



Universidad Autónoma de San Luis Potosí

Facultad de Ingeniería

Centro de Investigación y Estudios de Posgrado

**“Estudio del transporte hídrico de plomo y arsénico en
microcuencas del distrito minero Cerro de San Pedro, San Luis
Potosí, México”**

T E S I S

Que para obtener el grado de:

Maestra en Tecnología y Gestión del Agua

Presenta:

I.A. Susana Guadalupe Hernández Ruiz

Asesor:

Dr. Israel Razo Soto

San Luis Potosí, S. L. P.

Diciembre de 2017



Este trabajo se desarrolló en el Centro de Investigación y Estudios de Posgrado (CIEP), en el Laboratorio de Ciencias Ambientales de la Facultad de Ingeniería, el Laboratorio de Geoquímica Aplicada del Instituto de Geología, el Laboratorio de Remediación Ambiental en el Instituto de Metalurgia y el laboratorio de Absorción Atómica de la Coordinación para la Innovación y Aplicación de La Ciencia y la Tecnología (CIACYT) de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí

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.

DEDICATORIAS

A **Dios**, por haberme permitido llegar hasta aquí.

A mi madre, **Natividad Ruiz Alonso**, por todo su amor y comprensión, ser el pilar de la familia, por siempre estar ahí en mis momentos de flaqueza, por haberme dado la vida, por todo su sacrificio desde el día en que nací, por siempre alentarme a ser una mejor persona, y por ser un ejemplo a seguir, sin ti esto no hubiese sido posible. A mi hermana, **Jazmín Nieva Ruiz**, por su cariño y apoyo, a pesar de que estamos lejos y por ser un ejemplo a seguir y una fuente de motivación para superar los momentos difíciles.

A mi hermosa sobrina, **María Sigaru Alcántara Nieva**, por ser un angelito que llena de felicidad mi vida.

A mi cuñado, **Armando Alcántara Carbajal**, por sus sabios consejos y por ser un ejemplo de superación y perseverancia.

A mi padre, **Ramón Hernández Hurtado**, por haberme dado la vida, por todo su amor y cariño incondicional.

AGRADECIMIENTOS

Al **Centro de Investigación y Estudios de Posgrado**, especialmente a los profesores que aportaron a mi formación, gracias por su dedicación y apoyo.

A la **Universidad Autónoma de San Luis Potosí** y al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología**, por el apoyo para el desarrollo de este trabajo.

A la **Facultad de Ingeniería**, por facilitar el desarrollo de esta investigación.

A mi director de tesis el **Dr. Israel Razo Soto**, por su dedicación, tiempo, y sobre todo por la paciencia que me tuvo durante el desarrollo de esta investigación.

Agradezco profundamente a mi asesor, el **Dr. Carlos Muñoz Robles** por su apoyo incondicional en el arduo proceso de la determinación de la carga de sedimentos, y en las pruebas estadísticas.

Al **Dr. Cristóbal Aldama Aguilera**, por las aportaciones realizadas a esta investigación, y sus acertados consejos y asesorías.

Al **Maestro Isidro Montes Ávila** por la ayuda en el proceso de recolección de muestras, su paciencia y sus acertados consejos y recomendaciones.

A la **Q. Izanami López Acosta**, al **Dr. Erik Espinosa Serrano** y a **Miguel Ángel Cortina Rangel** por su apoyo en el proceso de medición de muestras, así como por sus consejos y recomendaciones.

A **M.I. Alejandro Rodríguez**, por su apoyo y orientación en la realización de las extracciones secuenciales.

A mis amigas **Itzel, Brisa, Ana Lilia, Andrea, Gaby** y **Marcela**, que siempre estuvieron ahí para apoyarme en cualquier momento. A **Naylú, Manuel, Beto, Eli, Dalila, Emmanuel** y mis amigos de **Rollers S.L.P.**, por hacer los últimos meses de la maestría más llevaderos.

A mis amigos que me acompañaron durante estos dos años de los cuales aprendí muchísimo y me llevo bellos recuerdos, **Brenda** y **Víctor**, fue un placer haber compartido este tiempo juntos, muchas gracias; y a mis compañeros de maestría.

RESUMEN

El aprovechamiento de los recursos minerales para la obtención de metales produce una gran cantidad de residuos, los cuales al ser abandonados sin controles ambientales tienen como consecuencia la liberación de elementos potencialmente tóxicos (EPT) como arsénico (As) y plomo (Pb), que dependiendo de las condiciones climáticas, hidrológicas y geológicas del sitio, podrían alterar la calidad de los recursos hídricos. Este podría ser el caso del distrito minero de Cerro de San Pedro, San Luis Potosí, México, en dónde estudios previos han demostrado que algunos residuos generados por las actividades mineras históricas, representan fuentes de contaminación por erosión hídrica para los arroyos que drenan el área. Sin embargo, la contribución de otros residuos en el impacto de la calidad de sedimentos de arroyo a nivel de microcuenca y el potencial de afectación de recursos hídricos no habían sido evaluados a detalle.

