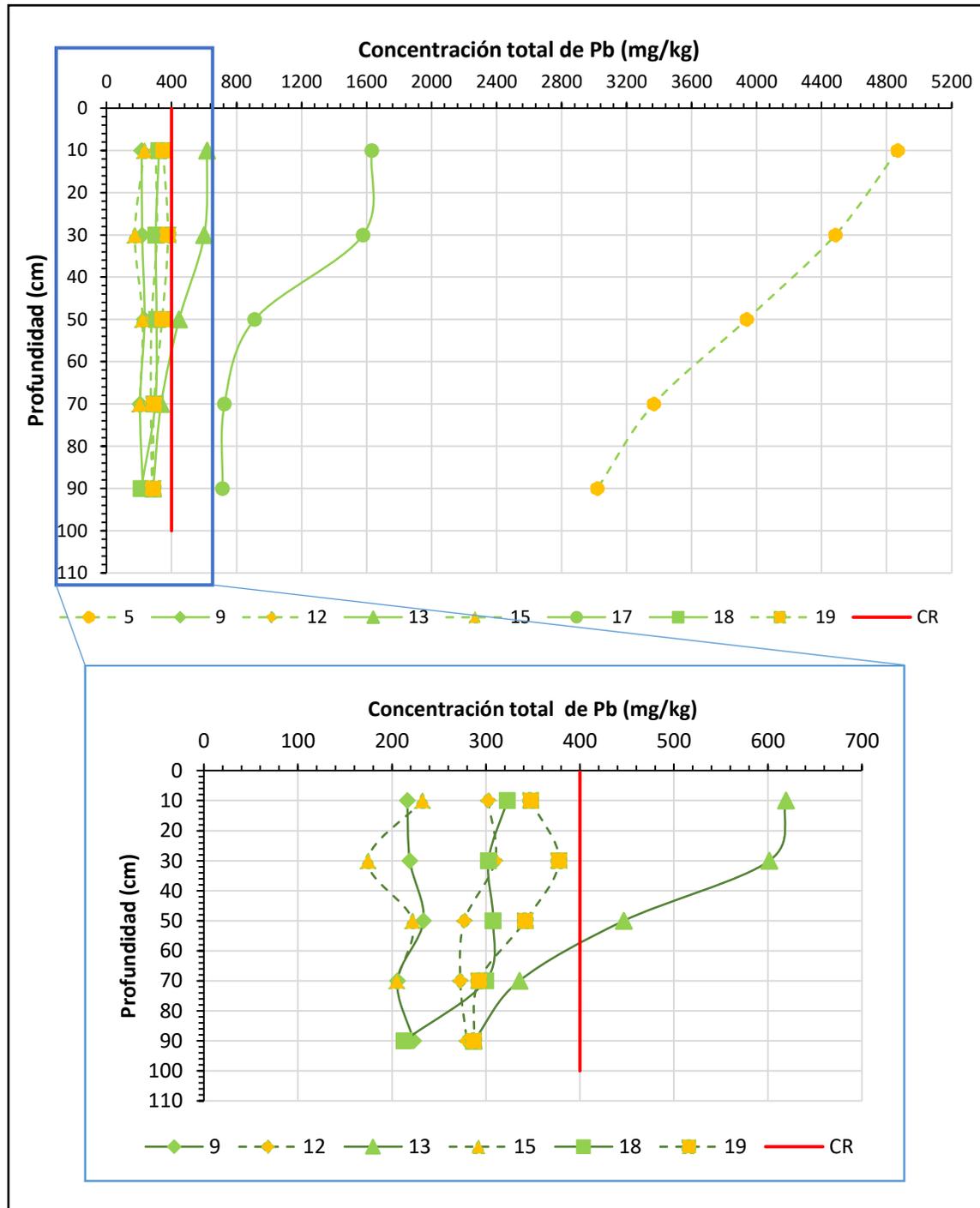


Figura 31. Representación vertical de las concentraciones totales de Pb en los núcleos de suelo (0-100 cm) con tendencia a disminuir.



Esta tendencia de presentar concentraciones altas en las secciones superficiales (0 a 40 cm) y posteriormente disminuir notablemente a medida que se alcanzan las secciones más profundas, es característica de un suelo que ha tenido un impacto por una fuente directa, ya que existe una tendencia de los metales pesados a acumularse en las capas superiores del suelo (Simón et al., 1999), indicando que existe un proceso de depósito superficial de origen antropogénico directamente en el suelo circundante a la fuente de contaminantes y son acumulados en la superficie del suelo (Carrasquero-Durán, 2006). La mayor contribución de Pb se da en las capas superficiales de suelo, y conforme la profundidad de éste aumenta, la migración vertical del Pb disminuye; este comportamiento es el que se espera encontrar en toda el área de estudio, debido a que representa a una zona impactada directamente por las actividades antropogénicas realizadas en el Distrito Minero Cerro de San Pedro; esto puede deberse a que el Pb está siendo retenido por los componentes del suelo, disminuyendo su capacidad de movilización.

En el caso de la concentración total de As en los núcleos de suelo, en la **Figura 32** se muestra su representación vertical de aquellas muestras que presentaron una tendencia a incrementar los niveles de As conforme la profundidad aumenta. Se puede apreciar todas las muestras de este conjunto superan la CRT para As (22 mg/kg) (a excepción de la sección de 0 a 20 cm de la muestra 11, la cual posee una concentración por debajo del límite de detección), superando casi 7 veces este límite en la sección de suelo más profunda. Al igual que en el caso del Pb, el incremento en las concentraciones de As conforme aumenta la profundidad puede deberse tanto a la acumulación histórica de sedimentos como a la migración de este elemento desde la superficie hacia horizontes más profundos del suelo (Kalbitz y Wennrich, 1998).

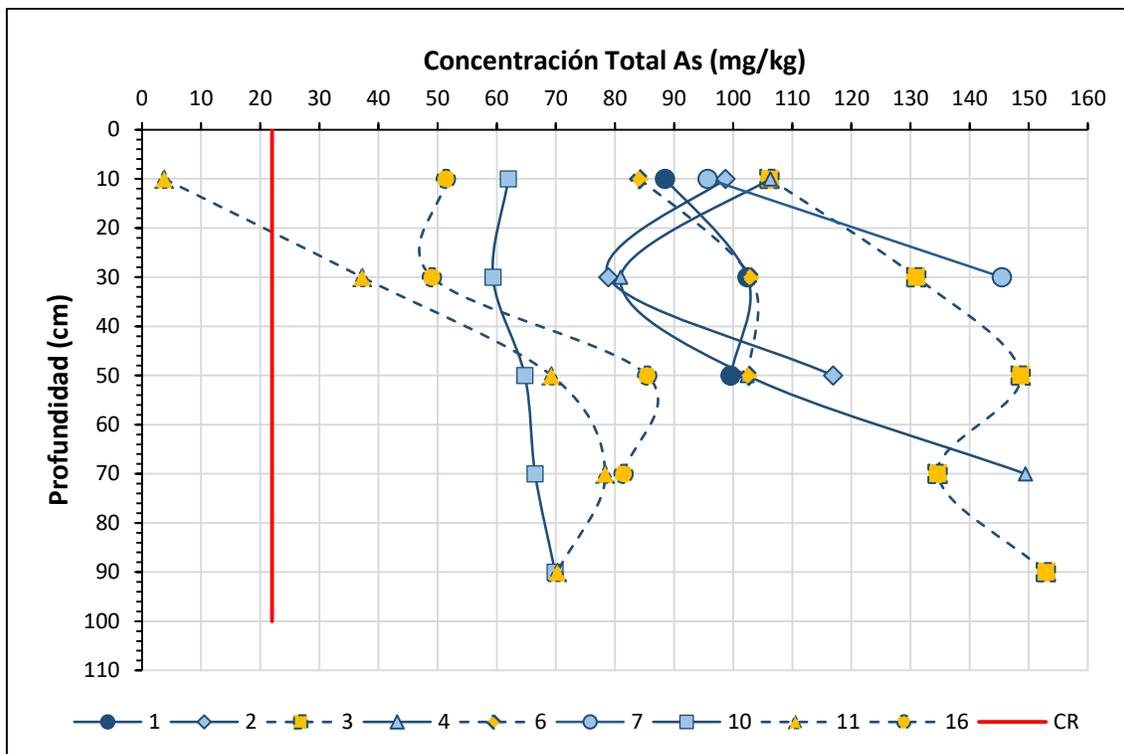


Figura 32. Representación vertical de las concentraciones totales de As de los núcleos de suelo (0-100 cm) con tendencia a aumentar.

En la **Figura 33** se muestran los núcleos de suelo que poseen una tendencia a disminuir las concentraciones de As conforme la profundidad aumenta, de las tres muestras, la número 15 es la única que no rebasa la CRT en la sección de 40 a 60 cm y de 60 a 80 cm, las demás secciones de este núcleo, así como los otros dos en su totalidad rebasan este límite, superándolo hasta 25 veces en el caso de la muestra 5. Este comportamiento advierte que estas muestras poseen una influencia antropogénica, esto se comprueba al analizar la ubicación de las mismas, en donde las muestras 5 y 17 se encuentran en la cercanía del punto final del arroyo San Pedro, considerado como la fuente principal de Pb y As hacia el suelo en el área de estudio; y la número 15 se encuentra cercana al terraplén que fue construido con residuos de las antiguas actividades mineras. La disminución en la concentración de As, como se mencionó anteriormente, es el comportamiento que se esperaría tener en todos los perfiles de suelo, sugiriendo la presencia de especies de As más estables conforme la profundidad del suelo aumenta, como resultado de procesos de inmovilización y retención de As en el suelo que se puede encontrar en el suelo fuertemente adsorbido sobre arcillas, óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso, y materia orgánica (Mandal & Suzuki, 2002, Bauer y Blodau, 2006).

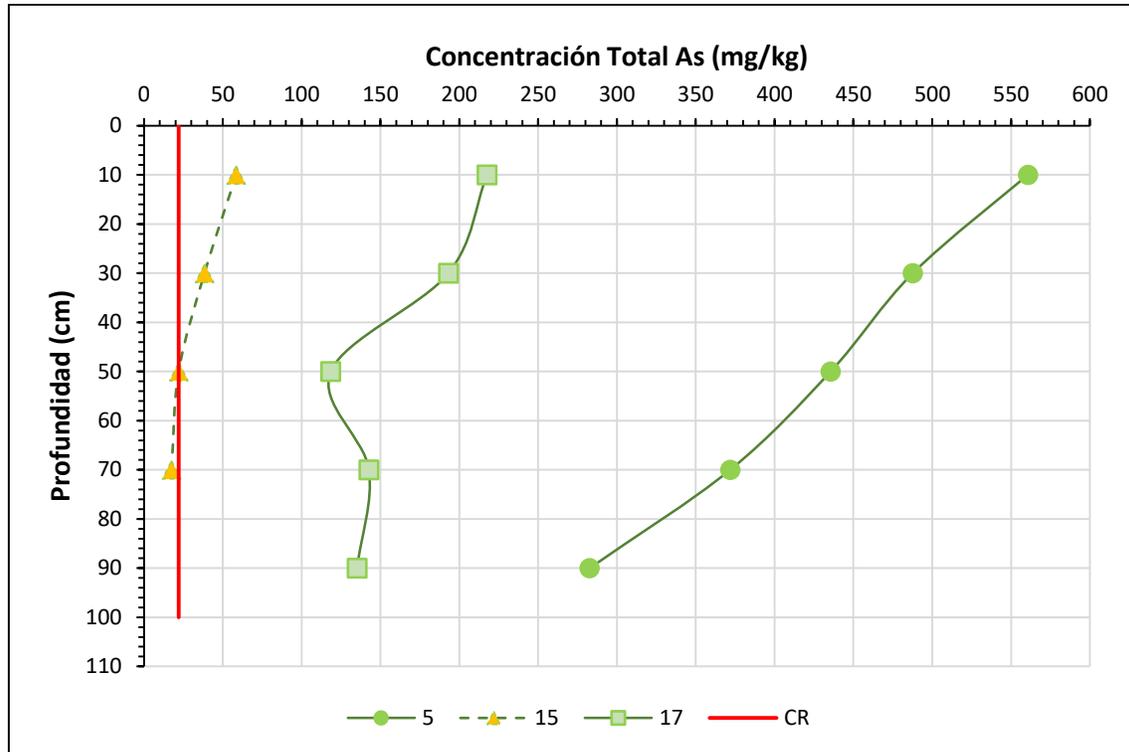


Figura 33. Representación vertical de las concentraciones totales de As de los núcleos de suelo (0-100 cm) con tendencia a disminuir.

Por último, en la **Figura 34** se muestran los resultados de las muestras que presentaron una tendencia variable en la concentración de As con respecto a la profundidad de suelo, es decir, aumentan o disminuyen los niveles de As a lo largo del núcleo. Sin embargo, a pesar de este comportamiento dinámico que posee el As en el suelo vertical, se puede apreciar que la mayoría de las muestras en cada una de sus secciones supera la CRT, llegando a superarla casi 4 veces. Estos comportamientos variables en las concentraciones de As de los núcleos de suelo dependen de la forma química del contaminante y de la composición y condiciones de los suelos (Kalbitz y Wennrich, 1998). De acuerdo a las diferentes formas químicas presentes en el suelo, el As se presentará en formas más móviles o estables; lo que dará como resultado a un aumento en la concentración de As si existe una movilidad tanto química como física del elemento hacia capas más profundas del suelo, o una disminución en la concentración si se están llevando a cabo procesos de adsorción de As en los componentes del suelo.

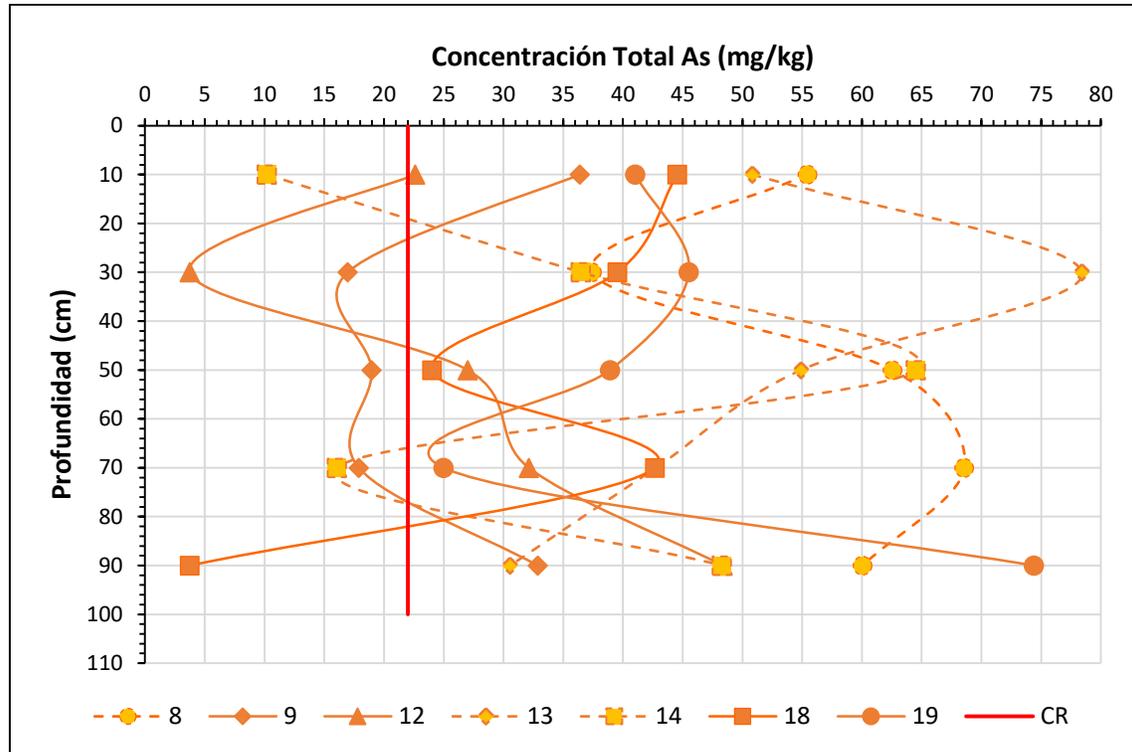


Figura 34. Representación vertical de las concentraciones totales de As de los núcleos de suelo (0-100 cm) con tendencia variable.

4.2. Caracterización mineralógica

4.2.1. Difracción de Rayos X

Como parte de la caracterización del suelo en el área de estudio, se llevó a cabo un análisis por Difracción de Rayos X (DRX) de 5 muestras con el fin de identificar las principales fases minerales presentes.

En la **Tabla 8** se encuentran los resultados del análisis por DRX en la que se presentan las principales fases minerales identificadas en cada una de las muestras de suelo seleccionadas. Los difractogramas con su respectiva tabla de minerales en orden de abundancia se encuentran en el ANEXO IV.



Tabla 8. Principales fases minerales identificadas en las muestras de suelo por Difracción de Rayos X.

ID Muestra	Descripción	Prof. (cm)	pH	CE (ds/m)	Principales fases minerales presentes en el suelo		
					SiO ₂	CaCO ₃	Feldespatos/Silicatos
1D	Suelo superficial cercano al parteaguas de la microcuenca San Pedro	0-5	8.3	259	+++	++	+
2D	Suelo superficial ubicado en la zona de descarga del arroyo San Pedro	0-5	8.3	629	+++	++	+
3D	Suelo superficial ubicado en la zona de inundación de las microcuencas San Pedro y Cuesta de Campa	0-5	8.0	370	+++	++	+
4D	Sección superficial del núcleo de suelo ubicado en el punto de descarga del arroyo San Pedro	0-5	8.0	438	++	+++	+
5D	Sección de 80 a 100 cm del núcleo de suelo ubicado en el punto de descarga del arroyo San Pedro	80-100	7.9	1267	++	+++	+

+++ muy abundante, ++ medianamente abundante, + ligeramente abundante. Representan el nivel de intensidad del pico observado en el difractograma para cada fase mineral presente en el suelo.

Se puede observar que las tres primeras muestras poseen las mismas fases minerales principales, teniendo como fase mineral más abundante el cuarzo (SiO₂), seguido de la calcita (CaCO₃); los cuales son componentes característicos de las rocas que afloran en la región de Cerro de San Pedro; y en menor abundancia se encuentra una gran variedad de feldespatos alcalinos y aluminosilicatos, como la anortoclasa [(Na,K)AlSi₃O₈], ortoclasa (KAlSi₃O₈), moscovita [KAl₂(AlSi₃O₁₀)(OH)₂], anortita [Ca(Al₂Si₂O₈)], albita (NaAlSi₃O₈), entre otros.

Las muestras 4D y 5D corresponden a la sección superficial de 0 a 20 cm y a la sección más profunda de 80 a 100 cm, respectivamente, de un mismo núcleo de suelo. Se puede apreciar en la **Tabla 8** que la abundancia de las fases minerales en función de la intensidad del pico obtenido en el difractograma difiere a la obtenida para las tres primeras muestras. Presentándose la calcita en mayor abundancia en la muestra 4D, seguida por el



cuarzo y los feldespatos y aluminosilicatos. Este orden en el que se presentan los minerales del suelo se mantiene en la muestra 5D, representando la parte más profunda de la muestra, esto nos indica que su composición mineralógica no varía significativamente con la profundidad, a pesar de que se presenten otros minerales de feldespatos y silicatos entre una sección y otra, representando a un suelo homogéneo en su composición vertical.

Sin embargo, existe una diferencia en la composición mineralógica entre las muestras de suelo seleccionadas, lo que sugiere que la composición del suelo no es homogénea en toda el área. Cuando se sobrepusieron en el mapa edafológico las ubicaciones de las muestras analizadas por DRX (**Figura 35**), se pudo apreciar que las muestras 1D, 2D y 3D, cuya composición mineralógica es la misma, se encuentran sobre dos tipos de suelo diferentes: phaeozem y durisol, mientras que las muestras 4D y 5D, representadas con un triángulo para su diferenciación como suelo vertical, se encuentran en el mismo tipo de suelo que las muestras 2D y 3D, sin embargo, no poseen la misma abundancia de fases minerales. Por lo anterior observado se puede exponer que los sedimentos transportados por el arroyo San Pedro tiene una influencia en la composición mineralógica de los suelos, enriqueciendo los suelos aledaños al cauce con calcita que transporta desde las partes más altas de la microcuenca (**Figura 5**). La presencia de calcita en el medio ambiente trae ventajas como la neutralización de la acidez del suelo, la disminución de la solubilidad de metales pesados potencialmente tóxicos y el incremento del magnesio y calcio disponibles para las plantas (Hahn y Marschner 1998), así como incrementa la capacidad de intercambio catiónico (CIC) en los suelos (Pérez, 1986). Sin embargo, un aumento considerable de la calcita puede incrementar el grado de descomposición de la materia orgánica con la consecuente pérdida del carbono orgánico (Sánchez et al, 2007).

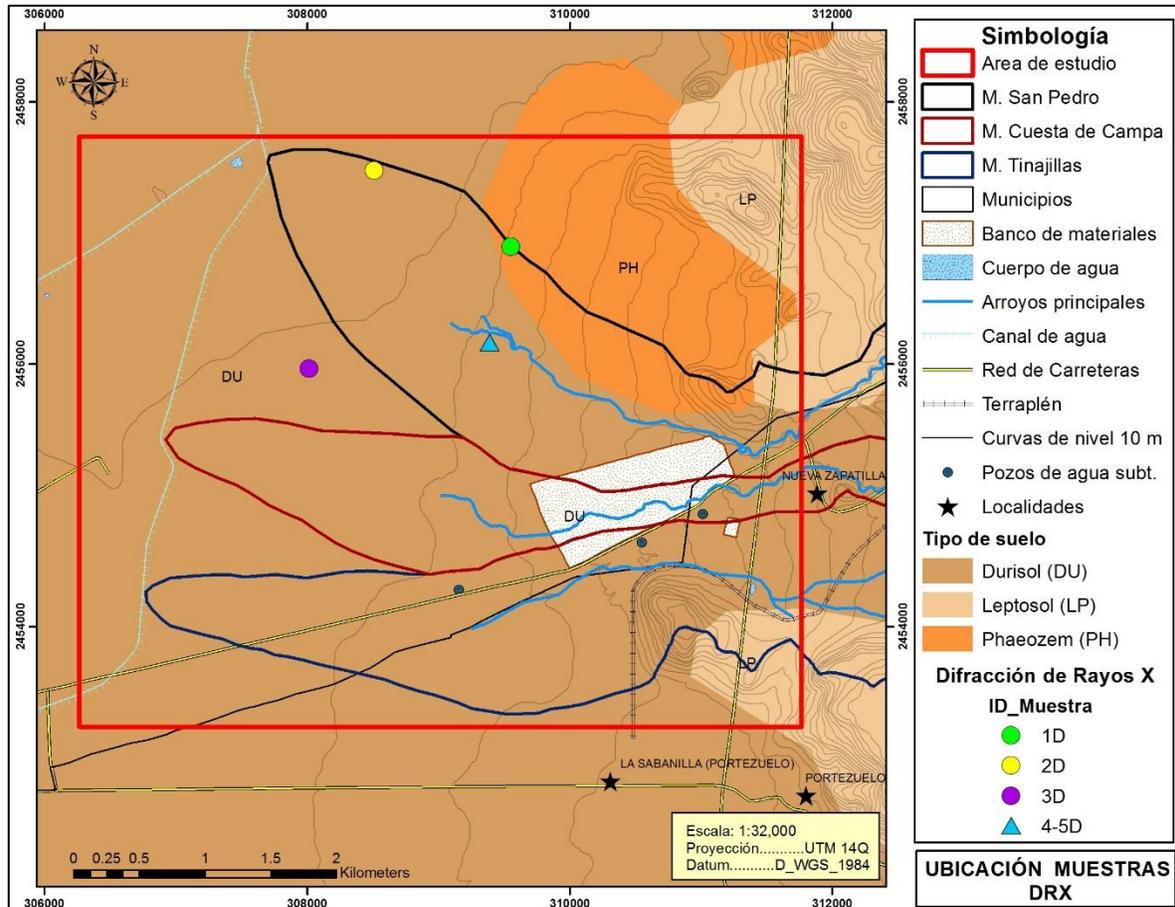


Figura 35. Ubicación por tipo de suelo de las muestras de suelo analizadas por DRX.

4.3. Determinación de pH y conductividad en suelo

La determinación de pH y conductividad eléctrica se realizó para complementar la caracterización química del suelo del abanico aluvial. En el ANEXO V se presentan los valores de pH y CE para cada una de las muestras recolectadas, mientras que en la **Tabla 9** se ilustra la estadística descriptiva de los valores de pH y CE de las 90 muestras de suelo superficial. El valor mínimo obtenido de CE fue 0.072 dS/m, mientras que el máximo registrado fue 7.290 dS/m, existiendo una variación muy significativa con respecto de la media (0.533 dS/m). El valor de la mediana, 0.296 dS/m, nos sugiere que existe una mayor dispersión de los valores de CE entre los 0.296 y 7.290 dS/m. Sin embargo, el valor promedio de conductividad señala que el suelo superficial del área de estudio es un suelo no salino (<2 dS/m) según lo establecido por Richards (1954). Los valores altos de conductividad eléctrica, que se presentan en el área (>2 dS/m) indican un gran contenido



de sales solubles en el suelo. La conductividad eléctrica del suelo es controlada por una combinación de sales solubles, contenido de arcillas, contenido de agua en el suelo, y temperatura del suelo (McNeill, 1980a).

Tabla 9. Estadística descriptiva de los valores de pH y CE de las muestras de suelo superficial (n=90).

Parámetro	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desviación Estándar
CE (dS/m)	0.072	7.290	0.533	0.296	0.9460
pH	5.2	8.6	8.0	8.2	0.5675

En el caso del pH, el 50 % de las muestras se encuentran por encima de un pH de 8.2 llegando a alcanzar un máximo de 8.6, mientras que la otra mitad se encuentran por debajo de 8.2 obteniendo valores mínimos de hasta 5.2. De acuerdo a la clasificación del pH del suelo por Moreno-Dahme (1993), de las 90 muestras de suelo superficial el 1.1 % corresponde a un suelo fuertemente ácido (pH= 4.2-5.5), otro 1.1 % de las muestras corresponde a un pH moderadamente ácido (5.6 a 6.5), el 7.8 % es un suelo con pH neutro (6.6 a 7.3), el 68.9 % de las muestras poseen una clasificación de suelo moderadamente alcalino (7.4 a 8.3), y por último el 21.1 % posee un pH fuertemente alcalino (pH >8.3); en base a lo anterior, el suelo del área de estudio se considera en su mayoría de moderado a fuertemente alcalino, con valores dominantes de pH de entre 7.4 a 8.6. Un pH moderadamente alcalino se debe a la presencia de minerales calcáreos en el suelo (Lu et al., 2016), donde la presencia de CaCO_3 , permite que el suelo alcance un pH de 8.2 (Domènech, 2006). La capacidad de amortiguamiento del pH que poseen los minerales del suelo (calcita, silicatos y feldspatos), funge un papel muy importante en el control de la acidez del suelo, esto se ve reflejado en los valores alcalinos de pH. Dicha acción amortiguadora permanece mientras existe material calcáreo en el suelo y el pH se mantiene en un valor alrededor de 8. Esta capacidad amortiguadora depende del potencial de intercambio catiónico del suelo (Domènech, 2006).

Los valores de pH de las muestras de suelo superficial se encuentran más concentrados de la mediana al valor máximo (8.2-8.6) como se muestra en la **Figura 36**, que muestra el diagrama Box-plot para los valores de pH, y poseen una mayor dispersión los valores que se encuentran por debajo de la mediana, hasta llegar al valor mínimo de 5.2. El suelo superficial del área de estudio posee un pH de un ambiente alcalino, sin



embargo, existe la presencia de dos valores extremos de pH para este conjunto de muestras de suelo, que se encuentran en una clasificación de moderado a fuertemente ácido, estos valores son de 5.2 y 6.2, correspondientes a dos muestras que se encuentran en el área donde se practica la agricultura de riego y de temporal, en donde los campos agrícolas son regados con aguas residuales no tratadas. Generalmente, los suelos regados con aguas residuales no tratadas presentan niveles bajos de pH, lo cual es atribuido en parte a la nitrificación del amonio proveniente del nitrógeno orgánico, la oxidación de los sulfitos y la producción de ácidos orgánicos producto de la mineralización materia orgánica (Oliveira et al., 2002; Bettiol y Fernández, 2004; Simonete et al., 2003). Asimismo, estos suelos presentan un aumento en el contenido de materia orgánica, en el contenido de sales y a su vez, una mayor capacidad de intercambio catiónico (Kiziloglu, 2008). Esta disminución en los valores de pH del suelo podría no persistir por mucho tiempo debido a la alta capacidad buffer de este suelo calcáreo altamente alcalino, por lo que se espera que el pH del suelo vuelva a aumentar (Vázquez-Montiel et al., 1996), sin embargo, si esto no sucede los valores bajos de pH pueden aumentar la solubilidad de cationes intercambiables tales como Ca y Mg y podrían aumentar la solubilidad y disponibilidad de nutrientes en suelos calcáreos tales como Fe, Mn, Zn y Cu, o de metales potencialmente tóxicos (Mohammad, 1986; Mohammad y Mazahreh, 2003).

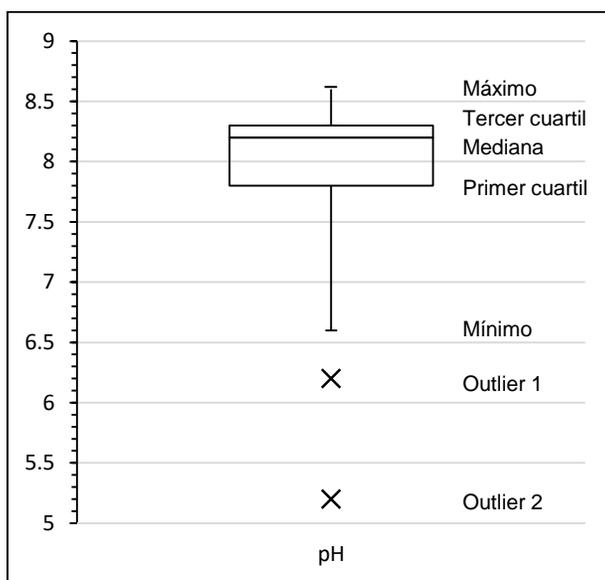


Figura 36. Diagrama de box-plot de los valores de pH de las muestras de suelo superficial (n=90).



Los valores de pH obtenidos en el diagrama de box-plot se utilizaron para realizar el mapa de puntos donde se ilustra la distribución de los valores de pH en el suelo del área de estudio con respecto a la geología (**Figura 37**). Esta distribución nos indica la variabilidad de pH, lo cual podría deberse a la distribución diferenciada de materiales mineralógicos que aportan alcalinidad o acidez al medio. En el mapa se puede apreciar que, en dirección al Noreste, existe un área que aporta rocas alcalinas, localizada sobre la Formación Indidura, lo cual da como resultado valores de pH neutros y alcalinos entre 6.7 y 8.6. Esta formación está constituida por capas delgadas de roca caliza (Rodríguez, 2012). El resto de las muestras se encuentran en un área con presencia de aluvión, el cual consiste en material suelto constituido de grava, arena, limo y arcilla, que resultan de la erosión de rocas preexistentes, estos materiales son transportados por las corrientes fluviales y depositados sobre el cauce de los ríos y en las planicies de inundación. (Minjarez, 2011). Dicho material erosionado proviene de las rocas calizas de la Formación Indidura ubicada aguas arriba de las microcuencas, lo que da como resultado un aporte de rocas alcalinas en la parte baja de las microcuencas, este aporte se da de forma gradual y heterogénea en función de la cantidad de materiales depositados en los eventos de lluvias y de la intensidad de los mismos, por lo que los mayores aportes de rocas alcalinas se dan cerca del punto final de los arroyos y conforme la distancia a este punto aumenta, el aporte de alcalinidad disminuye, es por ello que en esta zona se observa una distribución de pH con valores desde 5.2 hasta 8.6, presentándose los valores más altos cerca de los cauces principales, y estos tienden a disminuir en dirección de los flujos superficiales, los cuales siguen la orientación de las curvas de nivel en dirección hacia el Noroeste, es por ello que podemos apreciar los dos puntos con valores de pH más bajos (5.2 -6.2) cerca del límite del área de estudio en donde el aporte de materiales alcalinos que son transportados por el cauce es mínimo, aunado a la presencia de campos de cultivo agrícola.

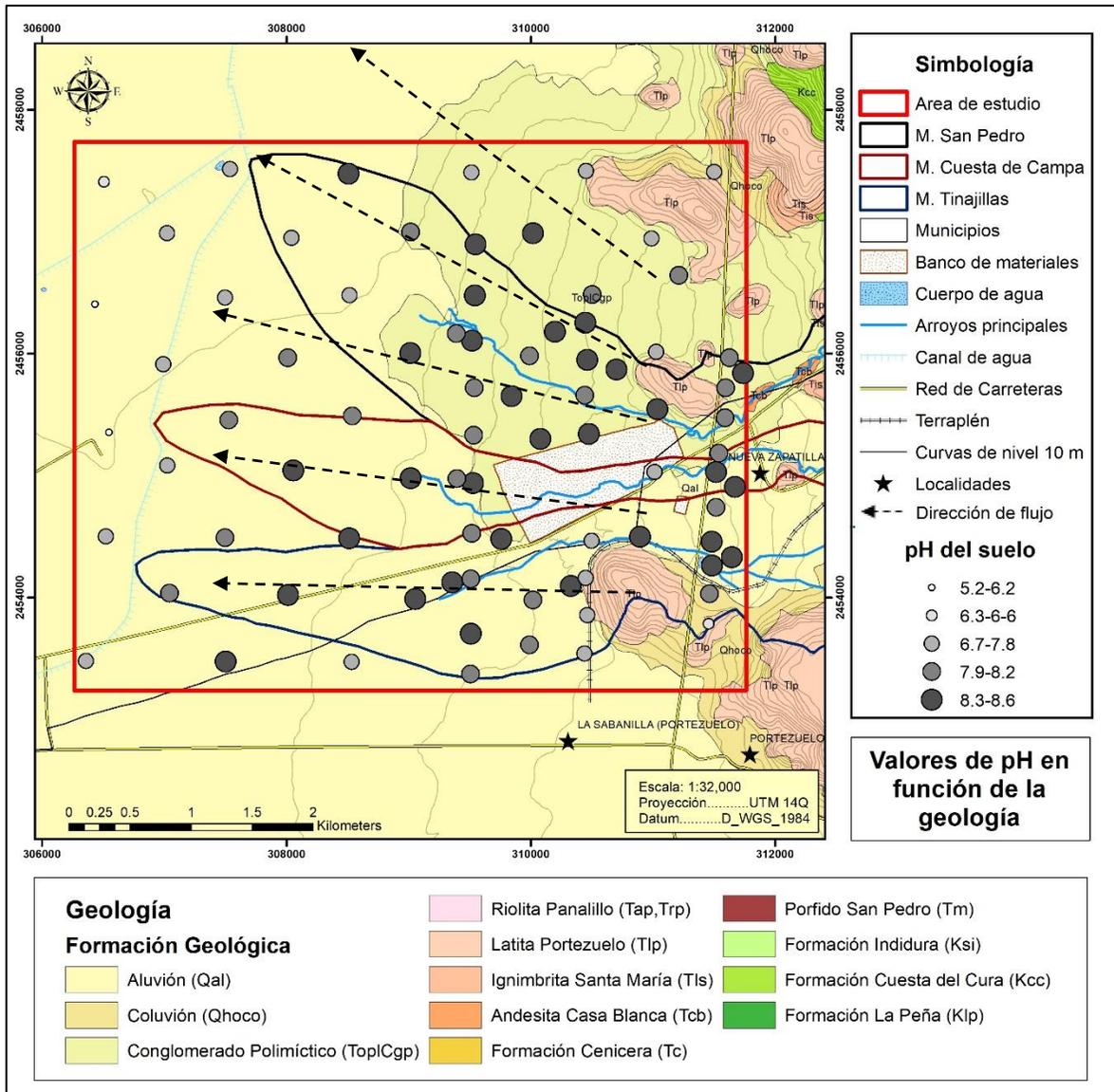


Figura 37. Mapa de la distribución de los valores de pH en función de la geología.

Adicionalmente, hacia el margen Sureste del mapa de distribución se puede observar el contraste entre los valores de pH entre 7.9 y 8.6 con cuatro muestras con pH entre 6.7 y 7.8, se puede apreciar que estas muestras se encuentran a orillas del terraplén, el cual como se mencionó anteriormente está compuesto por residuos mineros, los cuales podrían aportar acidez al suelo circundante, causando una ligera disminución del pH en estos puntos.



En cuanto a las muestras de suelo vertical, la **Tabla 10** muestra la estadística descriptiva de los valores de pH para cada una de sus secciones, mientras que la **Tabla 11** muestra la estadística descriptiva de los valores de conductividad eléctrica para este conjunto de muestras. Se puede observar que el valor promedio de pH de los núcleos de suelo se mantiene prácticamente constante conforme la profundidad aumenta. Esto podría ser debido a la distribución homogénea de fases minerales alcalinas presentes a lo largo de todos los núcleos. El menor valor de pH encontrado corresponde a la sección más profunda de 80 a 100 cm (pH =7.5), mientras que el valor más alto registrado, 8.7, se encuentra en la sección de 20 a 40 cm de profundidad, sin dejar de mencionar que todas las secciones poseen valores máximos entre 8.4 y 8.7, representando a un ambiente alcalino en toda la matriz de suelo hasta el metro de profundidad.

Tabla 10. Estadística descriptiva de los valores de pH de las muestras de suelo vertical (n=19).

pH del suelo					
Profundidad (cm)	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desviación Estándar
0-20	7.9	8.6	8.3	8.4	0.1895
20-40	8	8.7	8.3	8.3	0.1795
40-60	7.8	8.6	8.2	8.1	0.2074
60-80	7.7	8.6	8.1	8.1	0.2731
80-100	7.5	8.4	8.0	8.0	0.2466

Tabla 11. Estadística descriptiva de los valores de Conductividad Eléctrica de las muestras de suelo vertical (n=19).

Conductividad Eléctrica del suelo (dS/m)					
Profundidad (cm)	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desviación Estándar
0-20	0.166	0.445	0.279	0.2550	0.0819
20-40	0.179	1.312	0.352	0.2680	0.2504
40-60	0.115	4.270	0.894	0.5665	1.0792
60-80	0.200	3.400	1.107	0.9150	0.9075
80-100	0.170	4.000	1.236	0.5465	1.3651



Los valores promedio de CE del suelo, aumentan conforme aumenta la profundidad, variando de 0.279 dS/m en la sección superficial (0-20 cm) hasta los 1.236 dS/m en la sección más profunda (80-100 cm), dejando en evidencia el aumento de sales solubles en el suelo conforme alcanza el metro de profundidad. El valor más bajo de CE registrado se obtuvo en la sección de 40 a 60 cm, con una conductividad eléctrica de 0.115 dS/m, mientras que el valor más alto encontrado fue de 4.27 dS/m correspondiente a la misma sección. En general, en toda la matriz de suelo existe una baja presencia de sales solubles en la solución del suelo, por lo que no representa a un suelo salino (<2 dS/cm). Sin embargo, existen casos puntuales en los que la conductividad supera los 2 dS/m, en cuyo caso se consideran suelos ligeramente salinos, con presencia de cationes como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , así como aniones: Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- y CO_3^{2-} . La acumulación de sales está asociada con la profundidad de los suelos y en ciertas ocasiones se asocia con la textura del suelo. La presencia de grandes cantidades de sales solubles puede favorecer la complejación de los elementos potencialmente tóxicos, promoviendo su movilidad a través de la solución del suelo (Han, 2007).

4.4. Movilidad de Pb y As en suelo superficial y vertical

La prueba de movilidad para determinar la fracción soluble del Pb y As en el suelo superficial y vertical se realizó mediante el método establecido en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, el cual equivale al método ASTM D-3987-85 (ASTM, 2004). La concentración soluble representa la cantidad del elemento químico que se encuentra disuelto en un volumen conocido de solución extractante al final de la extracción, es decir, es la concentración de Pb y/o As alcanzada en la solución después de haber realizado la prueba de movilidad. La NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 establece un valor máximo para la concentración de referencia soluble por encima del cual existe un riesgo para el medio ambiente, este límite es conocido como Concentración de Referencia Soluble (CRs), cuyo valor es de 0.5 mg/L tanto para Pb como para As (DOF, 2007b).

Los resultados de concentración soluble de Pb y As de las muestras de suelo superficial, obtenidos en el extracto final de la prueba de movilidad (**Tabla 12**), muestran que el que posee un porcentaje mayor de muestras que superan la CRs es el Pb (15.4%),



mientras que el As no presenta concentraciones solubles que rebasen dicho límite. En este caso se obtuvieron 4 muestras menores al límite de detección (LD) del equipo para esta prueba (0.001 mg/L).

La concentración mínima soluble detectable obtenida para Pb fue de 0.002 mg/L, mientras que su concentración soluble máxima fue de 0.6 mg/L, la muestra S3 presenta la mayor concentración soluble obtenida superando 1.2 veces la CRs. Esta muestra se localiza próxima al punto final del arroyo San Pedro. En el caso del As, la concentración mínima soluble detectable registrada fue de 0.004 mg/L mientras que la máxima fue de 0.15 mg/L, valor que no supera la CRs. Las concentraciones medias de Pb y As presentes en el extracto de la prueba de movilidad se compararon con la CRs, observando que las medias de concentraciones solubles no superaron la CRs correspondiente (0.13 mg/L Pb < 0.5 mg/L, 0.04 mg/L As << 0.5 mg/L), sin embargo, existe dos puntos con concentraciones de Pb superiores a la CRs que representan un riesgo al medio ambiente, según lo establecido por la normatividad nacional en materia de suelos contaminados.

Tabla 12. Concentraciones totales, solubles y móviles de Pb y As en muestras de suelo superficial (n=13).

ID Muestra	Concentración total (mg/kg)		Concentración soluble (mg/L)		Concentración móvil (mg/kg)	
	Pb	As	Pb	As	Pb	As
S1	2,357	258	0.13	ND	2.61	ND
S2	780	109	0.06	ND	1.16	ND
S3	3,941	428	0.60	0.07	11.89	1.41
S4	1,848	279	0.07	ND	1.41	ND
S5	493	70	ND	ND	ND	ND
S6	3,347	398	0.16	0.07	3.20	1.43
S7	388	71	0.01	0.004	0.15	0.07
S8	643	68	0.01	0.02	0.18	0.32
S9	324	45	0.002	0.01	0.04	0.16
S10	285	71	0.01	0.01	0.21	0.14
S11	588	42	0.03	0.03	0.60	0.61
S12	387	106	0.01	0.03	0.18	0.51
S13	4,868	561	0.51	0.15	10.19	3.01
Media	1,558	193	0.13	0.04	2.65	0.85
Mediana	643	106	0.04	0.03	0.88	0.51
Desv. Estándar	1,580.02	174.20	0.20	0.05	4.07	0.96
%>CR	44	79	15.4	0.0	-	-

%>CR= Porcentaje que supera la Concentración de Referencia total y soluble establecida por la NOM-147-SEMARNART/SSA1-2004. **ND**= No detectable



En cuanto a las concentraciones móviles de Pb y As en el suelo superficial (**Tabla 12**) los resultados mostraron que la fracción móvil promedio de ambos elementos es muy baja comparada con las concentraciones totales obtenidas para las muestras de suelo superficial, representando menos del 2 % de la concentración total para ambos elementos. La máxima concentración móvil registrada para el Pb es de 11.9 mg/kg, mientras que la mínima detectable es de 0.04 mg/kg, presentando una media de 2.65 mg/kg. Al igual que en las concentraciones solubles, el As presenta concentraciones móviles por debajo del Límite de Detección (LD= 0.02 mg/kg) en 4 muestras de suelo, registrando una concentración mínima móvil detectable de 0.07 mg/kg y máxima de 3.01 mg/kg (media= 0.85 mg/kg). El porcentaje promedio de la fracción móvil de los elementos con respecto a su concentración total media en el suelo superficial indica que el As posee una mayor capacidad de movilización que el Pb, presentando porcentajes móviles de 0.04 % y 1.56 % (media= 0.44 %). En el caso del Pb, estos porcentajes variaron entre 0.003 y 0.76 % (media= 0.17 %) del total de Pb en el suelo superficial.

Existe una correlación positiva alta y estadísticamente significativa entre la concentración total y móvil tanto del Pb ($R= 0.9012$, $p<0.05$) como del As ($R= 0.9358$, $p>0.05$). Esto indica que las muestras que poseen altas concentraciones totales, presentarán una concentración móvil alta con respecto a las demás muestras, siendo entonces la concentración total el principal factor que controlaría la concentración móvil.

Las concentraciones solubles de Pb y As en las muestras de suelo vertical analizadas se presentan en la **Tabla 13** y **14**, en donde se observa que existe poca diferencia entre las secciones de ambos núcleos, con una ligera tendencia a disminuir conforme aumenta la profundidad. Se puede apreciar un claro contraste entre las concentraciones solubles de la muestra S1 y S2 para ambos elementos, en donde la concentración soluble promedio de la muestra S2 es más de 75 veces la concentración promedio de la muestra S1, este cambio drástico en los niveles solubles puede deberse a la ubicación de cada punto y a la influencia que tenga el cauce principal en cada muestra, ambos puntos se localizan dentro de la microcuenca San Pedro, con la diferencia en que la muestra S1 se encuentra en el suelo circundante al cauce San Pedro en la parte media-baja del área de estudio, y la muestra S2 se encuentra en las proximidades del punto de descarga del arroyo, en donde el cauce drena todos los contaminantes que fueron transportados desde los depósitos de residuos de la parte media-alta de la microcuenca, y que representan a la principal área de acumulación de Pb y As en el suelo; mientras que la



muestra S1 al encontrarse en suelo adyacente al cauce, presentaría una menor influencia del arroyo San Pedro por desbordamiento del agua.

Tabla 13. Concentraciones totales, solubles y móviles de Pb y As en la muestra de suelo vertical S1.

ID Muestra	Profundidad (cm)	Suelo vertical S1					
		Concentración total (mg/kg)		Concentración soluble (mg/L)		Concentración móvil (mg/kg)	
		Pb	As	Pb	As	Pb	As
S1-A	0-20	387	106	0.009	0.03	0.18	0.51
S1-B	20-40	410	81	0.008	0.03	0.17	0.67
S1-C	40-60	477	102	0.006	0.02	0.12	0.40
S1-D	60-80	720	149	0.006	0.01	0.12	0.18
Media		498	110	0.007	0.022	0.15	0.44
Mediana		443	104	0.007	0.023	0.14	0.45
Desv. Estándar		152.52	28.69	0.002	0.010	0.03	0.21
%>CR		75	100	0	0	-	-

%>CR= Porcentaje que supera la Concentración de Referencia total y soluble establecida por la NOM-147-SEMARNART/SSA1-2004.

El porcentaje de muestras que superan la CRs a lo largo del núcleo de suelo S2 es de 80 % para Pb (correspondiente a las primeras 4 secciones de la muestra), en el caso del As ninguna de las secciones supera dicho límite, al igual que la muestra S1, en la cual no se superó este límite para el Pb ni para el As. Estos resultados demuestran que el suelo de la muestra S2 desde la capa superficial hasta los 80 cm representa una fuente potencial de Pb para los recursos hídricos, por lo que se recomendaría evaluar la concentración soluble de un número mayor de muestras de suelo vertical ubicadas en el área de descarga de los arroyos principales de las tres microcuencas para evaluar con mayor precisión el grado en el que el Pb puede afectar a las aguas superficiales y subterráneas.

Las **Tablas 13 y 14** muestran las concentraciones totales y móviles de Pb y As en las muestras de suelo vertical S1 y S2, respectivamente. El núcleo S2 posee una mayor concentración móvil promedio de Pb y As, con 10.7 mg/kg y 2.5 mg/kg respectivamente, representando a su vez a la muestra de suelo vertical con mayor concentración total promedio de estos elementos (3,936 mg/kg de Pb y 428 mg/kg de As), mostrando una clara influencia del arroyo hacia el suelo circundante, debido a que entre más cercana se encuentre la muestra a la fuente de contaminantes, que en este caso es el arroyo San Pedro, más altos serán los niveles de Pb y As, al encontrarse en la zona de descarga de



agua y sedimentos contaminados. Un mayor contenido total de metales aumenta la posibilidad de que la fracción móvil sea alta. No obstante, los resultados muestran que los porcentajes promedio de la fracción móvil con respecto a la concentración total de Pb y As son similares a los encontrados en suelo superficial, representando entre 0.005% y 0.69% (media= 0.25 %) del contenido total de Pb, y el 0.06% y 1.08%, con una media de 0.55% del contenido total de As. Esto indica que la capacidad que poseen el Pb y As para movilizarse al medio acuoso es muy baja, comportamiento que se ve influenciado por la condición natural del sitio y que también puede deberse a las características de la fuente.

Tabla 14. Concentraciones totales, solubles y móviles de Pb y As en la muestra de suelo vertical S2.

Suelo vertical S2							
ID Muestra	Profundidad (cm)	Concentración total (mg/kg)		Concentración soluble (mg/L)		Concentración móvil (mg/kg)	
		Pb	As	Pb	As	Pb	As
S2-A	0-20	4,868	561	0.51	0.15	10.19	3.01
S2-B	20-40	4,485	488	0.60	0.15	11.99	3.08
S2-C	40-60	3,939	436	0.83	0.12	16.55	2.47
S2-D	60-80	3,367	372	0.52	0.11	10.39	2.24
S2-E	80-100	3,019	283	0.21	0.08	4.29	1.63
Media		3,936	428	0.53	0.12	10.68	2.49
Mediana		3,939	436	0.52	0.12	10.39	2.47
Desv. Estándar		764	107	0.22	0.03	4.40	0.59
%>CR		100	100	80	0	-	-

%>CR= Porcentaje que supera la Concentración de Referencia total y soluble establecida por la NOM-147-SEMARNART/SSA1-2004.

Los resultados de movilidad sugieren que el principal mecanismo de migración vertical de Pb y As en el suelo no es la movilidad química, por lo que la movilidad física a través del transporte de partículas finas por medio de percolación del agua podría ser el mecanismo que contribuye en mayor medida a la dispersión de Pb y As hacia las secciones más profundidad de suelo. No obstante, los resultados obtenidos muestran que existe una pequeña fracción de Pb y As en el suelo que tiene la capacidad de transferirse y permanecer en la fase acuosa, y que en algunos casos superan las CRs. Esta fracción soluble indica que el suelo es una fuente potencial de contaminación para los recursos hídricos incluyendo las aguas superficiales y subterráneas. Cabe resaltar que esta concentración soluble no es definitiva, se puede ver modificada por las condiciones variables del sitio a través del



tiempo, y un aumento en la fracción soluble implicaría una preocupación ambiental y de salud debido a que los contaminantes se encuentran disueltos en la solución del suelo, quedando disponibles para ser absorbidos por las plantas o transferirse a los cuerpos de agua (Kabata-Pendias, 2011), aumentando el grado de exposición de la población a los contaminantes.

Las concentraciones móviles más altas coinciden con las muestras que poseen las concentraciones totales más altas de Pb y As para este conjunto de muestras, y dichas muestras poseen un pH de suelo alcalino con valores entre 8.0 y 8.4, esto exhibe que a pesar de poseer los porcentajes móviles más altos, existe la posibilidad de una inmovilización de los elementos tóxicos en el suelo superficial por la presencia de fases minerales alcalinas, reflejada por medio de valores de pH superiores a 8.0. La movilización del Pb es usualmente baja, pero algunos parámetros del suelo como el incremento en la acidificación y la formación de complejos Pb y materia orgánica, pueden incrementar su movilidad (Kabata-Pendias, 2011), por lo que en las condiciones actuales del sitio este elemento permanece inmóvil, no obstante, una disminución del pH del suelo hasta llegar a acidificarlo implicaría un aumento en la concentración móvil. La variable clave que regula la movilidad de la mayoría de los metales pesados es el pH. Sin embargo, para ciertos elementos, como el As, el pH no es un factor importante en el control de su movilidad debido a que las formas químicas solubles del As predominan en un rango de pH muy amplio (Smedley y Kinniburgh, 2002). Es por ello que la movilidad del As es determinada por procesos de precipitación, disolución, adsorción y desorción. Estos procesos son controlados por parámetros geoquímicos como el pH, Eh, composición iónica y mineral (Bissen y Frimmel, 2003; Masscheleyn et al., 1991). En el caso del As que se encuentra en el suelo del área de estudio el posible proceso que influye en su inmovilidad en el suelo es la adsorción a minerales y otros componentes del suelo como la materia orgánica, los óxidos de Fe y Mn, a carbonatos, entre otros. Es por ello que se procedió a realizar una prueba de extracción secuencial selectiva con el objetivo de obtener mayor información de fracción se encuentran ligados estos dos elementos.

Los resultados de las concentraciones totales, solubles y móviles del total de las muestras se encuentran listados en el ANEXO VI.



4.5. Extracción secuencial de las muestras

Con el fin de conocer la fracción a la que se asocia el Pb y el As en el suelo superficial y vertical del abanico aluvial de Cerro de San Pedro, se llevó a cabo la prueba de extracción secuencial con dos procedimientos diferentes, una extracción secuencial catiónica (ESS1) para evaluar las fracciones asociadas al Pb y una extracción secuencial aniónica (ESS2) para evaluar las fracciones asociadas al As, utilizando el método descrito por Ortega (2012). Se seleccionaron las 5 muestras de suelo tanto superficial como vertical que poseen las más altas concentraciones de Pb y As para realizar estos procedimientos.

En la **Figura 38** se presenta la gráfica de distribución de los porcentajes de recuperación de la concentración total de Pb asociados a las 6 fracciones de la prueba de extracción secuencial selectiva catiónica (ESS1). En el ANEXO VII se enlistan todas las concentraciones y porcentajes de recuperación obtenidos en ambas pruebas catiónica y aniónica (ESS1 y ESS2).

El orden de abundancia del Pb en las fracciones de la prueba ESS1 catiónica de acuerdo a los porcentajes de recuperación promedio obtenidos, resultó ser $F6 > F5 > F4 > F3 > F2 > F1$, donde F1 corresponde a la fracción soluble en agua, F2 es la fracción intercambiable aniónicamente, F3 es la fracción ligada a carbonatos, F4 es la fracción ligada a óxidos de Mn y Fe, F5 es la fracción ligada a materia orgánica y sulfuros y F6 representa la fracción residual.

Por sus bajos valores encontrados, las fracciones F1 y F2 no se aprecian en la **Figura 38**. El Pb resultó muy poco soluble en agua con condiciones de pH ácidas (5.5), obteniendo un porcentaje soluble promedio de 0.01% en contraste con la concentración total promedio 2,847 mg/kg de Pb. Estos resultados coinciden con los obtenidos en la prueba de movilidad con agua meteórica, en donde la fracción móvil de Pb corresponde a menos del 2 % de la concentración total.

En promedio, un 0.07% del Pb se encuentra en la fracción intercambiable catiónicamente (F2). Esta fracción está conformada por las especies metálicas débilmente unidas a los componentes de la matriz del suelo, susceptibles de ser solubilizados con relativa facilidad ante cambios ligeros de pH (Ramos-Gómez et al., 2012). A alto pH (> 6), el Pb es retenido en la superficie de los feldspatos por procesos de intercambio catiónico (Chardon et al., 2008). Los principales cationes intercambiables que se presentan en el suelo son Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+ y Al^{+3} , y el intercambio catiónico se lleva a cabo cuando existe



un ion divalente o trivalente que es más fuertemente atraído, o cuando posee un radio iónico mayor que el Pb, dejándolo libre en la solución del suelo, aumentando su movilidad y biodisponibilidad (Núñez, 2000). Sin embargo, los resultados muestran que la fracción intercambiable catiónicamente es casi despreciable, lo cual sugiere que el suelo del área de estudio presenta una baja capacidad de intercambio catiónico (Núñez, 2000).

Se obtuvo un porcentaje promedio del 5 % de Pb ligado a la fracción de carbonatos, los mayores porcentajes de recuperación se obtuvieron en la muestra S4, que corresponde al núcleo de suelo en su sección más superficial (0-20 cm) y en la sección más profunda (80-100 cm), con porcentajes de 7.1 y 8.7 % (347 y 262 mg/kg), respectivamente, mostrando que en todo el núcleo se encuentra la presencia de minerales calcáreos principalmente calcita, componente principal de la roca caliza, en donde se encuentra ligado fuertemente el Pb. El Pb^{+2} tiene una gran afinidad por la superficie de la calcita (Fulgham et al., 1988), ocupando el lugar del Ca^{+2} en la red cristalina (Reeder et al., 1999), y la calcita es altamente estable e insoluble en agua. Se ha sugerido que los sistemas de calcita-agua suministran iones carbonato a soluciones, produciendo especies de metales insolubles (Rangel-Porras et al., 2010). Así este mineral puede tener una profunda influencia en el secuestro del metal, incluso en sistemas en donde no es necesariamente la fase mineral dominante (Fuller and Davis, 1987). Este porcentaje de asociación entre la fracción de carbonatos y la concentración de Pb en el suelo, se explica por las condiciones específicas del suelo del área de estudio, debido a que la presencia de carbonatos es resultado de la abundancia del mineral calcita ($CaCO_3$) en las muestras de suelo como se mostró en los resultados de DRX, derivado de la dominancia de rocas calizas en la zona, y esta abundancia de minerales carbonatados da como resultado un ambiente alcalino que se ve reflejado en los valores de pH previamente obtenidos, en donde para este conjunto de muestras se posee un valor promedio de 8.1. El mecanismo que regula el comportamiento de los elementos traza por carbonatos está relacionado con la variación del pH (Kabata-Pendias, 2011). Al existir valores de pH alcalinos se favorece la inmovilización e insolubilización del Pb en la solución del suelo, es por ello que se observa un aumento en el porcentaje de esta fracción comparado con las dos primeras, sin embargo, no revela la mayor asociación de Pb debido a su bajo porcentaje de recuperación.

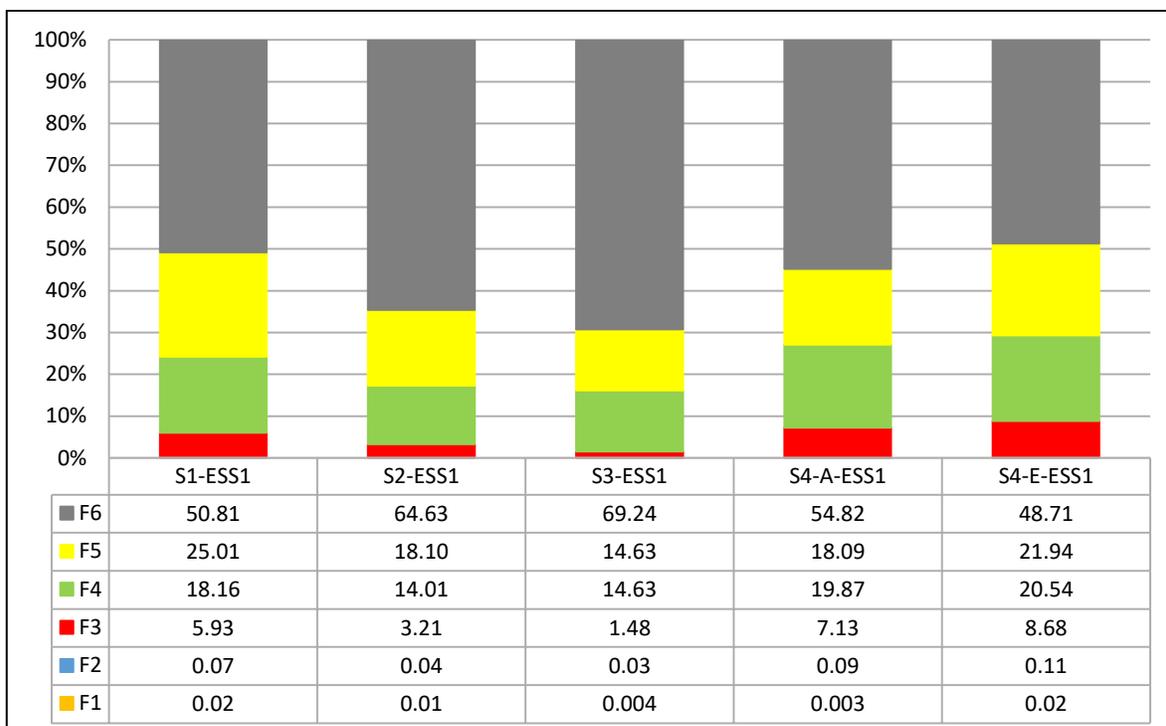


Figura 38. Porcentaje de distribución de las concentraciones totales de Pb asociadas a las fracciones de la prueba de extracción secuencial catiónica. F1: Fracción Soluble en agua, F2: Fracción intercambiabile catiónicamente, F3: Fracción ligada a carbonatos, F4: Fracción ligada a óxidos de Mn y Fe, F5: Fracción ligada a materia orgánica y sulfuros, y F6: Fracción Residual.

El 17% del Pb se encuentra ligado a la fracción de óxidos de Fe y Mn, este porcentaje indica que el Pb en esta fracción se encuentra fuertemente inmovilizado, debido a que los óxidos de Fe y Mn tienen una alta capacidad de adsorción por elementos traza. La adsorción de estos elementos por la superficie de los óxidos es un proceso altamente dependiente del pH de las adsorciones de cationes y oxianiones (Kabata-Pendias, 2011). La capacidad de adsorción incrementa significativamente con el incremento del pH del medio y la mayor capacidad de adsorción se presenta en un pH de 8.0 (Sparks, 1999). Por el contrario, una disminución en el pH implicaría la solubilización de una porción del Pb que se encuentra no solo adsorbido a los óxidos de Fe y Mn, sino también a los carbonatos, aumentando la concentración soluble de Pb en la solución del suelo.

Se encontró un promedio de 20 % del Pb adsorbido a la fracción de materia orgánica y a sulfuros. La materia orgánica soluble (MOS) juega un papel decisivo en la solubilidad del Pb; sin embargo, la fijación de este elemento a minerales arcillosos es mucho más fuerte, aun así la formación de complejos Pb-MOS puede incrementar la solubilidad del Pb



(Kabata-Pendias, 2011). No obstante, en base a los resultados previos obtenidos de movilidad del Pb, se determinó que este elemento no es móvil en el medio, por lo que esto indica que en el suelo del área de estudio no existe la presencia significativa de MOS que favorezca su movilidad, por lo que si el Pb se asocia a materia orgánica del suelo, sería con la materia orgánica insoluble. Por otra parte, es más probable que Pb determinado en esta fracción esté asociado a los sulfuros metálicos, específicamente en forma de galena (PbS); el cual es uno de los minerales más abundante de este elemento en los yacimientos que se han explotado en Cerro de San Pedro y en algunos de los residuos más relevantes que se abandonaron ahí (Vázquez, 2012). La galena es un mineral estable e insoluble mientras no se encuentre en contacto con agua y oxígeno atmosférico, es decir, mientras no se oxide (Cruz y Monroy, 2006), debido a que si llega a ser oxidado aumentará la solubilidad del Pb que contiene y se liberará al medio. Por otra parte, la precipitación de iones metálicos como sulfuros es un importante mecanismo para regular las concentraciones de S^{-2} y de cationes metálicos en la solución (Kabata-Pendias, 2011).

El mayor porcentaje registrado de Pb se encuentra en la fracción residual, con un 55 % de Pb promedio. Cuando los metales se encuentran unidos fuertemente a la fracción residual, su estabilidad es muy alta y su conversión a formas solubles requiere condiciones ambientales muy drásticas, que normalmente no ocurren en la naturaleza (Sauquillo et al. 2003). En este caso la mayor porción de Pb en el suelo se encuentra ligado a esta fracción residual, esto se atribuye a la abundancia de fases minerales de silicatos y aluminosilicatos presentes en este conjunto de muestras, como lo mostraron los resultados de DRX. Lo anterior implica una muy baja movilidad del Pb y en consecuencia se reduce el riesgo de biodisponibilidad y toxicidad (Brunori et al. 2005, Pérez-González 2005, González-Flores et al. 2009). Por lo tanto, el Pb asociado a esta fracción es de poco riesgo directo para el medio ambiente.

Las fracciones asociadas al As se determinaron mediante la extracción secuencial selectiva aniómicamente (ESS2), que consta de 7 fracciones en comparación de la ESS1 en donde la F4 representa a la fracción intercambiable aniómicamente (**Figura 39**) El orden de abundancia del As en las fracciones según el porcentaje promedio de recuperación fue $F7 > F6 > F4 > F3 > F5 > F1 > F2$.

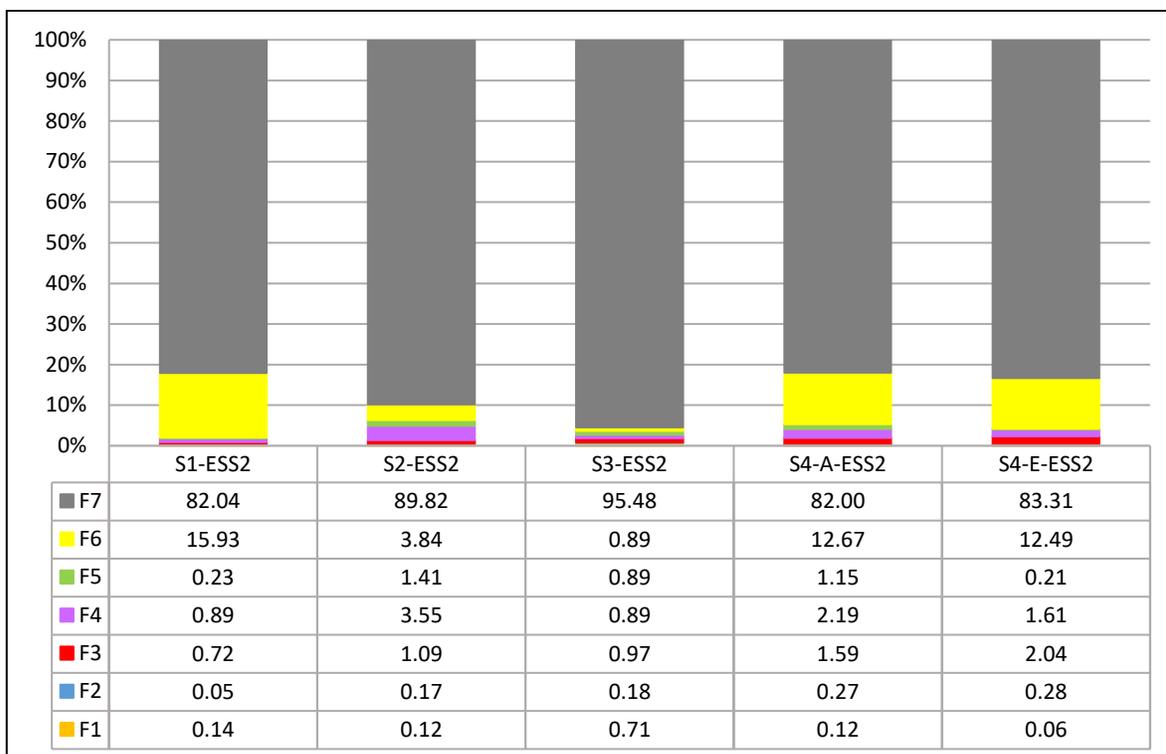


Figura 39. Porcentaje de distribución de las concentraciones totales de As asociadas a las fracciones de la prueba de extracción secuencial aniónica. F1: Fracción Soluble en agua, F2: Fracción intercambiable catiónicamente, F3: Fracción ligada a carbonatos, F4: Intercambiable aniónicamente, F5: Fracción ligada a óxidos de Mn y Fe, F6: Fracción ligada a materia orgánica y sulfuros, y F7: Fracción Residual.

El porcentaje promedio de As observado en la F1 soluble en agua fue 0.23 %. La fracción con el menor porcentaje promedio de recuperación de As (0.19 %) fue la fracción intercambiable catiónicamente, conforme a lo esperado, pues el intercambio catiónico no es un proceso relevante en el control de la solubilidad del As en suelo, por la prevalencia de formas aniónicas que presenta el As en solución (Kabata-Pendias, 2011).

El aumento en los porcentajes de recuperación de As se comienza a notar en la fracción F3 ligada a carbonatos, ya que esta fracción posee un porcentaje de As asociado del 1.3 %, valor que no representa una diferencia significativa en la inmovilización del As, pero que funge un papel importante en dicho proceso. La muestra que presenta un mayor porcentaje de asociación con carbonatos es la S4 en su sección superior con 1.6 % y en su sección más profunda con 2 %. Porcentajes muy similares que indican la homogeneidad en la composición del suelo en dicho punto, revelando que la presencia de calcita cumple una función en la retención de As. Generalmente, la solubilidad de As se incrementa con el



aumento del pH debido a la desorción de los óxidos, sin embargo, un incremento en la concentración de Ca en el suelo, en cualquiera de sus formas, en este caso en forma de carbonato, permite la disminución del As disuelto al facilitar la formación de precipitados de Ca-As (Hsia et al., 1994; Smith et al., 1998).

En promedio, el 1.8 % de As se encontró asociado a la fracción intercambiable aniónicamente (F4), la cual representa la cantidad del elemento que se encuentra adsorbido físicamente como complejo de esfera externa sobre superficies minerales, y que pueden liberarse por intercambio aniónico (Rodríguez, 2017). El As es susceptible a moverse al medio si la cantidad de fuerzas iónicas presentes no es suficiente para mantener fuertemente adsorbido el As, o si existe otro anión que compita por el sitio de sorción en el mineral. En este caso, el As es débilmente adsorbido por intercambio aniónico, la muestra S2 posee el porcentaje más alto de disponibilidad de As en esta fracción, con un 3.5 % de la concentración total de As para este punto (398 mg/kg).

En la fracción ligada a óxidos de Fe y Mn (F5) se puede apreciar una disminución en la asociación del As, registrando un porcentaje promedio de 0.8%, presentándose mayores porcentajes en la sección superior (0-20 cm) de las muestras S2 y S4 con porcentajes de 1.41 % y 1.15 %, respectivamente. Se ha demostrado que el As tiene una gran afinidad por las superficies oxidativas, es decir, superficies que pierden electrones y se hacen más positivas, atrayéndose preferencialmente a los óxidos de Fe (Atkins y Lewis, 1976), los cuales absorben aniones como el arsenato, desde la solución del suelo. La adsorción de As en óxidos de Fe es reconocida como el proceso que más contribuye en la inmovilización del As en suelos, sin embargo en este caso no fue sobresaliente debido a la presencia de pH alcalino en el suelo del área de estudio (promedio 8.1), ya que muchas superficies de los óxidos de Fe son alteradas por el pH, siendo cargadas positivamente en condiciones ácidas y cambiando a cargas negativas cuando las condiciones son alcalinas (Parfait, 1980), como sería el caso del suelo del área de estudio, por lo que en estas condiciones, el As no será atraído por las superficies de los óxidos de Fe, y será retenido por otros componentes del suelo, como por los carbonatos, debido a que poseen una carga positiva. Esto explicaría que la fracción asociada a carbonatos fue mayor que la fracción asociada a óxido de Fe y Mn.

Cuando el contenido de óxidos de Fe y Mn es bajo, además de los carbonatos, la materia orgánica del suelo cumple un papel muy importante en la retención del As bajo condiciones reducidas u oxidadas del suelo (Warwick et al., 2005), pero bajo condiciones



fuertemente reductoras, la formación de sulfuros minerales es otro mecanismo que controla las concentraciones de As (Harvey and Swartz, 2002; Masscheleyn et al., 1991). Por ello, es posible que el As se haya encontrado fuertemente asociado a la materia orgánica y a los sulfuros, con un porcentaje de 9.2 % del contenido total de As en el suelo del área de estudio. No obstante, en el caso de las condiciones del área de estudio, es muy probable que el As se encuentra principalmente en formas minerales como arsenopirita (FeAsS), que es el principal mineral primario portador de As en los yacimientos de la región minera y en algunos residuos mineros de la zona (Vázquez, 2012).

Al igual que en el caso del Pb, el As se encuentra en su mayoría asociado a la fracción residual, con un porcentaje promedio del 84 %. Esto indica que el As se encuentra fuertemente adsorbido a las arcillas y a los silicatos y aluminosilicatos, los cuales se encuentran de manera abundante en el suelo del área de estudio como se observó en la determinación de fases minerales por DRX.

4.6. Vulnerabilidad del acuífero del Valle de San Luis Potosí

Para evaluar la vulnerabilidad del acuífero del Valle de San Luis Potosí del área de estudio, se procedió a realizar un análisis de dos componentes, la vulnerabilidad específica y la vulnerabilidad intrínseca, comenzando por evaluar el nivel de exposición que tiene el sistema al contaminante, por medio del análisis de las concentraciones móviles de Pb y As, los cuales demostraron que el Pb y As tienen una movilidad muy limitada en las condiciones específicas que posee el suelo superficial y vertical del área de estudio presentándose fracciones móviles menores del 2% de la concentración total registrada para Pb y As. No obstante, aunque en la actualidad el suelo del abanico aluvial de Cerro de San Pedro presenta condiciones muy estables, que favorecen la inmovilización del Pb y el As en el suelo, estas condiciones podrían verse modificadas en el futuro, ocasionando un incremento en la movilidad de estos elementos.

A continuación se realizó la evaluación de la capacidad de respuesta del sistema frente al peligro a través de la cuantificación del nivel de vulnerabilidad del acuífero somero mediante el índice GOD, el cual contempla el tipo de confinamiento hidráulico del agua subterránea, la granulometría y litología sobreyacente y la profundidad del agua subterránea. Como se mencionó anteriormente, la descripción completa del método GOD con las tablas de los índices se encuentra descrito en el ANEXO II de este escrito.

Debido a que el sitio se encuentra dentro del polígono que conforma el Acuífero administrativo de San Luis Potosí, primero se definió la franja perimetral de 500 m alrededor del área de estudio como lo establece la NOM-141-SEMARNAT-2003, y para realizar la evaluación de la vulnerabilidad, se consideraron 15 pozos de agua subterránea que se ubican dentro de este perímetro (**Figura 40**). La información utilizada para el estudio de vulnerabilidad se obtuvo de reportes técnicos realizados previamente en el área, los cuales incluyen censos de aprovechamientos hidráulicos subterráneos y simulación de los niveles de profundidad del agua subterránea (UASLP, 1998; López, 2012).

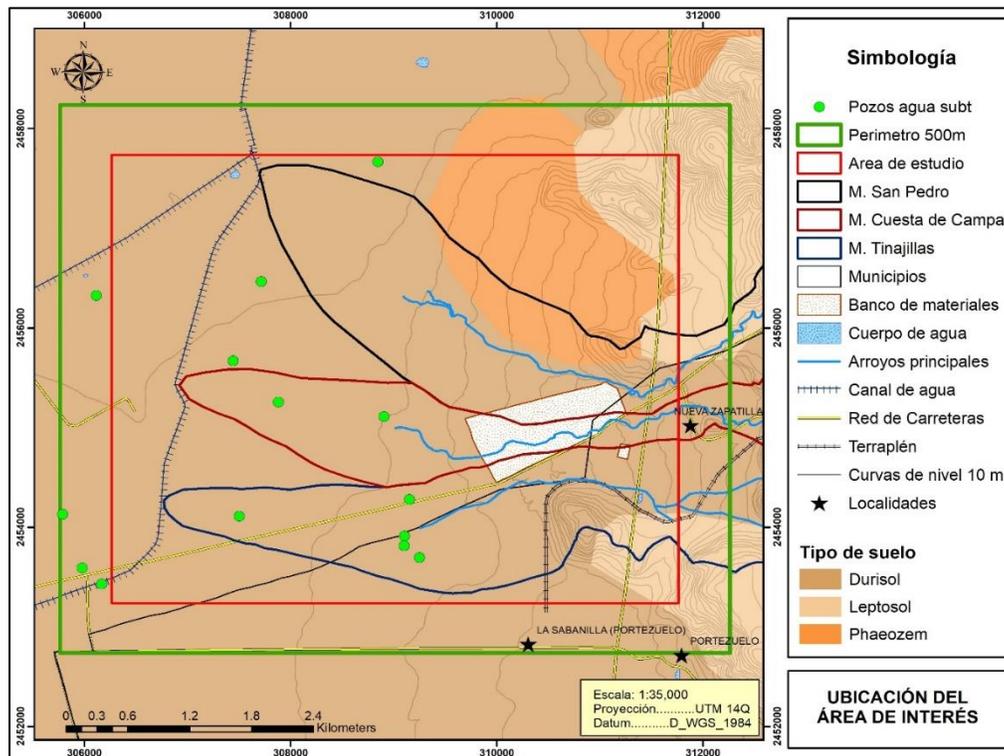


Figura 40. Delimitación de la franja perimetral de 500 m y ubicación de los pozos para el análisis de vulnerabilidad del acuífero.

En la determinación del índice G, que describe la condición de confinamiento que posee el acuífero, se consideró que el acuífero somero posee un confinamiento hidráulico de tipo libre o freático en toda la superficie del área de estudio, con un valor de índice de 0.6, sin embargo, por existir un canal de agua en el área de estudio, se decidió incluir una zona de influencia para este cuerpo de agua superficial para diferenciar el grado de confinamiento entre el canal y el resto del área de estudio, a la cual se le otorgó un valor de



índice de 1 (**Figura 41**) y corresponde al 27.4 % del área total, y la zona de acuífero libre corresponde al 72.6 % del área total (**Tabla 15**).

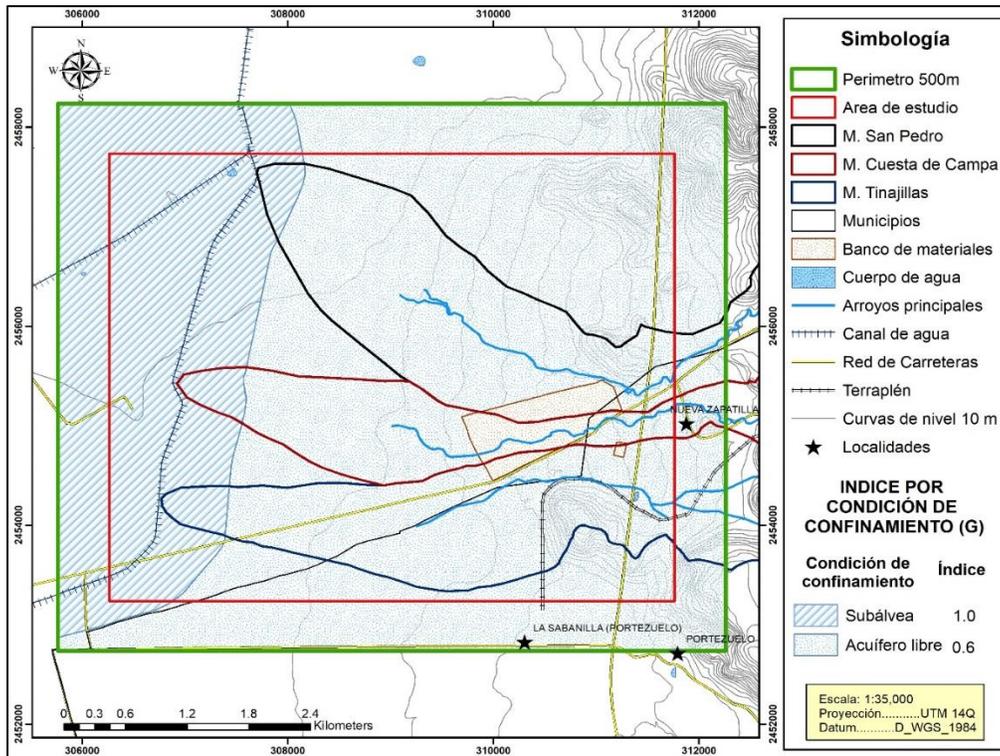


Figura 41. Mapa del índice por condición de confinamiento del acuífero (G).

Tabla 15. Relación de áreas y porcentajes asignados al índice G.

Ocurrencia del agua	Índice	% área	Área (km ²)
Subálvea	1	27.4	9.79
Libre	0.6	72.6	25.96

*Anexo Normativo 2, NOM-141-SEMARNAT-2013

Para la determinación del índice de granulometría y litología sobreyacente (O) se utilizó la información de los tipos de sustratos geológicos del área de estudio (**Figura 42**). El método considera dos tipos de estratos sobreyacentes: las rocas consolidadas conformadas por rocas porosas y densas, y las no consolidadas constituidas principalmente por sedimentos. En el caso de la zona de interés, las unidades consolidadas incluyen todas aquellas rocas sedimentarias, metamórficas e ígneas (volcánicas) presentes, este conjunto representa el 8.7 % del área total y se localiza en las zonas con mayor elevación; las unidades consolidadas en el área de interés están conformadas por las rocas calizas de la Formación Cuesta del Cura con un índice de 0.9 (**Tabla 16**), y por rocas volcánicas como



la Andesita Casa Blanca, Ignimbrita Santa María y Latita Portezuelo, este conjunto posee un índice de 0.6. Los sustratos no consolidados son básicamente todo el material de origen aluvial asociado a los ríos de las tres microcuencas, los cuales en su conjunto representan el 91.3 % del área total, y se encuentran constituidos por un aluvión, coluvión y conglomerado polimíctico, los cuales poseen un índice de 0.8.

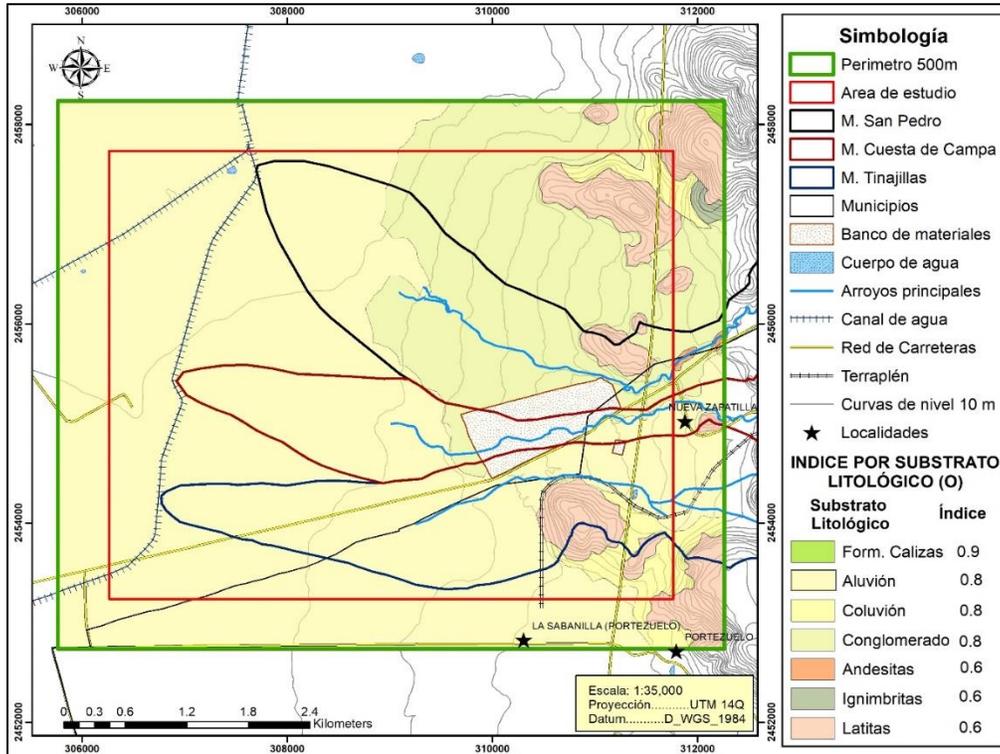


Figura 42. Mapa del índice por sustrato litológico (O).

Tabla 16. Relación de áreas y porcentajes asignados al índice O.

Litología	Índice	% área	Área (km ²)
Formación Cuesta del Cura	0.9	0.12	0.04
Aluvión	0.8	65.50	23.41
Coluvión	0.8	3.30	1.17
Conglomerado Polimíctico	0.8	22.6	8.07
Andesita Casa Blanca	0.6	0.12	0.04
Ignimbrita Santa María	0.6	0.23	0.08
Latita Portezuelo	0.6	8.20	2.92

*Anexo Normativo 2, NOM-141-SEMARNAT-2013

Por último, se determinó el índice por profundidad del agua del acuífero (O), de acuerdo con los datos reportados en estudios previos para los pozos ubicados dentro del área de interés a partir de los cuales se determinaron rangos del nivel del agua de 20 a 50 m y mayores a 50 m, y se delimitaron las respectivas zonas como se muestra en la **Figura 43**. El nivel de agua entre 20 y 50 m posee un valor de índice de 0.7 mientras que la zona con un nivel de agua mayor a 50 m posee un índice de 0.6 (**Tabla 17**).

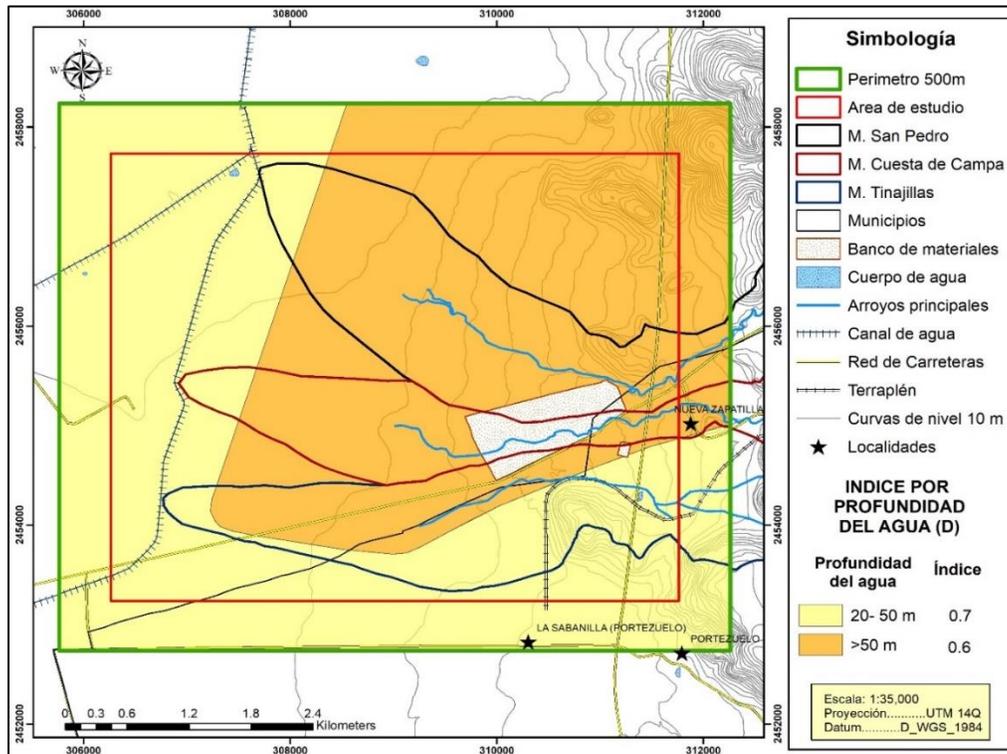


Figura 43. Mapa del índice por profundidad del nivel del agua subterránea (D).

Tabla 17. Relación de áreas y porcentajes asignados al índice D.

Profundidad agua	Índice	% área	Área (km ²)
20-50 m	0.7	50.7	18.12
>50 m	0.6	49.3	17.63

*Anexo Normativo 2, NOM-141-SEMARNAT-2013



El mapa de vulnerabilidad del acuífero se muestra en la **Figura 44**, el cual representa el resultado de la multiplicación de los índices G, O y D en el sistema de información geográfica. El resultado indica que la región considerada como no vulnerable ($GOD < 0.25$) corresponde solo al 6.06 % del área total, localizándose en zonas específicas de la región Noreste del sitio, que coinciden con el sustrato geológico Latita Portezuelo ubicado en la parte topográficamente más alta del área de interés; mientras que la zona vulnerable, se observa que corresponde a la mayor parte del área de estudio (93.94 %), por lo que se puede concluir que el acuífero delimitado dentro del área de estudio es vulnerable intrínsecamente, es decir, la susceptibilidad natural que presenta frente a cualquier peligro es alta debido a que sus características geohidrológicas permiten que los contaminantes superficiales se incorporen al sistema. Cabe mencionar que este análisis de vulnerabilidad es válido solo para el área de estudio, esta condición varía a lo largo de la extensión del acuífero debido a la heterogeneidad del acuífero y del material sobreyacente.

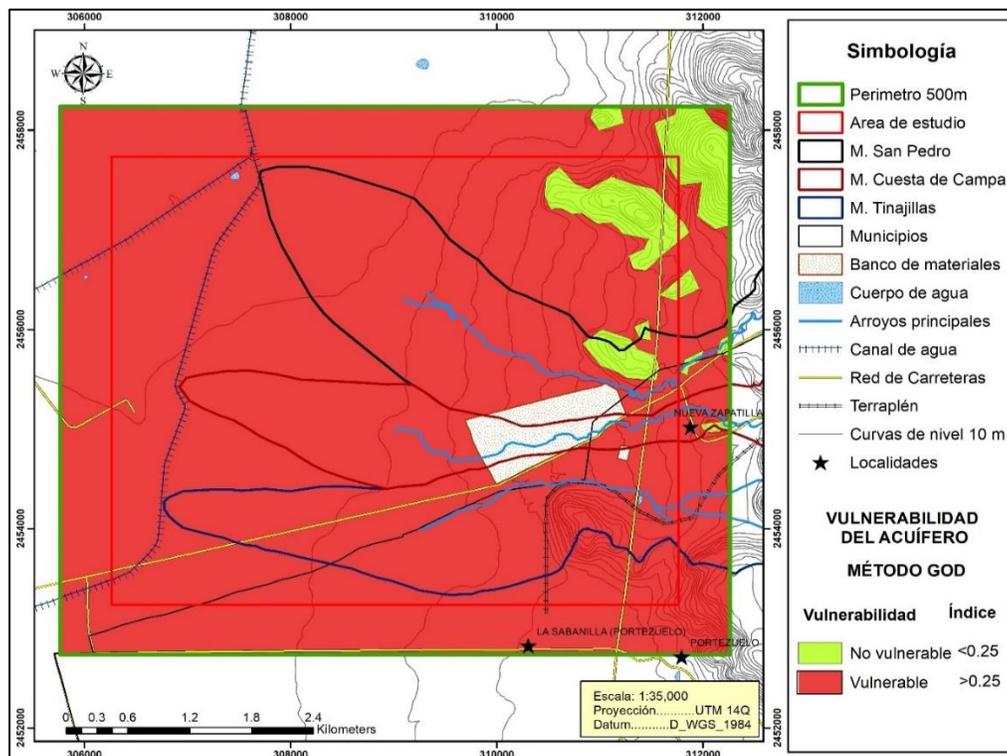


Figura 44. Mapa de vulnerabilidad del acuífero en el área de estudio.



En cuanto a la vulnerabilidad específica por la movilidad del Pb y As, las **Figuras 45 y 46** exhiben, respectivamente, la ubicación de las muestras de suelo superficial que poseen una concentración soluble de Pb y As mayor que las CRs (0.5 mg/L) establecidas en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. En el caso del Pb, solo 2 muestras de las 16 analizadas superaron la CRs, las cuales se localizan en el área vulnerable del acuífero, mientras que ninguna de las muestras presentó concentraciones solubles de As que superaran este límite. Por lo anterior, se considera que el Pb representa una amenaza para el acuífero somero por su movilidad química, debido a que las condiciones actuales del área de estudio favorecen su movilidad en niveles superiores al límite establecido por la normativa nacional en presencia de un acuífero vulnerable.

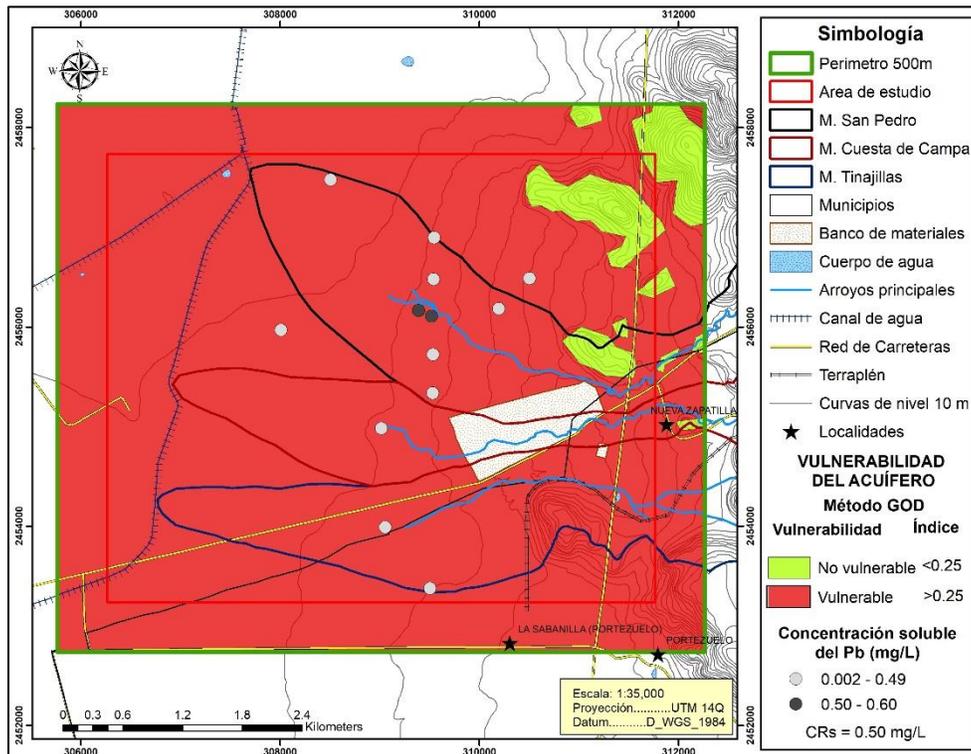


Figura 45. Mapa de la evaluación de la vulnerabilidad por nivel de exposición (movilidad Pb) y capacidad de respuesta del sistema.

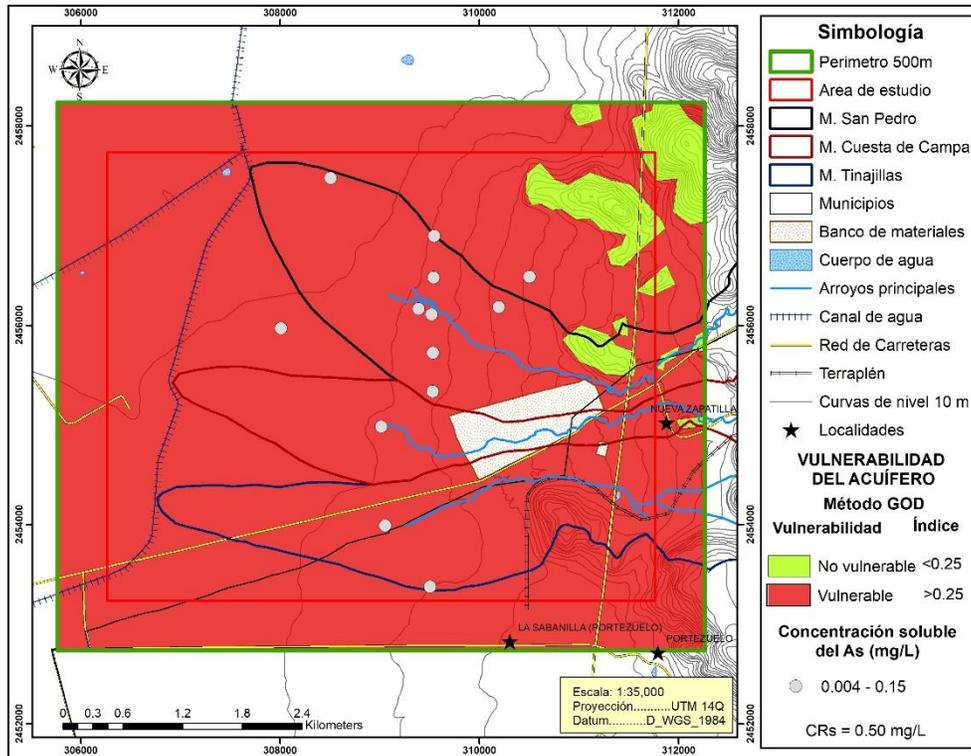


Figura 46. Mapa de la evaluación de la vulnerabilidad por nivel de exposición (movilidad As) y capacidad de respuesta del sistema.

No obstante, se debe considerar que el nivel de exposición del acuífero a Pb soluble en suelo, además de ser bajo en cuanto a las concentraciones máximas encontradas, se presenta en áreas restringidas y no es posible generalizar esta condición a toda el área de suelo contaminado, por lo que el riesgo de afectación de la calidad del agua subterránea puede considerarse bajo. Sin embargo, las elevadas concentraciones de Pb y As encontradas en el suelo representan una amenaza latente considerando que pudiera ocurrir un cambio en las condiciones que mantiene estables (inmóviles) a estos contaminantes.



CONCLUSIONES.

La caracterización geoquímica ambiental del abanico aluvial de Cerro de San Pedro tuvo como objetivo evaluar los niveles y distribución de Pb y As en suelo. Los resultados de concentración total mostraron que existe una presencia significativa de Pb y As en el suelo superficial, con concentraciones máximas de 5,097 mg/kg de Pb y 709 mg/kg de As, que superan 15 veces y 32 veces respectivamente, la concentración de referencia total (CRT) que establece la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelo de uso residencial y/o agrícola para Pb (400 mg/kg) y para As (22 mg/kg). Esto confirmó que el suelo del área de estudio se encuentra contaminado por Pb y As.

Los patrones de distribución de estos dos elementos, obtenidos en los mapas de iso-concentración, permitieron identificar a los arroyos San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas, como las principales fuentes de Pb y As hacia el suelo superficial, en donde el principal mecanismo de dispersión que contribuye con su transporte desde los depósitos de residuos hacia la planicie de inundación en el área de estudio es el arrastre fluvial, y una vez que el agua es descargada al suelo, el transporte hídrico a través de escurrimientos superficiales y laterales se convierte en el mecanismo de dispersión dominante, el cual es controlado por la topografía de la zona siguiendo las curvas de nivel con orientación del flujo en dirección hacia el Norte. En base a lo anterior, se concluye que las actividades minero-metalúrgicas realizadas en las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas han tenido una influencia en el aumento de las concentraciones de Pb y As en el suelo superficial del abanico aluvial. Sin embargo, no se puede atribuir en su totalidad la contaminación del suelo a las actividades mineras de la zona, debido a que es un área sumamente mineralizada con una abundante presencia de minerales de Pb y As, que podrían haber representado una fuente de enriquecimiento natural de metales en el suelo. El grado y la extensión de la contaminación de suelo por Pb y As sugieren potenciales riesgos ambientales en el área estudiada, considerando que el suelo contaminado representa una fuente secundaria para otros medios ambientales, por lo que se recomienda complementar la evaluación de la calidad de suelo en una mayor área, considerando el análisis de otros posibles contaminantes no incluidos en este estudio, además de evaluar sus biodisponibilidades, pues en el área de estudio se realizan actividades humanas como la agricultura, pero además, representa un área de potencial crecimiento urbano.

En cuanto a los suelos verticales, los resultados para Pb mostraron que la tendencia dominante es un aumento de las concentraciones conforme aumenta la profundidad del



suelo. Esto se asocia principalmente al depósito histórico de suelo aluvial en la zona, en donde el suelo depositado proviene de las partes altas de las microcuencas, donde se encuentran importantes mineralizaciones metálicas que podrían explicar las altas concentraciones de Pb que superan hasta 2 veces la CRT para este elemento en las secciones más profundas que se analizaron. Adicional al proceso de acumulación histórica de suelo, los resultados sugieren la migración vertical por un proceso de movilidad física a través del transporte de partículas finas de Pb a las secciones más profundas de suelo mediante la percolación del agua, esto debido a que los resultados de movilidad química demostraron que el Pb posee una muy baja movilidad en el suelo, presentando porcentajes de las concentraciones móviles menores del 2 % de la concentración total determinada. Sin embargo, existen casos particulares en los que se aprecia una disminución en la concentración de Pb conforme la profundidad aumenta, este comportamiento es característico de los suelos impactados por una fuente directa, al acumular una mayor porción de metales pesados en la superficie del suelo y presentar una menor concentración con la profundidad. En el caso de las concentraciones de As en muestras de suelo vertical, el patrón dominante fue una tendencia variable con un incremento y disminución de las concentraciones a lo largo de los núcleos. Aún en la máxima profundidad de suelos estudiada (80-100 m) se encontraron concentraciones de Pb y As que superaron las respectivas CRT. Esto sugiere que se podrían encontrar elevadas concentraciones aún a mayores profundidades, por lo que se recomienda obtener muestras de núcleos de mayor profundidad para delimitar adecuadamente la contaminación vertical del suelo.

La baja movilidad de Pb se debe a su asociación geoquímica con fracciones del suelo altamente estables, como se determinó en la prueba de extracción secuencial selectiva (ESS1). Los resultados de esta prueba demostraron una asociación del 5 % del Pb total a los carbonatos, debido a que la presencia de rocas calizas en el área de estudio favorece su inmovilización en superficie y secciones más profundas, proporcionándole al suelo propiedades de un ambiente alcalino que atenúa su movilidad. Sin embargo, las fases dominantes que inmovilizan al Pb son la fase residual (55 % de Pb) y la fase ligada a materia orgánica y sulfuros (20 % de Pb) en donde la asociación a sulfuros podría ser el mecanismo de inmovilización principal, por la presencia de estas fases en el suelo como una característica particular del área de estudio. En el caso del As, la baja movilidad también se debe a su asociación geoquímica con fracciones del suelo altamente estables, de acuerdo con la prueba de extracción secuencial selectiva (ESS2). Los resultados demostraron que



las fases dominantes que inmovilizan al As son la fase residual (84 % de As) y la fase ligada a materia orgánica y sulfuros (9.2 % de As), en donde al igual que para el Pb, la asociación a sulfuros podría ser el mecanismo de inmovilización principal.

Las bajas movilidad de Pb y el As en el suelo del área de estudio disminuyen la probabilidad de que alcancen una posición específica en el acuífero somero presente en el área de estudio, por lo que el nivel de exposición que tiene el sistema al contaminante es de muy bajo a nulo. Por lo tanto, aun cuando el acuífero somero es vulnerable intrínsecamente por sus características geohidrológica (índice GOD >0.25), se concluye que existe un bajo riesgo de afectación a la calidad del agua subterránea por migración de Pb y As desde la superficie. No obstante, debe tomarse en cuenta que cambios en las condiciones del suelo podrían incrementar la movilidad de estos contaminantes. Ante la amenaza que representa la contaminación de suelo superficial, sería recomendable iniciar un programa de monitoreo de la calidad del agua subterránea en esta zona del acuífero de San Luis Potosí.

Esta investigación demuestra la importancia de evaluar zonas alejadas a sitios mineros susceptibles de ser afectadas por el transporte de contaminantes a través de diferentes medios de dispersión. La información generada en este trabajo posiblemente influirá en la toma de decisiones de cualquier propuesta relacionada con el tema de estudio, orientada en la remediación de sitios contaminados, en la preservación de la calidad de los recursos hídricos y en la mitigación de los impactos significativos. No obstante, se requiere de la participación de estudios complementarios, como los que se recomiendan en este trabajo, que puedan proporcionar la información necesaria para tomar la mejor decisión encaminada en la prevención, control y mitigación de los impactos identificados.



REFERENCIAS

- Aragón-Piña, A., Campos-Ramos, A., Leyva-Ramos, R., Hernández-Orta, M., Miranda-Ortiz, N. y Luszczewski-Kudra, A. 2006.** Influencia de emisiones industriales en el polvo atmosférico de la ciudad de San Luis Potosí, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 22(1) 5-19 pp.
- Atkins, M. B., y Lewis, R. J., 1976.** Chemical distribution and gaseous evolution of arsenic-74 added to soils as DMSA-74 Arsenic. *Soil Science Society of America Journal* 40, 655–658 pp.
- ATSDR (Agency for toxic Substances and Disease Registry). 2007.** Toxicological Profile for Lead. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta. pp. 582.
- ATSDR (Agency for toxic Substances and Disease Registry). 2007.** Toxicological Profile for Arsenic. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta. pp. 559.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). 1995.** ASTM designation D 4972-95a. West Conshohocken, PA.: ASTM.
- Bauer, M., y Blodau, C. 2006.** Mobilization of arsenic by dissolved organic matter from iron oxides, soils and sediments. *Science of the Total Environment*. 354:179-190 pp.
- Bereciartua, P. J. 2003.** Vulnerabilidad de Aguas Subterráneas a la Contaminación. *Gestión Ambiental de los Recursos Hídricos – FI UBA*. Universidad de Buenos Aires. Argentina. 20 pp.
- Besoain, E. 1985.** Cap. 3 Composición mineralógica del suelo. *Mineralogía de arcilla de suelos*. Instituto interamericano de cooperación para la agricultura. San José, Costa Rica. 123- 306 pp.
- Bissen, M. y Frimmel, F.H. 2003.** Arsenic—a review: Part I. Occurrences, toxicity, speciation, mobility. *Acta Hydrochim Hydrobiol*. 31:9– 18 pp.
- Bradley, S. B., y Cox, J. J. 1990.** The significance of the floodplain to the cycling of metals in the River Derwent catchment, U.K. *The Science of the Total Environment* 98, 441–454 pp.
- Brunori, C., Cremisini, C., Dännibale, L., Massanisso, P. y Pinto, V. 2005.** A kinetic study of trace element leachability from abandoned-mine-polluted soil treated with SS-MSW compost and red mud: Comparison with results from sequential extraction. *Anal. Bioanal. Chem*. 381, 1347-1354.
- Bundschuh, J., Pérez, A., y Litter, M. 2008.** Cap. 1 Introducción: Distribución del Arsénico en las Regiones Ibérica e Iberoamericana. En *Distribución del Arsénico en las Regiones Ibérica e Iberoamericana*. CYTED. Argentina. (230): 1-4 pp.
- Bundschuh, J., Pérez, A., y Litter, M. 2008.** Cap. 3 Fuentes geogénicas de arsénico y su liberación al medio ambiente. En *Distribución del Arsénico en las Regiones Ibérica e Iberoamericana*. CYTED. Argentina. (230): 33-48 pp.
- Cárdenas, J. et al. 1992.** Capítulo 3. Minería. *Monografía geológico-minera del estado de San Luis Potosí*. 35-216 pp.
- Cardona-Benavides, A. 1990.** Caracterización físico-química y origen de los sólidos disueltos en el agua subterránea en el Valle de San Luis Potosí: su relación con el sistema de flujo: Monterrey, México. Universidad Autónoma de Nuevo León. Tesis de maestría. 97 pp.



- Carrasquero-Durán, A. 2006.** Determinación de los niveles de contaminación con plomo en los suelos y polvo de las calles de la ciudad de Maracay. *Agronomía Trop. Venezuela*. 56 (2): 237-252 pp.
- Carrillo-Rivera, J.J. y Armienta, M.A. 1989.** Diferenciación de la contaminación inorgánica en las aguas subterráneas del valle de la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México: *Geofísica Internacional*, 28: 763-783 pp.
- Carrillo-Rivera, J.J., Clark, I. D., y Fritz P. 1992.** Investigating recharge of shallow and paleo-groundwaters in the Villa de Reyes basin, SLP, Mexico, with environmental isotopes: *Applied Hydrogeology*, 1, 35-48 pp.
- Carrillo-Rivera, J.J., Cardona-Benavides, A., y Moss, D. 1996.** Importance of the vertical component of groundwater flow: a hydrochemical approach in the valley of San Luis Potosí, México: *Journal of Hydrology*, 185, 23-44 pp.
- Carrillo-Rivera, J.J., Cardona-Benavides, A., Huizar-Álvarez, R. y Graniel-Castro, E. 2008.** Response of the interaction between groundwater and other components of the environment in Mexico: *Environmental Geology*, 55: 303-319 pp.
- Chaney, R. L., Mielke, H. W., y Sterret, S. B. 1988.** Speciation, mobility and bioavailability of soil lead. *EnvironGeochem Health* 9:105-129.
- Chardon E.S., Bosbach D., Bryan N.D., et al. 2008.** Reactions of the feldspar surface with metal ions: Sorption of Pb(II), U(VI), and Np(V), and surface analytical studies of reaction with Pb(II) and U(VI). *Geochim. Cosmochim. Acta* 72:288–297.
- Colombo, F. 2010.** Abanicos aluviales: Secuencias y modelos de sedimentación. Universidad de Barcelona. 96 pp.
- Comité Técnico del Agua Subterránea (COTAS) y Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2005.** Estudio técnico respecto a las condiciones geohidrológicas y sociales del acuífero 2411 “San Luis Potosí” en el Estado de San Luis Potosí: Comité Técnico de Agua Subterránea del Acuífero del Valle de San Luis Potosí, reporte, 74 pp.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2015.** Determinación de la disponibilidad de agua en el Acuífero San Luis Potosí. Gerencia de Aguas Subterráneas. Subgerencia de Evaluación y Modelación Hidrogeológica. México, D.F. 30 pp.
- Corrin, M. L., y Natusch, DFS. 1977.** Physical and chemical characteristics of environmental lead. In: Boggess WR, Wixson BG, eds. *Lead in the environment*. Washington, DC: National Science Foundation, 7-31.
- Cotler H., Garrido A., Mondragón R., Díaz A. 2007.** Delimitación de cuencas hidrográficas de México, a escala 1:250,000, INEGI-INE-CONAGUA. Documento técnico. México. 35 pp.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2007b.** Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, 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. Publicada el 2 de marzo de 2007. 69 pp.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2010.** ACUERDO por el que se dan a conocer los estudios técnicos del acuífero 2411 San Luis Potosí, en el Estado de San Luis Potosí. Publicado el 7 de julio de 2010. Disponible en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5150943&fecha=07/07/2010



- Domènech, X., y Peral, J. 2006.** Capítulo 3. Procesos ácido-base y redox en medios terrestres. Química ambiental de sistemas terrestres. Editorial Reverté. España. 79-106 pp.
- Drahota, P., Knappová, M., Kindlová, H., et al. 2016.** Mobility and attenuation of arsenic in sulfide-rich mining wastes from the Czech Republic. *Science of the Total Environment*. República Checa. 192-203 pp.
- Du Laing, G., Rinklebe, J., Vandecasteele, B., Meers, E., y Tack, F. M. G. 2009.** *Science of the total environment* 407. 3972-3985 pp.
- EPA. 1986a.** Air quality criteria for lead. Research Triangle Park, NC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office. EPA600883028F.
- ESRI Environmental Systems Research Institute). 2002.** ArcGis 3D Analyst. Three-Dimensional Visualization, Topographic Analysis and Surface Creation. United States of America. 12 pp.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute). 2003.** ArcGIS9. Using ArGIS geostatistical Analyst. United States of America. 300 pp.
- Filippi, M., Drahota, P., Machovič, V., Böhmová, V., y Mihaljevič, M., 2015.** Arsenic mineralogy and mobility in the arsenic-rich historical mine waste dump. *Sci. Total Environ.* 536, 713–728 pp.
- Fulgham, J.E., Bryan, S.R., Linton, R.W., Bauer, C.F., y Griffis, D.P. 1988.** Discrimination between adsorption and co-precipitation in aquatic particle standards by surface analysis techniques: Lead distributions in calcium carbonates, *Environ. Sci. Technol.* 22, 463–467 pp.
- Fuller, C.C. y Davis, J.A. 1987.** Processes and kinetics of Cd²⁺ sorption by a calcareous aquifer sand, *Geochimica et Cosmochimica Acta* 51, 1491–1502.
- Galván-Arellano, A. 1999.** Arquitectura y urbanismo de la ciudad de San Luis Potosí en el siglo XVII: Facultad de Hábitat, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México. 268 pp.
- García, E. 2004.** Modificación al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Quinta edición. Instituto de Geografía-UNAM. México. 91 pp.
- García, M. C. S., y García, M.J. 2006.** Tema 11. Fundamentos y aplicación de técnicas Espectrofotométricas. 3.4 Espectroscopia de Absorción Atómica. Técnico especialista en laboratorio de atención primaria del Instituto Catalán de la Salud. Volumen I. Editorial MAD. España. 356 pp.
- Giraldo, H. R. 2009a.** Estadística espacial. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Gárfias, J., Franco, R., y Llanos, H. 2002.** Análisis de vulnerabilidad intrínseca y su adecuación mediante un modelo de flujo con trazado de partículas para evaluar la vulnerabilidad del acuífero del curso alto del río Lerma, Estado de México. *Revista Latino-Americana de Hidrogeología*. México. 115-126 pp.
- Gisbert, J. M. e Ibáñez, S. 2010.** Génesis de suelos. 2da Edición. Universidad Politécnica de Valencia. 222 pp.
- Gómez, A. 1996.** Abanicos Aluviales: Aportación teórica a sus aspectos más significativos. Cuaternario y Geomorfología. León, Guanajuato. México. 10 (3-4), 77-124 pp.
- González-Flores, E., Tornero, M. A., Ángeles-Cruz, Y. y Bonilla, N. 2009.** Concentración total y especiación de metales pesados en biosólidos de origen urbano. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 25, 15-22 pp.



- Han, F.X. 2007.** Biogeochemistry of Trace Elements in Arid Environments. En B.J. Alloway y J.T. Trevors Edits. Environmental pollution. Vol. 13. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Hahn, G., y Marschner, H. 1998.** Effect of acid irrigation and liming on root growth of Norway spruce. Plant Soil. 199:11-12
- Harvey, C.F., y Swartz, C. H. 2002.** Arsenic mobility and groundwater extraction in Bangladesh. Science. 298:1602 – 6 pp.
- Hernández, L., y González, C. 2002.** Capítulo 2. Introducción a los métodos ópticos de análisis. En Introducción al análisis instrumental. Barcelona. España. 41 pp.
- Hsia, T.-H., Lo, S.-H., Lin, C.-F. y Lee, D.-Y. 1994.** Characterization of arsenate adsorption on hydrous iron oxide using chemical and physical methods. Colloids Surf. A 85:1–7 pp.
- IMPLAN (Instituto Municipal de Planeación). 2009.** Plan Parcial de Conservación del Centro Histórico de San Luis Potosí 2009-2012: San Luis Potosí, S.L.P., Proyectos Municipales, H. Ayuntamiento de San Luis Potosí. 221 pp.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), 1972b.** Carta uso de suelo San Luis Potosí F14-A84, escala 1:50,000: México. D.F., Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 1 mapa.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), 2002.** Estudio Hidrológico del Estado de San Luis Potosí. Primera edición. México. 136 pp.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), 2013.** Carta edafológica San Luis Potosí F14-A84, escala 1:50,000: México. D.F., Secretaría de la Presidencia, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 1 mapa.
- IPICYT (Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C.). 2007.** Estudio hidrogeológico de la porción oriental del Valle de San Luis Potosí: San Luis Potosí, S.L.P. IPICYT. Reporte técnico elaborado para el Gobierno del Estado de San Luis Potosí. 174 pp.
- IPICYT (Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C.). 2010.** Diagnóstico del potencial del acuífero somero del Valle de San Luis Potosí como una fuente alternativa de abastecimiento: San Luis Potosí, S.L.P., IPICYT, reporte técnico elaborado para el Comité Técnico del Agua Subterránea (COTAS). 95 pp.
- Iriondo, M. H. 2007.** Cap 8. Procesos Aluviales. En: Introducción a la Geología. Editorial Brujas. 3era Edición. Córdoba, Argentina. 91-110 pp.
- Jain, A., Raven, K.P., y Loeppert, R.H. 1999.** Arsenite and arsenate adsorption on ferrihydrite: surface charge reduction and net OH-release stoichiometry. Environmental Science and Technology 33, 1179–1184 pp.
- Kabala, C., y Singh, R. 2001.** Fractionation and Mobility of Copper, Lead, and Zinc in Soil Profiles in the Vicinity of a Copper Smelter. Institute of Soil Science. 485-492 pp.
- Kabata-Pendias, A. 2011.** Trace Elements in Soils and Plants. Fourth Edition. CRC Press. United States of America. 505 pp.
- Kalbitz, K., y Wennrich, R. 1998.** Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter. The Science of Total Environment 209: 27-39 pp.
- Keiser-Shlittler, A. 1992.** Breve Historia de la ciudad de San Luis Potosí: Keiser Editores. 230 pp.



- Kim, C. S., Stack, D.H., y Rytuba, J.J. 2012.** Fluvial transport and surface enrichment of arsenic in semi-arid mining regions: examples from the Mojave Desert, California. *Journal of Environmental Monitoring*. 14: 1798-1813 pp.
- Kiziloglu, F. M., Turam, M., Sahin, U., Kuslu, Y., y Dursun, A. 2008.** Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. botrytis) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. *Agricultural water management* 95, 716-724 pp.
- Labarthe-Hernández, G., Tristán-González, M. y Aranda-Gómez, J.J., 1982.** Revisión estratigráfica del Cenozoico de la parte central del estado de San Luis Potosí: Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Instituto de Geología y Metalurgia, Folleto Técnico no. 85, 208 pp.
- Laird, G. A. 1905.** The Golg-Mines of the San Pedro District, Cerro de San Pedro, State of San Luis Potosí, México. *Transactions of the American Institute of Mining Engineers*. 35: 858-878 pp.
- Lin, H.T., Wang, M.C., y Seshalah, K., 2008.** Mobility of adsorbed arsenic in two calcareous soils as influenced by water extract of compost. *Chemosphere* 71, 742–749 pp.
- Lindsay, W.L. 1979.** *Chemical equilibria in soils*, John Wiley & Sons, New York. 423 pp.
- Litter, M., Pérez, A., Morgada, M.A., Ramos, O., Quintanilla, J., y Fernández-Cirelli, A. 2008.** Cap. 2 Formas presentes de arsénico en agua y suelo. En *Distribución del Arsénico en las Regiones Ibérica e Iberoamericana*. CYTED. Argentina. (230): 5-32 pp.
- López-Álvarez, B. 2012.** Cambios de uso de suelo y su impacto en el sistema acuífero del valle de san luis potosí, aplicando modelación numérica. Tesis Maestría. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C. México. 89 pp.
- López-Álvarez, B., Ramos-Leal, J. A., Moran-Ramírez, J., Cardona, A. y Hernández, G. 2013.** Origen de la calidad del agua del acuífero colgado y su relación con los cambios de uso de suelo en el Valle de San Luis Potosí. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*. 1: 9-26 pp.
- López-Doncel, R. 2003.** La Formación Tamabra del Cretácico medio en la porción central de la margen occidental de la Plataforma Valles-San Luis Potosí, centro-Noreste de México: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 20: 1-19 pp.
- Lu, C., Wu, Y. G., Hu, S. H., Zhang, X. Y., and Fu, Y. L. 2016.** Distribution and Transport of Residual Lead and Copper Along Soil Profiles in a Mining Region of North China. *Pedosphere*. 26(6): 848–860 pp.
- Machado, A., García, N., García, C., Acosta, L., Córdova, A., Linares, M., Giraldoth, D., y Vázquez, H. 2008.** Contaminación por metales (Pb, Zn, Ni y Cr) en aire, sedimentos viales y suelo en una zona de alto tráfico vehicular. *Revista internacional de contaminación ambiental*. México. 24 (4) 171-182 pp.
- Madejón, P., y Lepp, N.W., 2007.** Arsenic in soils and plants of woodland regenerated on an arsenic-contaminated substrate: a sustainable natural remediation? *Science of the Total Environment* 379, 256–262 pp.
- Mandal, B., y Suzuki, K. 2002.** Arsenic round the world: a review. *Talanta*, 58, 201– 235 pp.
- Marcus, W. A. 1989.** Regulating contaminated sediments in aquatic environments: a hydrologic perspective. *Environ Manag* 13(6), 703–713 pp.
- Marron, D. C. 1989.** Physical and chemical characteristics of a metal-contaminated overbank deposit, west-central south Dakota, U.S.A. *Earth surface processes and landforms*, vol. 14, 419.432 pp.



- Martin, C. W. 1997.** Heavy metal concentrations in floodplain surface soils, Lahn River, Germany. Department of Geography, Dickens Hall, Kansas State University. Manhattan, Kansas, USA. 1-7 pp.
- Martin, C. W. 2000.** Heavy metal trends in floodplain sediments and valley fill, River Lahn, Germany. *Catena* 39. 53-68 pp.
- Martínez, P. A. 2012.** Historia Ambiental del municipio de Cerro de San Pedro, San Luis Potosí, México (Siglo XX). Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. México. 289 pp.
- Masscheleyn, P. H., Delaune, R. D., y Patrick, W. H. 1991.** Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil. *Environ Sci Technol.*25:1414–9 pp.
- McBride, B. M. 1994.** Environmental Chemistry of Soils. Oxford University Press. United States of America. 406 pp.
- McNeill, J. D. 1980^a.** Electrical conductivity of soil and rocks. Geonics Ltd., Mississauga, Canada, Technical Note TN-5. 1-22 pp.
- Meade, R. H. 1982.** Sources, sinks, and storage of river sediments in the Atlantic drainage of the United States. *J Geol* 90(3), 235–252 pp.
- Miller, J. R. 1997.** The Role of fluvial geomorphic processes in the dispersal of heavy metals from mine sites. *Journal of geochemical exploration* 58, 101-118 pp.
- Middelkoop, H., 2000.** Heavy-metal pollution of the river Rhine and Meuse floodplains in the Netherlands. *Netherlands Journal of Geosciences* 79(4), 411-428 pp.
- Mohammad, M. J. A. 1986.** The effect of S and H₂SO₄ application on the availability of Fe, Mn and Zn in calcareous soils, Washington State University, Pullman, WA. MS Thesis.
- Mohammad, M. J. A., y Mazahreh, N. 2003.** Changes in Soil Fertility Parameters in Response to Irrigation of Forage Crops with Secondary Treated Wastewater. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34:9-10, 1281-1294 pp.
- Mol, G., Vriend S.P., and van Gaans, P.F.M. 2003.** Feldspar weathering as the key to understanding soil acidification monitoring data; a study of acid sandy soils in the Netherlands. *Chemical Geology. Países Bajos.* 417-441 pp.
- Montoya, R. A. 2009.** Cap. I y II. Beneficio de dudas y fundición de opiniones, y San Luis Potosí de la gran chichimeca San Luis del Potosí Novohispano. En: Origen y evolución sociodemográfica de un real de minas. Coordinación de Ciencias Sociales y Humanidades de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí. México. (I): 21-42, (II): 46-64 pp.
- Mora, H. J. 2002.** Migración de Plomo a través de facies hidroquímicas del agua subterránea. Tesis de Doctorado. Universidad Politécnica de Madrid. 286 pp.
- Moran-Ramírez, J. 2010.** Evaluación de la calidad química del agua en el acuífero somero de San Luis Potosí: San Luis Potosí, S.L.P. Tesis de licenciatura. Universidad del Noreste, Área de Ciencias de Químico Biológicas. 68 pp.
- MSX. Minera San Xavier. 2010.** UMOSP-Proyecto de optimización de la operación, consolidación de reservas y cierre. Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Regional. Disponible en: <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/slp/estudios/2011/24SL2011M0006.pdf>



- Nieves, M., Orozco, C., Pérez, A., Rodríguez, F. J., y Alfayate, J. M. 2011.** Contaminación Ambiental. Una visión desde la química. Madrid, España. 687 pp.
- Noriega, B., Lara, E., Serafín, A. H., Gutiérrez, N. L., y Ávila, M. 2016.** Caracterización Físicoquímica de residuos mineros y evaluación de su peligrosidad. Revista Mexicana de Agroecosistemas. Vol. 3 (2): 175-183 pp.
- Núñez, J. 2000.** TEMA I. Formación y nucleografía de suelos. En Fundamentos de la Edafología. 2da Edición. Editorial Universidad Estatal a Distancia, San José, Costa Rica. 11-25 pp.
- Oliveira, F., M. Matiazzo, C. Marciano y R. Rosseto. 2002.** Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. Revista Brasileira de Ciência de Solo 26(2): 505-519 pp.
- Olson KW, Skogerboe RK. 1975.** Identification of soil lead compounds from automotive sources. Environ Sci Technol 9:227-230.
- Ortega, J. 2009.** Capítulo 3. Técnicas espectroscópicas empleadas para la determinación de elementos traza en agua de mar. En Desarrollo de nuevos métodos de extracción en fase sólida para la preconcentración de metales traza en el agua de mar: evaluación de un soporte C-18 y de polímero de impronta iónica. Aplicación al estudio de la Ría de Arousa. Tesis de Doctorado. Universidad de Santiago de Compostela. 48-64 pp.
- Ortega, N. 2012.** Asociación entre la fracción bioaccesible y la bioacumulación en algunas especies vegetales que crecen en el cauce del arroyo de San Pedro. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Facultad de Ciencias Químicas, Ingeniería y Medicina. México. 189 pp.
- Parfait, R.L., 1980.** Chemical properties of variable charge soils. In: Theng, B.K.G. (Ed.), Soils with Variable Charge. New Zealand Society of Soil Science. 167–194 pp.
- Parish, R. 1992.** IRSL and Feldspar Weathering. Geography Laboratory. University of Sussex. 1-9 pp.
- Peña, D. 2014.** Fundamentos estadísticos. Alianza Editorial. Madrid. X pp.
- Pedraza, J. F. 2009.** Sinopsis histórica de los municipios del estado de San Luis Potosí, S. L. P.: Municipio de: Cerro de San Pedro. Centro Estatal de Estudios Municipales. San Luis Potosí, México. 12 pp.
- Pérez-Cid, B., Lavilla, I. y Bendicho, C. 1999.** Comparison between conventional and ultrasound accelerated Tessier sequential extraction schemes for metal fractionation in sewage sludge. J. Anal. Chem. 363, 667-672 pp.
- Pérez-González, G. 2005.** Disponibilidad de metales Tóxicos en sitios contaminados. Aplicaciones y limitaciones de la fraccionación en la determinación de gradientes de polución. Tesis de Doctorado. Departament de Química. Unitat de Química Analítica. Universitat Autònoma de Barcelona, España.
- Petersen, M.A., Libera, M.D., Jannas, R.R. y Maynard, S.R. 2001.** Geology of the San Pedro Porphyry-Related Gold-Silver Deposits, San Luis Potosí, México. Society of Economic Geologist. 8: 217-241 pp.
- Pierre, G. 1997.** Geostatistics for Natural Resources Evaluation. Oxford University Press. New York. 483 pp.



- Plumlee, G. S. 1999.** Chapter 3. The Environmental Geology of Mineral Deposits. *Rev Econ. Geol.* 6A:71-116 pp.
- Ramos-Gómez et al. 2012.** Movilidad de metales en jales procedentes del distrito minero de Guanajuato, México. *Revista Internacional de Contaminantes Ambientales.* 28(1) 49-59 pp.
- Rangel-Porras, G., García-Magno, J. B., y González-Muñoz, M. P. 2010.** Lead and cadmium immobilization on calcitic limestone materials. Elsevier. *Desalination.* 262: 1-10 pp.
- Razo, I., Carrizales, L., Castro, J., Díaz-Barriga, F., y Monroy, M. 2004.** Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in México. *Water, air and soil pollution* 152, 129-152 pp.
- Redman, A.D., Macalady, D.L., y Ahmann, D., 2002.** Natural organic matter affects arsenic speciation and sorption onto hematite. *Environmental Science and Technology* 36, 2889–2896 pp.
- Reeder, R.J., Lamble, G.M., y Northrup, P.A. 1999.** XAFS study of the coordination and local relaxation around Co²⁺, Zn²⁺, Pb²⁺, and Ba²⁺ trace elements in calcite, *Amer. Mineralog.* 84, 1049–1060 pp.
- Rodgers, K. J., Hursthouse, A., y Cuthbert, S. 2015.** The Potential of Sequential Extraction in the Characterisation and Management of Wastes from Steel Processing: A Prospective Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health.* 12: 11724-11755 pp.
- Rodríguez-Salazar, M. E., Álvarez-Hernández, S., y Bravo-Núñez, E. 2001.** Modo Q: Coeficientes de similitud. En *Coeficiente de Asociación.* Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. México. 173 pp.
- Rodríguez, M. 2014.** Diseño y Aplicación de una guía para la caracterización de la hidrología superficial en áreas mineras. Trabajo recepcional. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Facultad de Ingeniería. México. 172 pp.
- Rodríguez, A. 2017.** Detección de zonas impactadas por residuos provenientes de actividades minero-metalúrgicas usando herramientas de percepción remota con datos ASTER, estrategias de validación y evaluación ambiental. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. 202 pp.
- Ruíz, C. 2009.** Auge y ocaso de la minería en Cerro de San Pedro, jurisdicción de San Luis Potosí y el Tajo de San Cristóbal (1592-1633). México, D.F. 17-136 pp.
- Rzedowski, J. 1961.** La Vegetación del Estado de San Luis Potosí. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. 140-162 pp.
- Sadiq, M., 1997.** Arsenic chemistry in soils: an overview of thermodynamic predictions and field observations. *Water Air and Soil Pollution* 93, 117–136 pp.
- Salazar, G. 2000.** Cap. I El Sistema: Real de Minas, Centro Agropecuario, Energético y de Servicios. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. En: *Las haciendas en el siglo XVII en la región minera de San Luis Potosí.* San Luis Potosí, S.L.P., México. 37-71 pp.
- Samanidou, V., Papadoyannis, I., y Vasilikiotis, G. 1991.** Vertical distribution of heavy metals in sediments from rivers in northern Greece. *J Environ Sci Health* 26(A), 1345–1361 pp.
- Sánchez, W., Mohsin, M., y Imery, J. 2007.** Efecto comparativo de la calcita y conchas de moluscos marinos sobre algunas propiedades químicas de dos ultisoles del estado de Monagas. *Saber, Universidad de Oriente, Venezuela.* Vol. 19 N°1:14-20.



- Sauquillo A., Rigol A. y Rauret G. 2003.** Overview of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments. *Trends in Anal. Chem.* 22, 152-159 pp.
- Siegel, R. F. 2002.** *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals.* Springer. Germany. 218 pp.
- Simón, M., Ortiz, I., García, I., Fernández, E., Fernández, J., Dorronsoro, C. y Aguilar, J. 1999.** Pollution of soil by the toxic spill of a pyrite mine. Aznalcóllar, España. *Sci Total Environ.* 242: 105-115 pp.
- Skoog, D. A., Holler, F.J., y Crouch, S. R. 2008.** Sección dos. Espectroscopía atómica. Capítulo nueve. Espectrometría de absorción atómica y de fluorescencia atómica. En *Principios de análisis instrumental.* Sexta edición. 230-254 pp.
- Smedley, P.L. y Kinniburgh, D.G. 2002.** A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry.* 17:517-568 pp.
- Smith, E., Naidu, R. y Alston, A.M. 1998.** Arsenic in the soil environment: A review. *Adv. Agron.* 64:149–195.
- Smith, K. S. y Huyck, L. O. 1999.** Chapter 2. An Overview of the Abundance, relative Mobility, Bioavailability, and Human Toxicity of Metals. *Rev Econ. Geol.* 6A:29-70 pp.
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional). 2016.** Normales Meteorológicas 1981-2010. Estación 00024155 Escuela de Agronomía. Disponible en: <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-ver-estado?estado=slp>
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional). 2016.** Normales Meteorológicas 1981-2010. Estación 00024081 Soledad de Graciano Sánchez. Disponible en: <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-ver-estado?estado=slp>
- Sparks, D.L., 1995.** *Environmental Soil Chemistry.* Academic Press, San Diego.
- Sparks, D.L. 1999.** *Soil Physical Chemistry.* 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Spear TM, Svee W, Vincent JH, et al. 1998.** Chemical speciation of lead dust associated with primary lead smelting. *Environ Health Perspect* 106(9):565-571.
- Sposito, G. 1989.** *The chemistry of soils.* Oxford University Press. United States of America. 277 pp.
- Sun, X., y Doner, H. E. 1996.** An investigation of arsenate and arsenite bonding structures on goethite by FTIR. *Soil Sci.* 161:865– 72 pp.
- Tessier, A., Campbell, P. G. C. y Bisson, M. 1979.** Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Analytical Chemistry.* 7: 844-851 pp.
- Torres-Hernández, J.R., Siebe-Grabach, C., Aguillón-Robles, A. y Rodríguez Ríos, R. 2014.** Geocronología y características geoquímicas de un conjunto de domos riolíticos terciarios en el Campo Volcánico de San Luis Potosí, México. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Geólogos Petroleros.* 1:183-197 pp.
- Trangmar, B. B., Post, R. S., y Uehara, G. 1985.** Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. *Advances in Agronomy.* 38:45-94 pp.



- Tristán-González, M., Torres-Hernández, J.R. y Labarthe-Hernández, G. 2002.** Carta Geológica Minera y Geoquímica, Carta San Luis Potosí. Esc.1:50,000. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Consejo de Recursos Minerales e Instituto de Geología de la U.A.S.L.P.
- Tristán-González, M. 2008.** Evolución Tectono-volcánica durante el Paleógeno en la Porción sur-Oriental de la Mesa Central. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. 207 pp.
- Tristán-González, M., Labarthe-Hernández, G., Torres-Hernández, J.R. y Aguirre-Díaz, G., 2008.** Post-laramidic and pre-Basin and Range deformation and its implication in the Oligocenic volcanism in the eastern part of Mesa Central, Mexico: Tectonophysics (en arbitraje).
- Uaslp. 1998.** Funcionamiento geohidrológico del acuífero de San Luis Potosí en la zona de Cerro de San Pedro, S.L.P. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. 3.3-3.8 pp
- Vázquez-Montiel, O., Horan, N. J., y Mara, D. D. 1996.** Management of domestic waste-water for reuse in irrigation. *Water Sci. Technol.* 33 (10–11), 355–362 pp.
- Vázquez, E. 2012.** Caracterización de un depósito no controlado de residuos mineros y evaluación de su impacto en suelo superficial. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. México. 131 pp.
- Villatoro M., Henríquez C., y Sancho, F. 2008.** Comparación de los interpoladores IDW y Kriging en la variación espacial de pH, Ca, CICE y P del suelo. *Agronomía Costarricense* 32(1): 95-105 pp.
- Warwick, P., Inam, E. y Evans, N. 2005.** Arsenic's interaction with humic acid. *Environ. Chem.* 2:119–124 pp.
- Webster y Oliver, R., y Oliver, M. A. 2007.** *Geostatistics for Environmental Scientists*. Segunda Edición. Inglaterra. 315 pp.
- Weijden, C. H. van der y Middelburg, J. J. 1989.** Hydrogeochemistry of the Rhine River: long term and seasonal variability, elemental budgets, base levels, and pollution. *Water Res* 23(10), 1247–1266 pp.
- Wolfenden, P. J., y Lewin, J. 1977.** Distribution of metal pollutants in active stream sediments. *Catena* 4, 309–317 pp.
- WRB. 2014.** Base Referencial Mundial del Recurso Suelo 2014. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Actualización 2015. Roma. 218 pp.



ANEXOS

ANEXO I: Análisis Geoestadístico de las concentraciones totales de Pb y As.

En la **Tabla 19** se muestran las estadísticas descriptivas de las concentraciones de Pb y As de las muestras de suelo superficial utilizadas para la elaboración de mapas de iso-concentración, en donde se observa que ambos elementos tienen un coeficiente de curtosis mayor que 1, esto nos dice que los datos tienen una distribución asimétrica positiva (cola alargada a la derecha). Mediante el coeficiente de asimetría mayor a 0, se corrobora que efectivamente la distribución de los datos de Pb y As es asimétrica positivamente.

Tabla 18. Estadísticas descriptivas de las concentraciones totales de Pb y As de las muestras de suelo superficial.

<i>Pb</i>		<i>As</i>	
Media	657.627298	Media	81.8755378
Error típico	99.5642377	Error típico	11.7835679
Mediana	367.227702	Mediana	51.2044424
Moda	#N/A	Moda	0.05
Desviación estándar	944.549294	Desviación estándar	111.788741
Varianza de la muestra	892173.369	Varianza de la muestra	12496.7226
Curtosis	15.8747761	Curtosis	15.0192166
Coefficiente de asimetría	3.82618175	Coefficiente de asimetría	3.59688712
Rango	5807.54502	Rango	709.26158
Mínimo	99.2396959	Mínimo	0.05
Máximo	5906.78472	Máximo	709.31158
Suma	59186.4568	Suma	7368.7984
Cuenta	90	Cuenta	90

A continuación se muestran las figuras obtenidas por la herramienta Geostatistical Analysis del programa ArcGis 10.2, que se obtuvieron al realizar la interpolación de las concentraciones totales de Pb y As para obtener los mapas de iso-concentración.

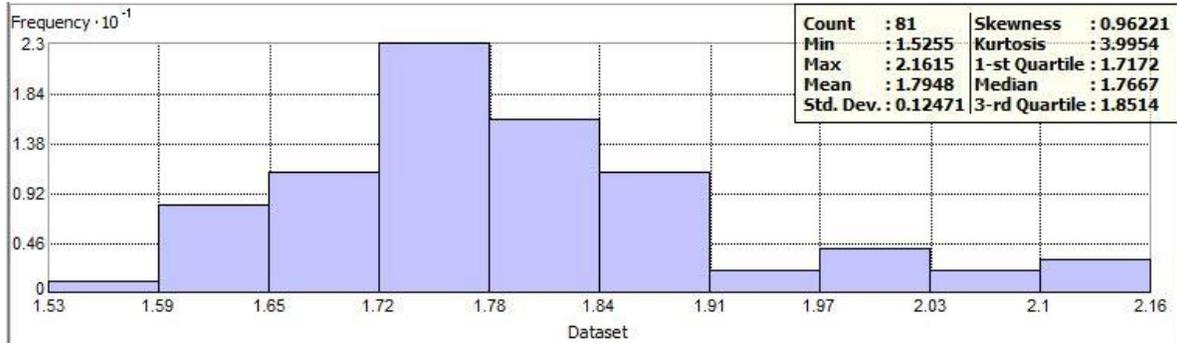


Figura 47. Histograma de las concentraciones totales de Pb en el suelo superficial.

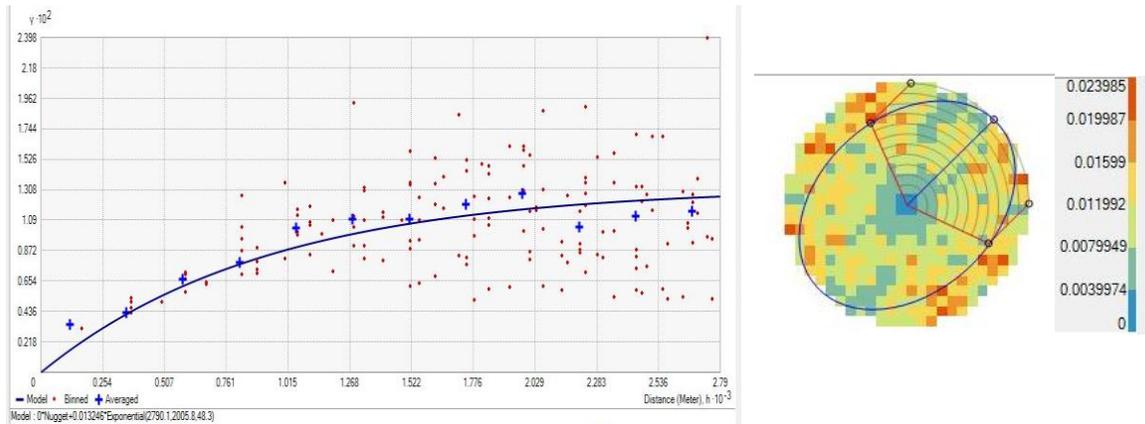


Figura 48. Diagrama y mapa de semivariograma de las concentraciones totales de Pb en suelo superficial.

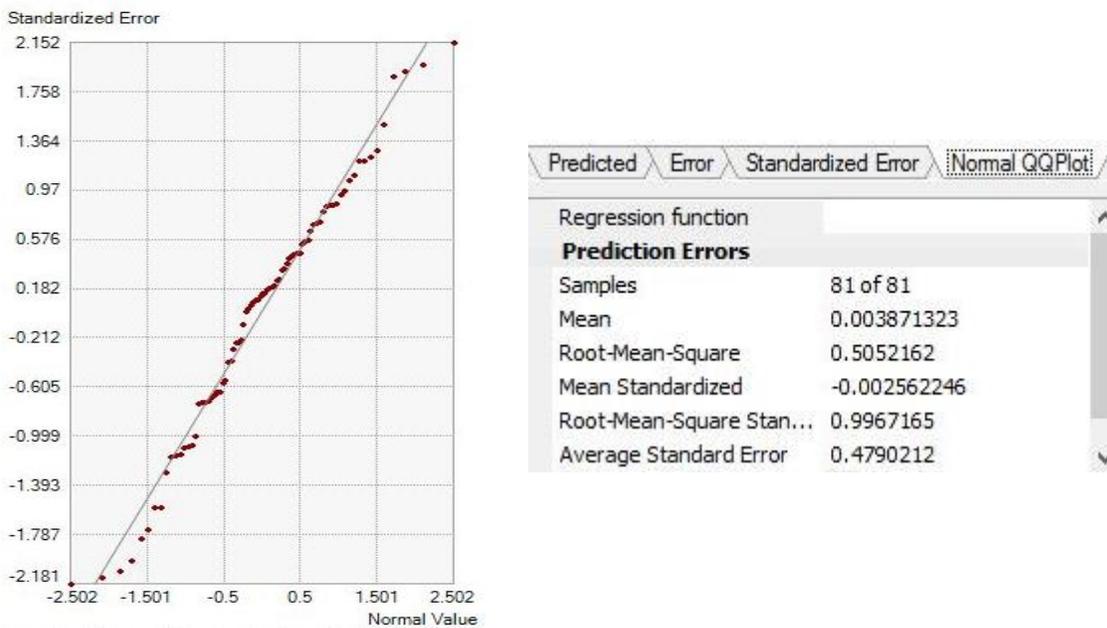


Figura 49. Gráfica de normalidad de las concentraciones totales de Pb en suelo superficial.

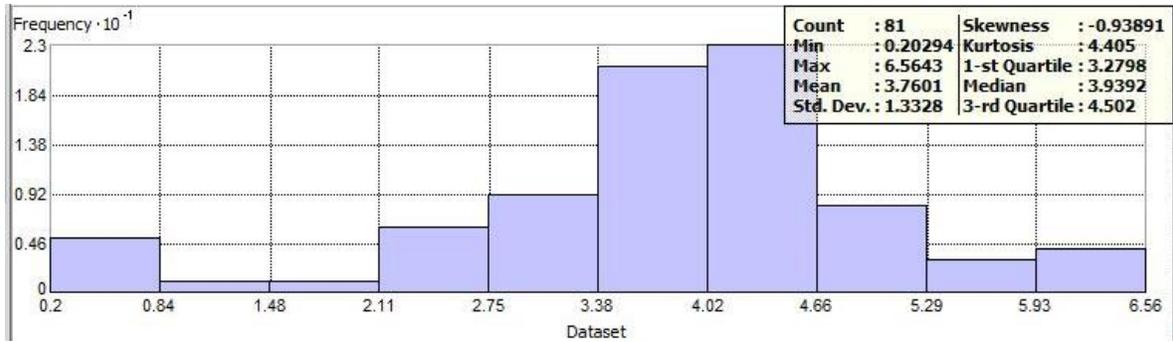


Figura 50. Histograma de las concentraciones totales de As en el suelo superficial.

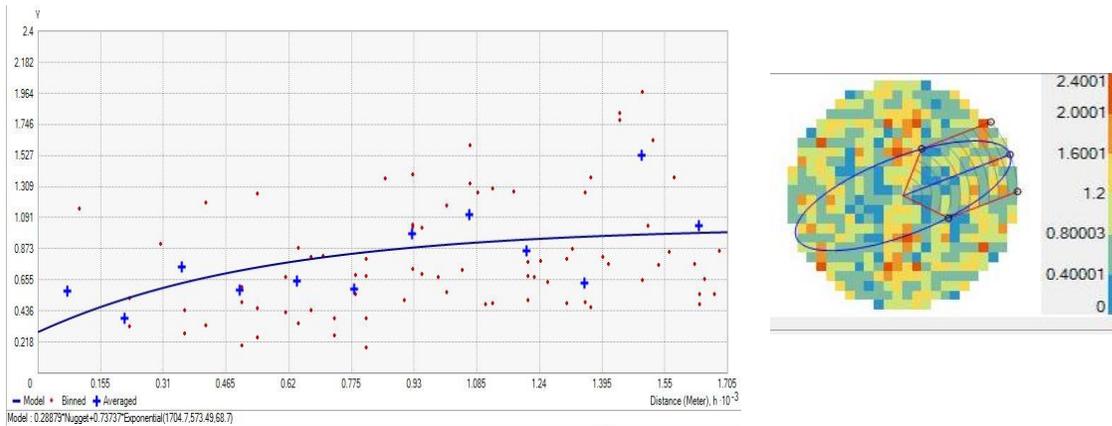


Figura 51. Diagrama y mapa de semivariograma de las concentraciones totales de As en suelo superficial.

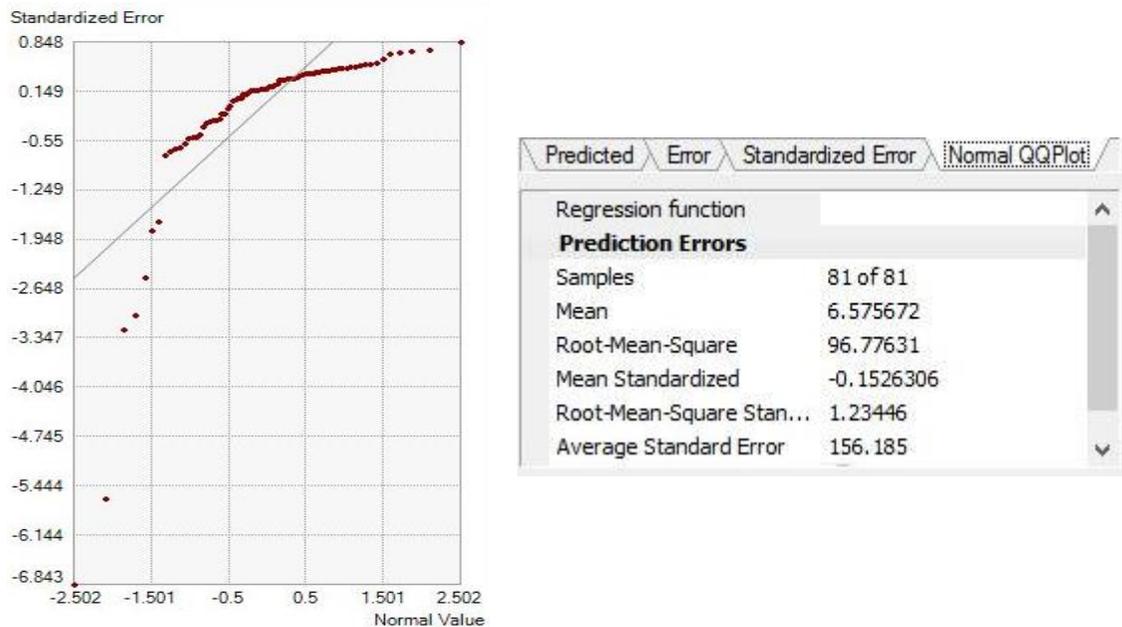


Figura 52. Gráfica de normalidad de las concentraciones totales de As en suelo superficial.



ANEXO II: Método para evaluar la vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación: Método GOD.

1. Para la determinación del índice de vulnerabilidad del acuífero se utilizará la siguiente expresión:

$$V_{Aq} = (G) (O) (D)$$

Donde:

V_{Aq} = Índice de vulnerabilidad del acuífero

G = Confinamiento hidráulico del agua subterránea

O = Granulometría y litología sobreyacente

D = Profundidad del agua subterránea

1.1 Confinamiento hidráulico del agua subterránea (G). El valor del componente referido a la condición de confinamiento hidráulico del agua subterránea en el sitio, se obtiene de la siguiente tabla:

Tabla 19. Confinamiento hidráulico del agua subterránea

Ocurrencia del agua subterránea	Índice
Ausente	0.0
Surgente o artesisiana	0.0
Confinada	0.2
Semi-confinada	0.4
Libre o freática	0.6
Subálvea o freática aflorante	1.0

Cuando exista duda acerca de la continuidad y las propiedades de la presumible capa confinante, se considerará la ocurrencia del agua como libre o freática.

Cuando la disponibilidad media anual del agua subterránea publicada en el Diario Oficial de la Federación indique que la unidad hidrogeológica se encuentra sobreexplotada, se considerará su confinamiento próximo menor al real (Ejemplo: Un acuífero artesisiano se considerará confinado cuando se encuentre sobreexplotado).

1.2 Granulometría y litología sobreyacente (O). Para su determinación se usará la litología de mayor capacidad atenuante o predominante de los estratos



sobreyacentes a la zona saturada. Los valores para cada tipo de litología se presentan en seguida:

Tabla 20. Granulometría y litología sobreyacente

Estratos sobreyacentes			Índice
No consolidadas (sedimentos)	Consolidadas		
	(rocas porosas)	(rocas densas)	
Arcillas lacustres/estuarinas, suelos residuales			0.4
Limos aluviales, loess, till glacial	Lutitas, pizarras		0.5
Arenas aluviales y fluvioglaciales	Limolitas, toba volcánica	Formaciones ígneas/metamórficas y volcánicas antiguas	0.6
Arena eólica	Areniscas		0.7
Gravas aluviales y eluviales		Lavas recientes	0.8
	Caliche, calcarenitas		0.9
		Calcretitas y calizas karstificadas	1.0

1.3 Profundidad del agua subterránea (D). Se utilizará el acuífero menos profundo en la evaluación de la vulnerabilidad, excepto cuando existan pequeños acuíferos colgados. Los valores en función de la profundidad son los siguientes:

Tabla 21. Profundidad del agua subterránea

Profundidad	Índice
Mayor a 50 m	0.60
Entre 20 y 50 m	0.70
Entre 5 y menor de 20 m	0.80
Menor a 5 m	0.90

Sólo en los casos en que la capa sobreyacente al acuífero esté constituida por caliche, calcarenitas, lavas recientes, calcretitas o por calizas karstificadas, el índice de profundidad del agua subterránea deberá considerarse como 1.0.

En casos en que no se cuente con datos directos para estimar la profundidad del agua subterránea, podrán elaborarse los estudios directos y específicos necesarios.

2. Valoración del índice de vulnerabilidad del acuífero. Se considerará un acuífero vulnerable cuando el valor de dicho índice sea mayor a 0.25.



ANEXO III: Concentración total de Pb y As para cada muestra y control de calidad.

Tabla 22. Porcentaje de recuperación del NIST 2710^a para Pb y As obtenido al ser medido en EAA por flama.

Material Referencia	PLOMO			ARSÉNICO		
	Concentración total medida en suelo	Concentración promedio en MRC	% de Recuperación	Concentración total medida en suelo	Concentración promedio en MRC	% de Recuperación
	(mg/kg)			(mg/kg)		
MRC-2710a 1	4945.41	5100	96.97	1120.79	1540	72.78
MRC-2710a 2	4758.26	5100	93.30	1002.57	1540	65.10
MRC-2710a 3	4759.64	5100	93.33	983.41	1540	63.86
MRC-2710a 4	4926.51	5100	96.60	1028.79	1540	66.80
MRC-2710a 5	4812.69	5100	94.37	968.03	1540	62.86
MRC-2710a 6	4806.73	5100	94.25	1012.78	1540	65.77
Promedio	4834.87	5100	94.80	1019.40	1540	66.20

Tabla 23. Concentración total de Pb y As en mg/L y mg/kg para cada muestra.

No.	ID_MUESTRA	Profundidad (cm)	Factor de dilución	Concentración total Pb		Concentración total As	
				(mg/L)	(mg/kg)	(mg/L)	(mg/kg)
1	S-SP-01	0-5	59.3003	6.85	406.2068	1.25	74.1253
2	S-SP-02	0-5	50.0100	10.05	502.6005	2.08	104.0208
3	S-SP-03	0-5	49.8604	14.25	710.5106	2.22	110.6901
4	S-SP-04	0-5	50.0300	11.65	582.8497	1.47	73.5441
5	S-SP-06	0-5	49.8008	11.45	570.2191	1.82	90.6375
6	S-SP-06 dup	0-5	49.8504	12.25	610.6680	2.09	104.1874
7	S-SP-07	0-5	50.0501	13.65	683.1832	2.48	124.1241
8	S-SP-08	0-5	49.9700	6.95	347.2916	1.01	50.4697
9	S-SP-09	0-5	50.0501	10.75	538.0380	1.62	81.0811
10	S-SP-10	0-5	49.9900	47.15	2357.0286	5.16	257.9484
11	S-SP-11	0-5	49.2223	15.85	780.1733	2.21	108.7813
12	S-SP-12	0-5	49.9800	78.85	3940.9236	8.56	427.8289
13	S-SP-13	0-5	60.0962	30.75	1847.9567	4.65	279.4471
14	S-SP-14	0-5	48.6287	10.05	488.7181	1.55	75.3744
15	S-SP-14 dup	0-5	49.9800	9.95	497.3011	1.28	63.9744



16	S-CC-01	0-5	50.0501	3.66	183.1832	0.06	3.0030
17	S-CC-03	0-5	49.9800	5.04	251.8992	0.34	16.9932
18	S-CC-04	0-5	50.0300	5.85	292.6756	0.64	32.0192
19	S-T-01	0-5	49.7216	4.74	235.6802	0.1	4.9722
20	S-T-02	0-5	49.1352	3.99	196.0495	0.51	25.0590
21	S-T-03	0-5	50.0400	3.51	175.6405	0.29	14.5116
22	S-T-04	0-5	60.0360	5.61	336.8021	< L.D.	< L.D.
23	S-T-05	0-5	49.6130	3.73	185.0566	0.67	33.2407
24	S-T-06	0-5	49.5344	8.75	433.4258	0.85	42.1042
25	S-T-07	0-5	49.9500	3.69	184.3157	0.44	21.9780
26	S-T-08	0-5	49.5835	3.19	158.1714	0.86	42.6418
27	S-T-09	0-5	49.9002	4.34	216.5669	0.38	18.9621
28	S-T-10	0-5	49.9401	7.55	377.0475	0.69	34.4586
29	S-T-10 dup	0-5	49.3291	8.05	397.0994	0.4	19.7316
30	S-T-11	0-5	50.0300	9.15	457.7747	0.67	33.5201
31	S-T-12	0-5	50.0100	11.75	587.6175	0.84	42.0084
32	S-M-01	0-5	50.0400	5.21	260.7086	1.27	63.5508
33	S-M-02	0-5	49.7018	3.65	181.4115	< L.D.	< L.D.
34	S-M-03	0-5	49.9900	66.95	3346.8306	7.96	397.9204
35	S-M-04	0-5	50.0300	13.25	662.8977	1	50.0300
36	S-M-05	0-5	49.8405	5.41	269.6372	0.38	18.9394
37	S-M-05 dup	0-5	60.0962	3.73	224.1587	0.02	1.2019
38	S-M-06	0-5	50	3.85	192.5000	0.23	11.5
39	S-M-07	0-5	49.7216	5.75	285.8990	0.2	9.9443
40	S-M-08	0-5	50	19.95	997.5	1.99	99.5
41	S-M-09	0-5	49.7413	118.75	5906.7847	14.26	709.3116
42	S-M-10	0-5	49.6524	2.83	140.5164	0.89	44.1907
43	S-M-11	0-5	80.0320	1.24	99.2397	< L.D.	< L.D.
44	S-M-12	0-5	49.9800	5.95	297.3810	1.19	59.4762
45	S-M-13	0-5	49.5442	25.75	1275.7630	3.15	156.0642
46	S-M-14	0-5	49.2223	15.85	780.1733	2.21	108.7813
47	S-M-15	0-5	49.4854	7.85	388.4600	1.43	70.7641
48	S-M-16	0-5	50.0100	4.1	205.0410	0.37	18.5037
49	S-M-17	0-5	50.0100	7.85	392.5785	1.21	60.5121
50	S-M-17 dup	0-5	49.9800	8.25	412.3351	1.03	51.4794
51	S-M-18	0-5	50.0100	12.85	642.6285	1.36	68.0136
52	S-M-19	0-5	49.7711	10.35	515.1304	1.56	77.6428
53	S-M-20	0-5	50.0300	5.75	287.6726	1.02	51.0306
54	S-M-21	0-5	49.8703	5.85	291.7415	0.32	15.9585
55	S-M-22	0-5	60.0721	25.85	1552.8634	2.86	171.8062
56	S-M-23	0-5	50.0601	34.85	1744.5935	2.83	141.6700



57	S-M-24	0-5	49.3043	10	493.0096	1.42	69.6744
58	S-M-25	0-5	49.8256	11.85	590.4436	1.96	97.4124
59	S-M-26	0-5	49.8604	14.25	710.5106	2.22	110.6901
60	S-M-27	0-5	50.0300	8.35	417.7507	0.64	32.0192
61	S-M-28	0-5	49.5246	6.55	324.3859	0.9	44.5721
62	S-M-30	0-5	48.9333	9.25	452.6326	1.11	54.3159
63	S-M-31	0-5	59.8444	6.35	380.0120	< L.D.	< L.D.
64	S-M-31 dup	0-5	60.0360	7.55	453.2720	0.48	28.8173
65	S-M-32	0-5	50.0300	6.55	327.6966	0.92	46.0276
66	S-M-33	0-5	50.0200	6.75	337.6351	0.56	28.0112
67	S-M-34	0-5	50.0300	5.85	292.6756	0.64	32.0192
68	S-M-35	0-5	49.9002	4.34	216.5669	0.38	18.9621
69	S-M-36	0-5	49.1352	3.99	196.0495	0.51	25.0590
70	S-M-37	0-5	50	6.95	347.5	1.47	73.5
71	S-M-38	0-5	50.0200	5.7	285.1140	1.42	71.0284
72	S-M-39	0-5	50.0100	6.05	302.5605	1.21	60.5121
73	S-M-41	0-5	50.0400	6.95	347.7782	0.95	47.5380
74	S-M-42	0-5	50	7.55	377.5	1.17	58.5
75	S-M-43	0-5	50.0300	5.25	262.6576	< L.D.	< L.D.
76	S-M-44	0-5	50.0100	11.75	587.6175	0.84	42.0084
77	S-M-45	0-5	49.5344	8.75	433.4258	0.85	42.1042
78	P-M-01 A	0-20	48.8568	7.65	373.7542	1.07	52.2767
79	P-M-01 A dup	0-20	49.9800	7.25	362.3551	1.01	50.4798
80	P-M-01 B	20-40	50.0501	6.75	337.8378	0.98	49.0490
81	P-M-01 C	40-60	49.9800	6.35	317.3731	1.71	85.4658
82	P-M-01 D	60-80	49.9700	8.25	412.2526	1.63	81.4511
83	P-M-02 A	0-20	47.9203	34.05	1631.6849	4.54	217.5580
84	P-M-02 B	20-40	50.0200	31.55	1578.1313	3.86	193.0772
85	P-M-02 C	40-60	49.1545	18.55	911.8168	2.41	118.4624
86	P-M-02 D	60-80	49.8902	14.55	725.9030	2.86	142.6861
87	P-M-02 E	80-100	50.0501	14.25	713.2132	2.7	135.1351
88	P-M-03 A	0-20	50.0501	6.45	322.8228	0.89	44.5445
89	P-M-03 B	20-40	50.0400	6.05	302.7422	0.79	39.5316
90	P-M-03 C	40-60	50.0400	6.15	307.7462	0.48	24.0192
91	P-M-03 D	60-80	50.0400	6.45	322.7582	0.82	41.0328
92	P-M-03 D dup	60-80	49.7810	5.56	276.7822	0.89	44.3051
93	P-M-03 E	80-100	58.9507	3.61	212.8119	< L.D.	< L.D.
94	P-M-04 A	0-20	50.0200	6.95	347.6391	0.82	41.0164
95	P-M-04 B	20-40	50.0200	7.55	377.6511	0.91	45.5182
96	P-M-04 C	40-60	49.9002	6.85	341.8164	0.78	38.9222
97	P-M-04 D	60-80	49.9900	5.85	292.4415	0.5	24.9950



98	P-M-04 E	80-100	49.9301	5.75	287.0981	1.49	74.3958
99	P-A-01 A	0-20	50.0300	6.05	302.6816	1.81	90.5543
100	P-A-01 A dup	0-20	49.9102	6.25	311.9385	1.73	86.3446
101	P-A-01 B	20-40	49.9700	6.25	312.3126	2.05	102.4385
102	P-A-01 C	40-50	50.0400	8.65	432.8463	1.99	99.5797
103	P-A-02 A	0-20	49.8504	7.35	366.4008	1.98	98.7039
104	P-A-02 B	20-40	49.9301	7.25	361.9932	1.58	78.8896
105	P-A-02 C	40-60	49.9500	9.85	492.0080	2.34	116.8831
106	P-A-03 A	0-20	49.8306	10.85	540.6618	2.13	106.1391
107	P-A-03 B	20-40	49.9900	11.35	567.3865	2.62	130.9738
108	P-A-03 C	40-60	50.0501	11.75	588.0881	2.97	148.6486
109	P-A-03 D	60-80	50.0300	11.75	587.8527	2.69	134.5807
110	P-A-03 E	80-100	49.9600	13.35	666.9664	3.06	152.8777
111	P-A-04 A	0-20	49.9002	7.75	386.7265	2.13	106.2874
112	P-A-04 B	20-40	49.5638	8.15	403.9453	1.68	83.2672
113	P-A-04 B dup	20-40	49.7810	8.35	415.6710	1.58	78.6539
114	P-A-04 C	40-60	49.9301	9.55	476.8324	2.05	102.3567
115	P-A-04 D	60-80	49.8107	14.45	719.7649	3	149.4322
116	P-A-05 A	0-20	49.8008	97.75	4868.0279	11.26	560.7570
117	P-A-05 B	20-40	49.9700	89.75	4484.8091	9.76	487.7074
118	P-A-05 C	40-60	60	65.65	3939	7.26	435.6
119	P-A-05 D	60-80	49.8504	67.55	3367.3978	7.46	371.8843
120	P-A-05 E	80-100	49.9500	60.45	3019.4805	5.66	282.7173
121	P-A-06 A	0-20	49.7909	11.25	560.1474	1.69	84.1466
122	P-A-06 B	20-40	49.8703	10.35	516.1580	1.69	84.2809
123	P-A-06 B dup	20-40	49.6426	10.95	543.5862	2.45	121.6243
124	P-A-06 C	40-60	49.8107	12.15	605.2002	2.06	102.6101
125	P-A-07 A	0-20	49.8206	11.75	585.3926	1.92	95.6556
126	P-A-07 B	20-30	49.9800	13.65	682.2271	2.91	145.4418
127	P-A-08 A	0-20	49.9500	6.35	317.1828	1.11	55.4446
128	P-A-08 B	20-40	59.3942	5.02	298.1588	0.63	37.4183
129	P-A-08 C	40-60	50.0400	6.15	307.7462	1.25	62.5500
130	P-A-08 D	60-80	50.0501	6.65	332.8328	1.37	68.5686
131	P-A-08 E	80-100	50.0501	7.65	382.8829	1.2	60.0601
132	P-A-09 A	0-20	49.8107	4.23	210.6993	0.46	22.9129
133	P-A-09 A dup	0-20	49.8803	4.45	221.9673	1	49.8803
134	P-A-09 B	20-40	49.9002	4.39	219.0619	0.34	16.9661
135	P-A-09 C	40-60	49.9201	4.68	233.6262	0.38	18.9696
136	P-A-09 D	60-80	49.7216	4.14	205.8473	0.36	17.8998
137	P-A-09 E	80-100	49.8008	4.48	223.1076	0.66	32.8685
138	P-A-10 A	0-20	49.9800	6.25	312.3750	1.24	61.9752



139	P-A-10 B	20-40	49.8902	5.95	296.8469	1.19	59.3694
140	P-A-10 C	40-60	49.8107	5.72	284.9173	1.3	64.7539
141	P-A-10 D	60-80	50	6.35	317.5	1.33	66.5
142	P-A-10 E	80-100	49.9201	9.25	461.7612	1.4	69.8882
143	P-A-11 A	0-20	49.5442	3.73	184.7998	< L.D.	< L.D.
144	P-A-11 B	20-40	49.6524	5.58	277.0606	0.75	37.2393
145	P-A-11 C	40-60	49.8902	6.25	311.8140	1.64	81.8200
146	P-A-11 C dup	40-60	49.7117	6.25	310.6980	1.14	56.6713
147	P-A-11 D	60-80	49.9102	8.95	446.6959	1.57	78.3590
148	P-A-11 E	80-100	49.8306	8.85	441.0006	1.41	70.2611
149	P-A-12 A	0-20	49.1739	6.15	302.4194	0.46	22.6200
150	P-A-12 B	20-40	59.6896	5.19	309.7891	< L.D.	< L.D.
151	P-A-12 C	40-60	50.0100	5.54	277.0554	0.54	27.0054
152	P-A-12 D	60-80	49.4169	5.52	272.7812	0.65	32.1210
153	P-A-12 E	80-100	49.8604	5.61	279.7168	0.97	48.3646
154	P-A-13 A	0-20	59.9281	10.05	602.2773	0.49	29.3648
155	P-A-13 A dup	0-20	59.7491	10.65	636.3274	1.21	72.2964
156	P-A-13 B	20-40	59.8563	10.05	601.5563	1.31	78.4118
157	P-A-13 C	40-60	49.9102	8.95	446.6959	1.1	54.9012
158	P-A-13 D	60-80	49.7315	6.75	335.6873	0.86	42.7690
159	P-A-13 E	80-100	59.9401	4.79	287.1129	0.51	30.5694
160	P-A-14 A	0-20	59.9281	3.92	234.9181	0.17	10.1878
161	P-A-14 B	20-40	49.9500	5.68	283.7163	0.73	36.4635
162	P-A-14 C	40-60	50.0100	5.45	272.5545	1.29	64.5129
163	P-A-14 D	60-80	59.4530	4.27	253.8644	0.27	16.0523
164	P-A-14 E	80-100	49.7810	5.44	270.8084	0.97	48.2875
165	P-A-15 A	0-20	50	4.65	232.5	1.17	58.5
166	P-A-15 B	20-40	49.8107	3.69	183.8016	0.78	38.8524
167	P-A-15 B dup	20-40	49.8902	3.31	165.1367	0.76	37.9166
168	P-A-15 C	40-60	50	4.44	222	0.44	22
169	P-A-15 D	60-80	49.7611	4.12	205.0159	0.35	17.4164



ANEXO IV: Difracción de Rayos X

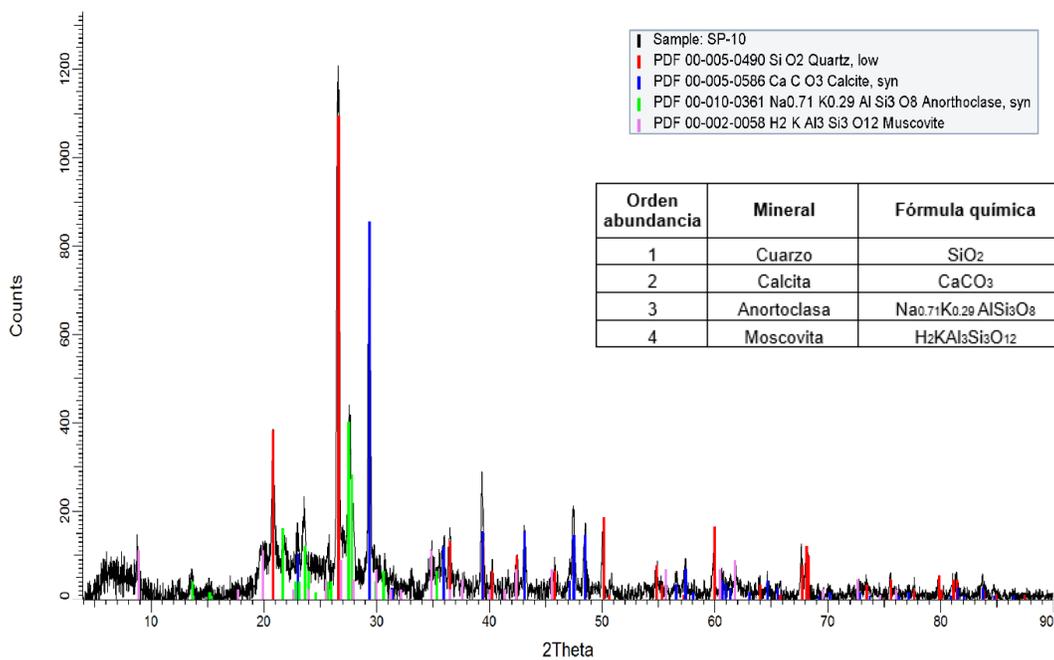


Figura 53. Difractograma de la muestra de suelo superficial S-SP-10.

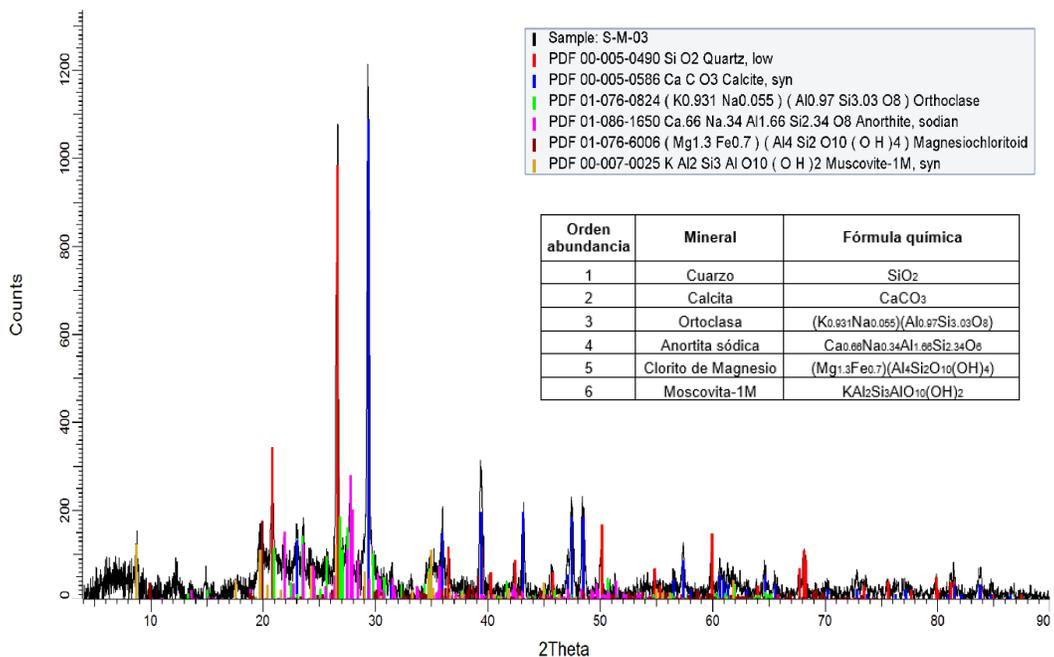


Figura 54. Difractograma de la muestra de suelo superficial S-M-03.

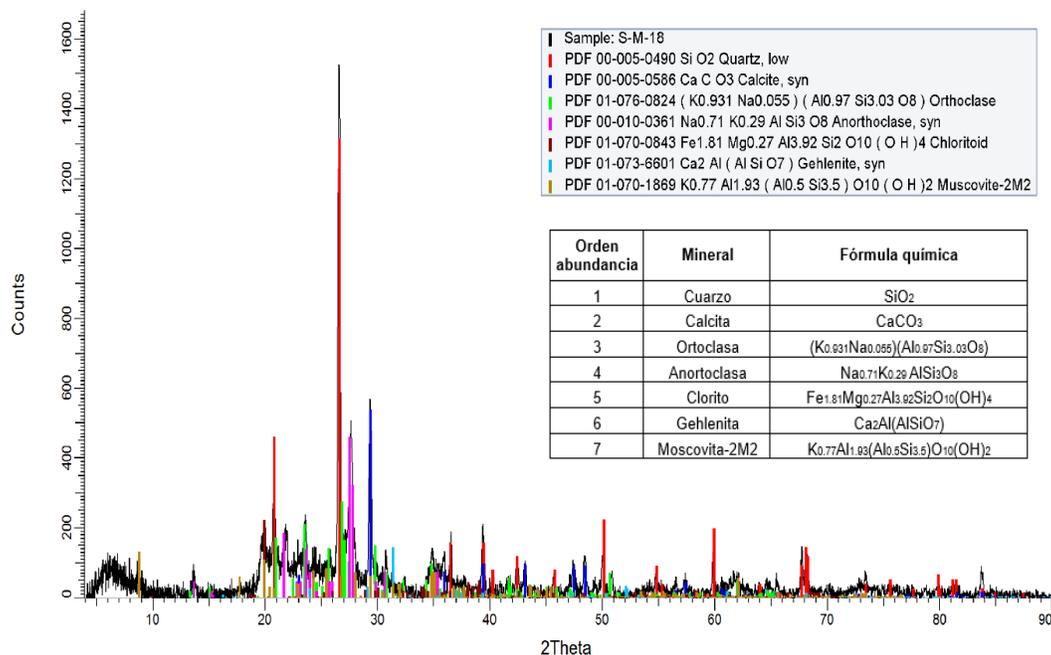


Figura 55. Difractograma de la muestra de suelo superficial S-M-18.

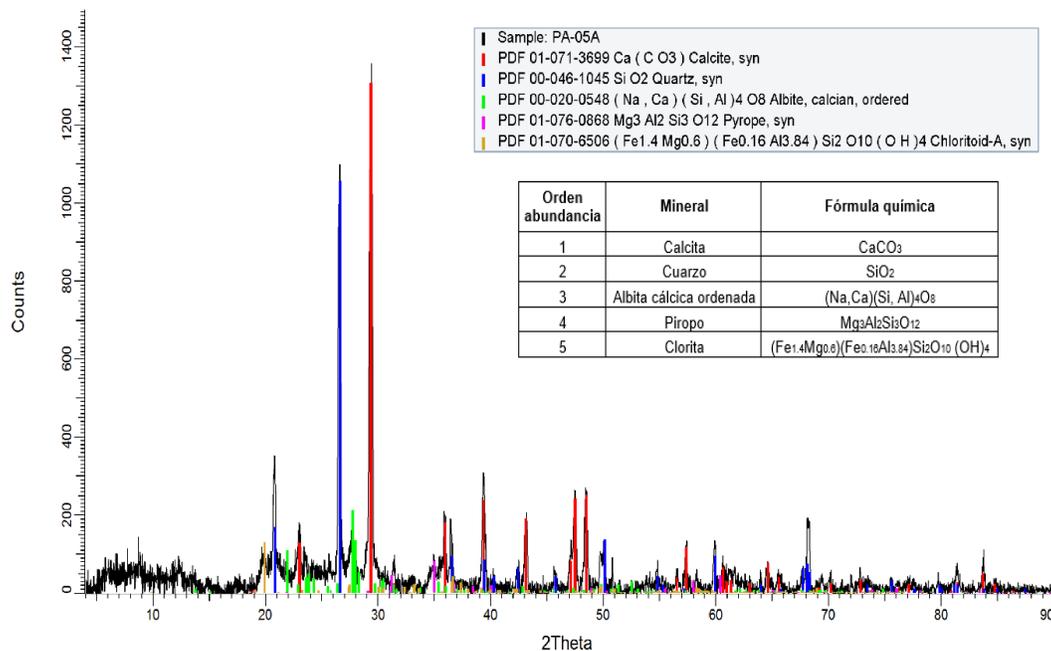


Figura 56. Difractograma de la muestra de suelo vertical P-A-05 sección A de 0 a 20 cm.

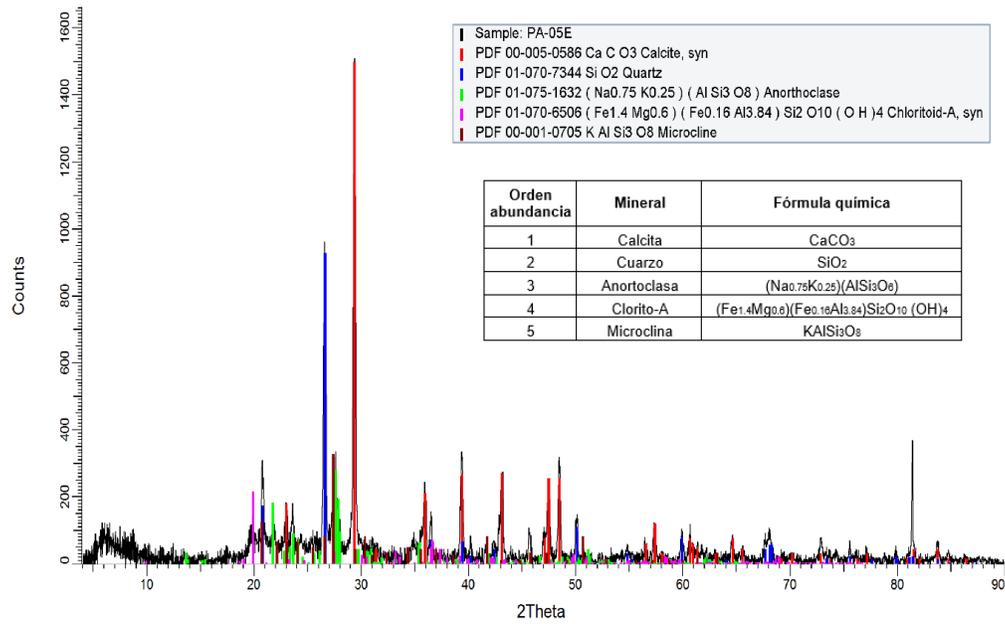


Figura 57. Difractograma de la muestra de suelo vertical P-A-05 sección E de 80 a 100 cm.



ANEXO V: Determinación de pH y CE de suelo.

Tabla 24. Lectura de pH y CE de suelo para cada una de las muestras.

No.	ID_MUESTRA	Profundidad (cm)	Peso de muestra (g)	pH suelo	CE suelo dS/m
1	S-SP-01	0-5	0.5059	8.0	0.476
2	S-SP-02	0-5	0.4999	8.0	0.289
3	S-SP-03	0-5	0.5014	8.2	0.348
4	S-SP-04	0-5	0.4997	8.2	0.165
5	S-SP-06	0-5	0.5020	8.3	0.256
6	S-SP-07	0-5	0.4995	8.1	0.245
7	S-SP-08	0-5	0.5003	8.3	0.215
8	S-SP-09	0-5	0.4995	8.3	0.271
9	S-SP-10	0-5	0.5001	8.3	0.259
10	S-SP-11	0-5	0.5079	8.4	0.352
11	S-SP-12	0-5	0.5002	8.4	0.458
12	S-SP-13	0-5	0.4992	8	0.873
13	S-SP-14	0-5	0.5141	8.2	0.382
14	S-CC-01	0-5	0.4995	8.3	0.320
15	S-CC-03	0-5	0.5002	8.4	0.203
16	S-CC-04	0-5	0.4997	8.2	0.495
17	S-T-01	0-5	0.5028	8.2	0.282
18	S-T-02	0-5	0.5088	8.4	0.192
19	S-T-03	0-5	0.4996	8.4	0.180
20	S-T-04	0-5	0.4997	7.9	0.655
21	S-T-05	0-5	0.5039	6.6	0.072
22	S-T-06	0-5	0.5047	7.7	0.375
23	S-T-07	0-5	0.5005	7.7	0.147
24	S-T-08	0-5	0.5042	6.7	0.168
25	S-T-09	0-5	0.501	7.8	0.205
26	S-T-10	0-5	0.5006	8.2	0.224
27	S-T-11	0-5	0.4997	8.5	0.175
28	S-T-12	0-5	0.4999	8.2	0.325
29	S-M-01	0-5	0.4996	6.6	0.285
30	S-M-02	0-5	0.5030	7.1	0.280
31	S-M-03	0-5	0.5001	8.3	0.629
32	S-M-04	0-5	0.4997	7.8	0.185
33	S-M-05	0-5	0.5016	7.4	0.188
34	S-M-06	0-5	0.5000	7.5	0.750
35	S-M-07	0-5	0.5028	7.6	0.500



36	S-M-08	0-5	0.5000	7.4	1.618
37	S-M-09	0-5	0.5026	8.0	0.326
38	S-M-10	0-5	0.5035	7.5	0.120
39	S-M-11	0-5	0.4998	6.2	1.527
40	S-M-12	0-5	0.5002	7.5	1.027
41	S-M-13	0-5	0.5046	7.8	0.348
42	S-M-14	0-5	0.5079	8.4	0.352
43	S-M-15	0-5	0.5052	8.1	0.230
44	S-M-16	0-5	0.4999	7.9	0.205
45	S-M-17	0-5	0.4999	7.1	7.290
46	S-M-18	0-5	0.4999	8.0	0.370
47	S-M-19	0-5	0.5023	8.2	0.212
48	S-M-20	0-5	0.4997	7.1	0.250
49	S-M-21	0-5	0.5013	5.2	4.270
50	S-M-22	0-5	0.4994	8.1	3.300
51	S-M-23	0-5	0.4994	8.0	0.400
52	S-M-24	0-5	0.5141	8.2	0.382
53	S-M-25	0-5	0.5020	8.3	0.256
54	S-M-26	0-5	0.5014	8.2	0.348
55	S-M-27	0-5	0.4997	7.5	0.312
56	S-M-28	0-5	0.5048	8.3	0.430
57	S-M-30	0-5	0.5109	7.5	0.198
58	S-M-31	0-5	0.5013	7.0	2.460
59	S-M-32	0-5	0.4997	8.1	0.302
60	S-M-33	0-5	0.4998	8.3	0.260
61	S-M-34	0-5	0.4997	8.2	0.495
62	S-M-35	0-5	0.501	7.8	0.205
63	S-M-36	0-5	0.5088	8.4	0.192
64	S-M-37	0-5	0.5000	8.3	0.270
65	S-M-38	0-5	0.4998	8.4	0.194
66	S-M-39	0-5	0.4999	8.0	0.370
67	S-M-41	0-5	0.4996	7.8	1.288
68	S-M-42	0-5	0.5000	8.3	0.286
69	S-M-43	0-5	0.4997	7.7	0.402
70	S-M-44	0-5	0.4999	8.2	0.325
71	S-M-45	0-5	0.5047	7.7	0.375
72	P-M-01 A	0-20	0.5117	8.3	0.290
73	P-M-01 B	20-40	0.4995	8.4	0.204
74	P-M-01 C	40-60	0.5002	7.9	0.115
75	P-M-01 D	60-80	0.5003	8.0	1.420
76	P-M-02 A	0-20	0.5217	8.3	0.320



77	P-M-02 B	20-40	0.4998	8.2	0.318
78	P-M-02 C	40-60	0.5086	8.2	0.576
79	P-M-02 D	60-80	0.5011	8.0	0.915
80	P-M-02 E	80-100	0.4995	8.0	0.880
81	P-M-03 A	0-20	0.4995	8.5	0.235
82	P-M-03 B	20-40	0.4996	8.2	0.435
83	P-M-03 C	40-60	0.4996	8.1	0.560
84	P-M-03 D	60-80	0.4996	8.0	0.541
85	P-M-03 E	80-100	0.5089	7.5	0.170
86	P-M-04 A	0-20	0.4998	8.2	0.371
87	P-M-04 B	20-40	0.4998	8.3	0.315
88	P-M-04 C	40-60	0.5010	8.1	0.743
89	P-M-04 D	60-80	0.5001	8.0	0.667
90	P-M-04 E	80-100	0.5007	8.0	0.341
91	P-A-01 A	0-20	0.4997	8.6	0.191
92	P-A-01 B	20-40	0.5003	8.4	0.266
93	P-A-01 C	40-50	0.4996	7.8	2.880
94	P-A-02 A	0-20	0.5015	8.3	0.193
95	P-A-02 B	20-40	0.5007	8.3	0.254
96	P-A-02 C	40-60	0.5005	8.1	0.395
97	P-A-03 A	0-20	0.5017	8.4	0.246
98	P-A-03 B	20-40	0.5001	8.4	0.268
99	P-A-03 C	40-60	0.4995	8.5	0.840
100	P-A-03 D	60-80	0.4997	8.2	1.896
101	P-A-03 E	80-100	0.5004	8.3	3.480
102	P-A-04 A	0-20	0.501	8.5	0.241
103	P-A-04 B	20-40	0.5044	8.4	0.190
104	P-A-04 C	40-60	0.5007	8.4	0.234
105	P-A-04 D	60-80	0.5019	8.5	0.200
106	P-A-05 A	0-20	0.502	8.0	0.438
107	P-A-05 B	20-40	0.5003	8.0	0.422
108	P-A-05 C	40-60	0.5000	8.0	0.605
109	P-A-05 D	60-80	0.5015	7.8	1.180
110	P-A-05 E	80-100	0.5005	7.9	1.267
111	P-A-06 A	0-20	0.5021	8.3	0.221
112	P-A-06 B	20-40	0.5013	8.1	0.520
113	P-A-06 C	40-60	0.5019	8.3	0.670
114	P-A-07 A	0-20	0.5018	8.4	0.208
115	P-A-07 B	20-30	0.5002	8.3	0.240
116	P-A-08 A	0-20	0.5005	7.9	0.329
117	P-A-08 B	20-40	0.5051	8.2	0.199



118	P-A-08 C	40-60	0.4996	8.3	0.181
119	P-A-08 D	60-80	0.4995	8.3	0.318
120	P-A-08 E	80-100	0.4995	8.4	0.490
121	P-A-09 A	0-20	0.5019	8.5	0.166
122	P-A-09 B	20-40	0.501	8.7	0.179
123	P-A-09 C	40-60	0.5008	8.2	0.440
124	P-A-09 D	60-80	0.5028	8.1	0.460
125	P-A-09 E	80-100	0.502	8.0	0.258
126	P-A-10 A	0-20	0.5002	8.3	0.350
127	P-A-10 B	20-40	0.5011	8.3	0.398
128	P-A-10 C	40-60	0.5019	8.1	0.540
129	P-A-10 D	60-80	0.5000	7.7	1.540
130	P-A-10 E	80-100	0.5008	8.1	0.417
131	P-A-11 A	0-20	0.5046	8.4	0.195
132	P-A-11 B	20-40	0.5035	8.4	0.312
133	P-A-11 C	40-60	0.5011	8.0	1.930
134	P-A-11 D	60-80	0.5009	7.7	3.400
135	P-A-11 E	80-100	0.5017	7.8	4.000
136	P-A-12 A	0-20	0.5084	8.5	0.310
137	P-A-12 B	20-40	0.5026	8.5	0.255
138	P-A-12 C	40-60	0.4999	8.4	0.308
139	P-A-12 D	60-80	0.5059	8.3	0.328
140	P-A-12 E	80-100	0.5014	8.0	0.603
141	P-A-13 A	0-20	0.5006	8.1	0.445
142	P-A-13 B	20-40	0.5012	8.0	0.367
143	P-A-13 C	40-60	0.5009	8.1	0.235
144	P-A-13 D	60-80	0.5027	8.2	0.219
145	P-A-13 E	80-100	0.5005	8.3	0.221
146	P-A-14 A	0-20	0.5006	8.4	0.305
147	P-A-14 B	20-40	0.5005	8.1	0.238
148	P-A-14 C	40-60	0.4999	8.6	0.573
149	P-A-14 D	60-80	0.5046	8.6	1.165
150	P-A-14 E	80-100	0.5022	8.2	2.700
151	P-A-15 A	0-20	0.5000	8.6	0.255
152	P-A-15 B	20-40	0.5019	8.5	1.312
153	P-A-15 C	40-60	0.5000	8.1	4.270
154	P-A-15 D	60-80	0.5024	8.4	2.350



ANEXO VI: Concentración soluble y móvil de Pb y As.

Tabla 25. Concentración total, soluble y móvil de Pb y As de cada una de las muestras seleccionadas.

No.	Muestra	ID Muestra	Factor de dilución	Concentración total (mg/kg)		Concentración soluble (mg/L)		Concentración móvil (mg/kg)	
				Pb	As	Pb	As	Pb	As
1	S-SP-10	S1	19.9820	2357	258	0.12	<0.05	2.44	<1.10
2	S-SP-10 d		19.9800			0.14	<0.05	2.79	<1.10
3	S-SP-11	S2	19.9760	780	109	0.06	<0.05	1.17	<1.10
4	S-SP-11 d		19.9980			0.06	<0.05	1.16	<1.10
5	S-SP-12	S3	19.9960	3941	428	0.61	0.08	12.28	1.51
6	S-SP-12 d		19.9720			0.58	0.07	11.51	1.31
7	S-SP-13	S4	19.9700	1848	279	0.07	0.05	1.49	<1.10
8	S-SP-13 d		19.9920			0.07	<0.05	1.33	<1.10
9	S-SP-14	S5	19.9700	493	70	<0.05	<0.05	<1.06	<1.10
10	S-SP-14 d		19.9760			<0.05	<0.05	<1.06	<1.10
11	S-M-03	S6	19.9920	3347	398	0.15	0.07	3.02	1.41
12	S-M-03 d		20.0000			0.17	0.07	3.38	1.45
13	S-M-15	S7	19.9880	388	71	0.01	0.004	0.14	0.08
14	S-M-15 d		19.9800			0.01	0.004	0.16	0.07
15	S-M-18	S8	19.9860	643	68	0.01	0.02	0.18	0.33
16	S-M-18 d		19.9760			0.01	0.02	0.17	0.31
17	S-M-28	S9	19.9800	324	45	0.002	0.01	0.03	0.17
18	S-M-28 d		19.9860			0.003	0.01	0.05	0.16
19	S-M-38	S10	19.9860	285	71	0.01	0.01	0.22	0.14
20	S-M-38 d		19.9880			0.01	0.01	0.20	0.14
21	S-M-44	S11	19.9940	588	42	0.03	0.03	0.59	0.62
22	S-M-44 d		20.0040			0.03	0.03	0.61	0.60
23	P-A-04 A	S12-A	19.9840	387	106	0.01	0.02	0.18	0.50
24	P-A-04 A d		19.9760			0.01	0.03	0.18	0.52
25	P-A-04 B	S12-B	19.9900	410	81	0.01	0.03	0.17	0.68
26	P-A-04 B d		19.9840			0.01	0.03	0.17	0.67
27	P-A-04 C	S12-C	19.9760	477	102	0.01	0.02	0.13	0.40
28	P-A-04 C d		19.9860			0.01	0.02	0.10	0.40
29	P-A-04 D	S12-D	19.9700	720	149	0.01	0.01	0.12	0.18
30	P-A-04 D d		20.0120			0.01	0.01	0.12	0.18
31	P-A-05 A	S13-A	19.9920	4868	561	0.43	0.14	8.58	2.77
32	P-A-05 A d		19.9920			0.59	0.16	11.81	3.24
33	P-A-05 B	S13-B	19.9920	4485	488	0.57	0.15	11.38	3.04
34	P-A-05 B d		19.9900			0.63	0.16	12.59	3.12



35	P-A-05 C	S13-C	19.9820	3939	436	0.76	0.12	15.29	2.41
36	P-A-05 C d		19.9661			0.89	0.13	17.82	2.54
37	P-A-05 D	S13-D	19.9820	3367	372	0.53	0.11	10.57	2.21
38	P-A-05 D d		19.9760			0.51	0.11	10.22	2.27
39	P-A-05 E	S13-E	19.9940	3019	283	0.25	0.10	4.94	1.93
40	P-A-05 E d		19.9940			0.18	0.07	3.63	1.33



ANEXO VII: Concentración de Pb y As para cada muestra y cada fracción de la extracción secuencial.

Tabla 26. Concentraciones de Pb y As asociadas a las diferentes fracciones de la extracción secuencial selectiva catiónica y aniónica, para cada una de las muestras seleccionadas.

No.	Muestra	ID Muestra	ID Fracción	Factor de dilución	Concentración Total Pb (mg/kg)	Concentración Pb (mg/L)	Concentración Pb (mg/kg)
1	S-SP-10	S1-ESS1	F1	20	2357.0286	0.022	0.449
2			F2	20		0.084	1.681
3			F3	20		6.991	139.811
4			F5	100		4.280	428.044
5			F6	100		5.895	589.516
6			F7				1197.527
7	S-M-03	S2-ESS1	F1	20	3346.8306	0.022	0.444
8			F2	20		0.061	1.228
9			F3	20		5.373	107.456
10			F5	100		4.687	468.739
11			F6	100		6.059	605.879
12			F7				2163.084
13	S-M-18	S3-ESS1	F1	20	642.6285	0.001	0.025
14			F2	20		0.009	0.172
15			F3	20		0.476	9.496
16			F5	100		0.942	93.985
17			F6	100		0.942	94.011
18			F7				444.940
19	P-A-05 A	S4-A-ESS1	F1	20	4868.0279	0.007	0.139
20			F2	20		0.221	4.421
21			F3	20		17.399	347.277
22			F5	100		9.691	967.177
23			F6	100		8.823	880.546
24			F7				2668.467
25	P-A-05 E	S4-E-ESS1	F1	20	3019.4805	0.036	0.721
26			F2	20		0.165	3.305
27			F3	20		13.075	262.023
28			F5	100		6.191	620.306
29			F6	100		6.610	662.354
30			F7				1470.770



No.	Muestra	ID Muestra	ID Fracción	Factor de dilución	Concentración Total As (mg/kg)	Concentración As (mg/L)	Concentración As (mg/kg)
1	S-SP-10 *	S1-ESS2	F1	20	257.9484	0.019	0.372
2			F2	20		0.006	0.121
3			F3	20		0.093	1.857
4			F4	100		0.023	2.300
5			F5	100		0.006	0.605
6			F6	100		0.411	41.085
7			F7				211.609
8	S-M-03 *	S2-ESS2	F1	20	397.9204	0.023	0.466
9			F2	20		0.033	0.663
10			F3	20		0.218	4.356
11			F4	100		0.141	14.131
12			F5	100		0.056	5.603
13			F6	100		0.153	15.277
14			F7				357.424
15	S-M-18 *	S3-ESS2	F1	20	68.0136	0.024	0.483
16			F2	20		0.006	0.121
17			F3	20		0.033	0.662
18			F4	100		0.006	0.604
19			F5	100		0.006	0.604
20			F6	100		0.006	0.604
21			F7				64.936
22	P-A-05 A *	S4-A-ESS2	F1	20	560.7570	0.033	0.664
23			F2	20		0.077	1.536
24			F3	20		0.448	8.942
25			F4	100		0.123	12.266
26			F5	100		0.065	6.462
27			F6	100		0.712	71.051
28			F7				459.835
29	P-A-05 E *	S4-E-ESS2	F1	20	282.7173	0.008	0.169
30			F2	20		0.040	0.800
31			F3	20		0.287	5.757
32			F4	100		0.046	4.561
33			F5	100		0.006	0.606
34			F6	100		0.352	35.298
35			F7				235.527



ANEXO VIII: Localización geográfica de las muestras recolectadas.

Tabla 27. Coordenadas de las muestras de suelo superficial pertenecientes al Muestreo Sistemático por Transectos y Por Malla.

MUESTREO SISTEMÁTICO POR TRANSECTOS

No.	ID_MUESTRA	X	Y
1	S-SP-01	311626	2455966
2	S-SP-02	311595	2455719
3	S-SP-03	311590	2455473
4	S-SP-04	311538	2455183
5	S-SP-06	310474	2455340
6	S-SP-07	310442	2455659
7	S-SP-08	310461	2455947
8	S-SP-09	310447	2456252
9	S-SP-10	309546	2456895
10	S-SP-11	309541	2456477
11	S-SP-12	309520	2456105
12	S-SP-13	309536	2455719
13	S-SP-14	309531	2455331
14	S-CC-01	311515	2455029
15	S-CC-03	309528	2454938
16	S-CC-04	309517	2454526
17	S-T-01	311515	2454738
18	S-T-02	311480	2454456
19	S-T-03	311482	2454261
20	S-T-04	311463	2454031
21	S-T-05	311455	2453783
22	S-T-06	310439	2453540
23	S-T-07	310461	2453856
24	S-T-08	310448	2454159
25	S-T-09	310497	2454465
26	S-T-10	309509	2454152
27	S-T-11	309508	2453702
28	S-T-12	309506	2453373

MUESTREO SISTEMÁTICO POR MALLA

No.	ID_MUESTRA	X	Y
29	S-M-01	306506	2457409
30	S-M-02	307537	2457514
31	S-M-03	308507	2457476
32	S-M-04	309513	2457486
33	S-M-05	310451	2457498
34	S-M-06	311502	2457489



35	S-M-07	307022	2456986
36	S-M-08	308042	2456948
37	S-M-09	309016	2456998
38	S-M-10	310987	2456944
39	S-M-11	306433	2456405
40	S-M-12	307498	2456458
41	S-M-13	308517	2456480
42	S-M-14	309541	2456477
43	S-M-15	310503	2456485
44	S-M-16	311212	2456641
45	S-M-17	306992	2455912
46	S-M-18	308010	2455966
47	S-M-19	309988	2455980
48	S-M-20	311027	2456015
49	S-M-21	306546	2455354
50	S-M-22	307527	2455456
51	S-M-23	308538	2455488
52	S-M-24	309531	2455331
53	S-M-25	310474	2455340
54	S-M-26	311590	2455473
55	S-M-27	307025	2455083
56	S-M-28	309016	2454979
57	S-M-30	311013	2455029
58	S-M-31	306522	2454501
59	S-M-32	307496	2454489
60	S-M-33	308512	2454486
61	S-M-34	309517	2454526
62	S-M-35	310497	2454465
63	S-M-36	311480	2454456
64	S-M-37	308013	2454020
65	S-M-38	309055	2453986
66	S-M-39	310016	2453979
67	S-M-41	306360	2453480
68	S-M-42	307503	2453473
69	S-M-43	308534	2453472
70	S-M-44	309506	2453373
71	S-M-45	310439	2453540

Tabla 28. Coordenadas de las muestras de suelo vertical pertenecientes al Muestreo Sistemático por Malla y Aleatorio Simple.



MUESTREO SISTEMÁTICO POR MALLA

No.	ID_MUESTRA	Profundidad	X	Y
72	P-M-01 A	0-20	310016	2456988
73	P-M-01 B	20-40		
74	P-M-01 C	40-60		
75	P-M-01 D	60-80		
76	P-M-02 A	0-20	309013	2456003
77	P-M-02 B	20-40		
78	P-M-02 C	40-60		
79	P-M-02 D	60-80		
80	P-M-02 E	80-100		
81	P-M-03 A	0-20	308056	2455042
82	P-M-03 B	20-40		
83	P-M-03 C	40-60		
84	P-M-03 D	60-80		
85	P-M-03 E	80-100		
86	P-M-04 A	0-20	307042	2454035
87	P-M-04 B	20-40		
88	P-M-04 C	40-60		
89	P-M-04 D	60-80		
90	P-M-04 E	80-100		

MUESTREO ALEATORIO SIMPLE

No.	ID_MUESTRA	Profundidad	X	Y
91	P-A-01 A	0-20	310701	2455870
92	P-A-01 B	20-40		
93	P-A-01 C	40-50		
94	P-A-02 A	0-20	311037	2455544
95	P-A-02 B	20-40		
96	P-A-02 C	40-60		
97	P-A-03 A	0-20	311737	2455840
98	P-A-03 B	20-40		
99	P-A-03 C	40-60		
100	P-A-03 D	60-80		
101	P-A-03 E	80-100		
102	P-A-04 A	0-20	310197	2456179
103	P-A-04 B	20-40		
104	P-A-04 C	40-60		
105	P-A-04 D	60-80		
106	P-A-05 A	0-20	309389	2456163
107	P-A-05 B	20-40		
108	P-A-05 C	40-60		



109	P-A-05 D	60-80		
110	P-A-05 E	80-100		
111	P-A-06 A	0-20	310079	2455301
112	P-A-06 B	20-40		
113	P-A-06 C	40-60		
114	P-A-07 A	0-20	309842	2455650
115	P-A-07 B	20-30		
116	P-A-08 A	0-20	309396	2454974
117	P-A-08 B	20-40		
118	P-A-08 C	40-60		
119	P-A-08 D	60-80		
120	P-A-08 E	80-100		
121	P-A-09 A	0-20	310893	2454498
122	P-A-09 B	20-40		
123	P-A-09 C	40-60		
124	P-A-09 D	60-80		
125	P-A-09 E	80-100		
126	P-A-10 A	0-20	309758	2454480
127	P-A-10 B	20-40		
128	P-A-10 C	40-60		
129	P-A-10 D	60-80		
130	P-A-10 E	80-100		
131	P-A-11 A	0-20	311672	2454907
132	P-A-11 B	20-40		
133	P-A-11 C	40-60		
134	P-A-11 D	60-80		
135	P-A-11 E	80-100		
136	P-A-12 A	0-20	309357	2454124
137	P-A-12 B	20-40		
138	P-A-12 C	40-60		
139	P-A-12 D	60-80		
140	P-A-12 E	80-100		
141	P-A-13 A	0-20	309989	2453611
142	P-A-13 B	20-40		
143	P-A-13 C	40-60		
144	P-A-13 D	60-80		
145	P-A-13 E	80-100		
146	P-A-14 A	0-20	310328	2454094
147	P-A-14 B	20-40		
148	P-A-14 C	40-60		
149	P-A-14 D	60-80		



150	P-A-14 E	80-100		
151	P-A-15 A	0-20	311646	2454331
152	P-A-15 B	20-40		
153	P-A-15 C	40-60		
154	P-A-15 D	60-80		



ANEXO IX: Digestión ácida por microondas.

Tabla 29. Proceso de digestión ácida de cada una de las muestras por microondas.

No.	ID_MUESTRA	Profundidad (cm)	Peso (g)	Aforo (ml)	Factor de dilución
1	S-SP-01	0-5	0.5059	30	59.300
2	S-SP-02	0-5	0.4999	25	50.010
3	S-SP-03	0-5	0.5014	25	49.860
4	S-SP-04	0-5	0.4997	25	50.030
5	S-SP-06	0-5	0.5020	25	49.801
6	S-SP-06 dup	0-5	0.5015	25	49.850
7	S-SP-07	0-5	0.4995	25	50.050
8	S-SP-08	0-5	0.5003	25	49.970
9	S-SP-09	0-5	0.4995	25	50.050
10	S-SP-10	0-5	0.5001	25	49.990
11	S-SP-11	0-5	0.5079	25	49.222
12	S-SP-12	0-5	0.5002	25	49.980
13	S-SP-13	0-5	0.4992	30	60.096
14	S-SP-14	0-5	0.5141	25	48.629
15	S-SP-14 dup	0-5	0.5002	25	49.980
16	S-CC-01	0-5	0.4995	25	50.050
17	S-CC-03	0-5	0.5002	25	49.980
18	S-CC-04	0-5	0.4997	25	50.030
19	S-T-01	0-5	0.5028	25	49.722
20	S-T-02	0-5	0.5088	25	49.135
21	S-T-03	0-5	0.4996	25	50.040
22	S-T-04	0-5	0.4997	30	60.036
23	S-T-05	0-5	0.5039	25	49.613
24	S-T-06	0-5	0.5047	25	49.534
25	S-T-07	0-5	0.5005	25	49.950
26	S-T-08	0-5	0.5042	25	49.583
27	S-T-09	0-5	0.501	25	49.900
28	S-T-10	0-5	0.5006	25	49.940
29	S-T-10 dup	0-5	0.5068	25	49.329
30	S-T-11	0-5	0.4997	25	50.030
31	S-T-12	0-5	0.4999	25	50.010
32	S-M-01	0-5	0.4996	25	50.040
33	S-M-02	0-5	0.5030	25	49.702
34	S-M-03	0-5	0.5001	25	49.990
35	S-M-04	0-5	0.4997	25	50.030
36	S-M-05	0-5	0.5016	25	49.841



37	S-M-05 dup	0-5	0.4992	30	60.096
38	S-M-06	0-5	0.5000	25	50
39	S-M-07	0-5	0.5028	25	49.722
40	S-M-08	0-5	0.5000	25	50
41	S-M-09	0-5	0.5026	25	49.741
42	S-M-10	0-5	0.5035	25	49.652
43	S-M-11	0-5	0.4998	40	80.032
44	S-M-12	0-5	0.5002	25	49.980
45	S-M-13	0-5	0.5046	25	49.544
46	S-M-15	0-5	0.5052	25	49.485
47	S-M-16	0-5	0.4999	25	50.010
48	S-M-17	0-5	0.4999	25	50.010
49	S-M-17 dup	0-5	0.5002	25	49.980
50	S-M-18	0-5	0.4999	25	50.010
51	S-M-19	0-5	0.5023	25	49.771
52	S-M-20	0-5	0.4997	25	50.030
53	S-M-21	0-5	0.5013	25	49.870
54	S-M-22	0-5	0.4994	30	60.072
55	S-M-23	0-5	0.4994	25	50.060
56	S-M-27	0-5	0.4997	25	50.030
57	S-M-28	0-5	0.5048	25	49.525
58	S-M-30	0-5	0.5109	25	48.933
59	S-M-31	0-5	0.5013	30	59.844
60	S-M-31 dup	0-5	0.4997	30	60.036
61	S-M-32	0-5	0.4997	25	50.030
62	S-M-33	0-5	0.4998	25	50.020
63	S-M-37	0-5	0.5000	25	50
64	S-M-38	0-5	0.4998	25	50.020
65	S-M-39	0-5	0.4999	25	50.010
66	S-M-41	0-5	0.4996	25	50.040
67	S-M-42	0-5	0.5000	25	50
68	S-M-43	0-5	0.4997	25	50.030
69	P-M-01 A	0-20	0.5117	25	48.857
70	P-M-01 A dup	0-20	0.5002	25	49.980
71	P-M-01 B	20-40	0.4995	25	50.050
72	P-M-01 C	40-60	0.5002	25	49.980
73	P-M-01 D	60-80	0.5003	25	49.970
74	P-M-02 A	0-20	0.5217	25	47.920
75	P-M-02 B	20-40	0.4998	25	50.020
76	P-M-02 C	40-60	0.5086	25	49.155
77	P-M-02 D	60-80	0.5011	25	49.890



78	P-M-02 E	80-100	0.4995	25	50.050
79	P-M-03 A	0-20	0.4995	25	50.050
80	P-M-03 B	20-40	0.4996	25	50.040
81	P-M-03 C	40-60	0.4996	25	50.040
82	P-M-03 D	60-80	0.4996	25	50.040
83	P-M-03 D dup	60-80	0.5022	25	49.781
84	P-M-03 E	80-100	0.5089	30	58.951
85	P-M-04 A	0-20	0.4998	25	50.020
86	P-M-04 B	20-40	0.4998	25	50.020
87	P-M-04 C	40-60	0.5010	25	49.900
88	P-M-04 D	60-80	0.5001	25	49.990
89	P-M-04 E	80-100	0.5007	25	49.930
90	P-A-01 A	0-20	0.4997	25	50.030
91	P-A-01 A dup	0-20	0.5009	25	49.910
92	P-A-01 B	20-40	0.5003	25	49.970
93	P-A-01 C	40-50	0.4996	25	50.040
94	P-A-02 A	0-20	0.5015	25	49.850
95	P-A-02 B	20-40	0.5007	25	49.930
96	P-A-02 C	40-60	0.5005	25	49.950
97	P-A-03 A	0-20	0.5017	25	49.831
98	P-A-03 B	20-40	0.5001	25	49.990
99	P-A-03 C	40-60	0.4995	25	50.050
100	P-A-03 D	60-80	0.4997	25	50.030
101	P-A-03 E	80-100	0.5004	25	49.960
102	P-A-04 A	0-20	0.501	25	49.900
103	P-A-04 B	20-40	0.5044	25	49.564
104	P-A-04 B dup	20-40	0.5022	25	49.781
105	P-A-04 C	40-60	0.5007	25	49.930
106	P-A-04 D	60-80	0.5019	25	49.811
107	P-A-05 A	0-20	0.502	25	49.801
108	P-A-05 B	20-40	0.5003	25	49.970
109	P-A-05 C	40-60	0.5000	30	60
110	P-A-05 D	60-80	0.5015	25	49.850
111	P-A-05 E	80-100	0.5005	25	49.950
112	P-A-06 A	0-20	0.5021	25	49.791
113	P-A-06 B	20-40	0.5013	25	49.870
114	P-A-06 B dup	20-40	0.5036	25	49.643
115	P-A-06 C	40-60	0.5019	25	49.811
116	P-A-07 A	0-20	0.5018	25	49.821
117	P-A-07 B	20-30	0.5002	25	49.980
118	P-A-08 A	0-20	0.5005	25	49.950



119	P-A-08 B	20-40	0.5051	30	59.394
120	P-A-08 C	40-60	0.4996	25	50.040
121	P-A-08 D	60-80	0.4995	25	50.050
122	P-A-08 E	80-100	0.4995	25	50.050
123	P-A-09 A	0-20	0.5019	25	49.811
124	P-A-09 A dup	0-20	0.5012	25	49.880
125	P-A-09 B	20-40	0.501	25	49.900
126	P-A-09 C	40-60	0.5008	25	49.920
127	P-A-09 D	60-80	0.5028	25	49.722
128	P-A-09 E	80-100	0.502	25	49.801
129	P-A-10 A	0-20	0.5002	25	49.980
130	P-A-10 B	20-40	0.5011	25	49.890
131	P-A-10 C	40-60	0.5019	25	49.811
132	P-A-10 D	60-80	0.5000	25	50
133	P-A-10 E	80-100	0.5008	25	49.920
134	P-A-11 A	0-20	0.5046	25	49.544
135	P-A-11 B	20-40	0.5035	25	49.652
136	P-A-11 C	40-60	0.5011	25	49.890
137	P-A-11 C dup	40-60	0.5029	25	49.712
138	P-A-11 D	60-80	0.5009	25	49.910
139	P-A-11 E	80-100	0.5017	25	49.831
140	P-A-12 A	0-20	0.5084	25	49.174
141	P-A-12 B	20-40	0.5026	30	59.690
142	P-A-12 C	40-60	0.4999	25	50.010
143	P-A-12 D	60-80	0.5059	25	49.417
144	P-A-12 E	80-100	0.5014	25	49.860
145	P-A-13 A	0-20	0.5006	30	59.928
146	P-A-13 A dup	0-20	0.5021	30	59.749
147	P-A-13 B	20-40	0.5012	30	59.856
148	P-A-13 C	40-60	0.5009	25	49.910
149	P-A-13 D	60-80	0.5027	25	49.731
150	P-A-13 E	80-100	0.5005	30	59.940
151	P-A-14 A	0-20	0.5006	30	59.928
152	P-A-14 B	20-40	0.5005	25	49.950
153	P-A-14 C	40-60	0.4999	25	50.010
154	P-A-14 D	60-80	0.5046	30	59.453
155	P-A-14 E	80-100	0.5022	25	49.781
156	P-A-15 A	0-20	0.5000	25	50
157	P-A-15 B	20-40	0.5019	25	49.811
158	P-A-15 B dup	20-40	0.5011	25	49.890
159	P-A-15 C	40-60	0.5000	25	50



160	P-A-15 D	60-80	0.5024	25	49.761
161	Blanco 1			25	0
162	Blanco 2			25	0
163	Blanco 3			25	0
164	Blanco 4			25	0
165	Blanco 5			25	0
166	Blanco 6			25	0
167	MRC-2710a 1		0.4992	25	50.080
168	MRC-2710a 2		0.5057	25	49.436
169	MRC-2710a 3		0.5003	25	49.970
170	MRC-2710a 4		0.5001	25	49.990
171	MRC-2710a 5		0.5005	25	49.950
172	MRC-2710a 6		0.5006	25	49.940