Considerando lo anterior, se estableció como objetivo de este trabajo el estudiar el transporte hídrico de As y Pb en arroyos intermitentes de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas, ubicadas en el Distrito Minero Cerro de San Pedro en el estado de San Luis Potosí, en las que se localizan residuos mineros históricos abandonados; a partir de la implementación de una metodología para conocer el nivel de potencial erosión de suelo, la abundancia, distribución y carga de Pb y As en sedimentos y el potencial impacto a los recursos hídricos por liberación de estos elementos de la fase sólida hacia la fase acuosa.

El potencial erosión hídrica de suelo se determinó mediante la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (RUSLE), y los resultados mostraron que del 62.5-74.3% de la superficie de las microcuencas experimenta pérdidas de suelo bajas ($0-1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y del 0.4-6.7% experimenta pérdidas de suelo mayores a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, lo que representa una pérdida menor a 1 mm año^{-1} de suelo, pero que se considera significativa en sitios áridos como el área de estudio.

Para determinar la abundancia y distribución de Pb y As en sedimento de arroyos, se realizaron muestreos sistemáticos y dirigidos en arroyos para obtener 92 muestras de sedimentos de las cuales se determinaron las concentraciones totales de As y Pb por Espectrometría de Absorción Atómica modo Flama (EAA-F). Los resultados de estos análisis

mostraron que las concentraciones máximas alcanzaron hasta 7590 mg kg⁻¹ de Pb y 1240 mg kg⁻¹ de As; encontrando que el 99% y el 89% de las muestras sobrepasaron los criterios de referencia de la normativa mexicana para suelo de 22 mg kg⁻¹ para As y de 400 mg kg⁻¹ para Pb, respectivamente, y que se utilizaron como valores de referencia ante la carencia de criterios nacionales específicos para sedimento. La distribución de Pb y As en sedimentos evidenció que el transporte hídrico de los contaminantes es un mecanismo importante de dispersión de estos elementos y mediante pruebas estadísticas de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis y Steel Dwass Critchlow-Fligner entre las concentraciones totales de As y Pb en sedimentos, se encontró que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los sitios con influencia de residuos históricos y los sitios sin influencia de residuos.

A partir de la estimación de la carga de As y Pb en sedimento proveniente de las microcuencas de estudio, se obtuvo que las cargas provenientes de la microcuenca San Pedro son del orden de 225 kg año⁻¹ de As y 1664 kg año⁻¹ de Pb; siendo superiores a las determinadas para las microcuencas Cuesta de Campa y Tinajillas, 8 kg año⁻¹ de As y 64 kg año⁻¹ de Pb; 13 kg año⁻¹ de As y 102 kg año⁻¹ de Pb, respectivamente. De acuerdo a lo anterior, se logró identificar a la microcuenca San Pedro como el sistema de transporte hídrico de mayor aporte de As y Pb al exterior del área minera.

Con el fin de valorar la migración de As y Pb desde los sedimentos hacia los recursos hídricos, se realizaron las pruebas de extracción con agua meteórica acorde a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, mediante el cual se encontraron en todos los casos concentraciones solubles de ambos elementos por debajo del criterio establecido por la misma norma (0.5 mg L⁻¹), por lo que, de acuerdo al criterio de la normativa de referencia, la presencia de Pb y As en los sedimentos del área de estudio no representa un riesgo potencial para los recursos hídricos en función de la movilidad de ambos elementos.

Para complementar los resultados de las pruebas de movilidad, se realizó la caracterización de cinco muestras mediante pruebas de extracción secuencial selectiva (ESS) para identificar las fases en que se encuentran asociados los EPT. Los resultados de ESS indicaron que las movilidades de As y Pb, se encuentran controladas por procesos de atenuación natural (adsorción, precipitación y coprecipitación).

Palabras clave: Carga de sedimentos, movilidad, erosión, fraccionamiento geoquímico.

TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN.....	1
I. MARCO TEÓRICO SOBRE LOS IMPACTOS DE LA MINERÍA AL MEDIO AMBIENTE Y ESTUDIO DEL TRANSPORTE HÍDRICO DE METALES EN SITIOS MINEROS A TRAVÉS DE MODELOS DE EROSIÓN.....	3
I.1 MINERÍA Y SUS IMPACTOS AL MEDIO AMBIENTE.....	3
I.1.1 Efectos de la minería en la erosión	4
I.1.2 Sedimentos	5
I.2 ELEMENTOS DE ESTUDIO	6
I.2.1 Arsénico	7
I.2.2 Plomo	8
I.2.3 Antecedentes sobre la contaminación de As y Pb en sitios mineros	9
I.3 MODELOS DE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS	10
1.3.1 Modelo de contaminación agrícola por su origen no puntual (AGNPS)	10
1.3.2 Proyecto de predicción de la erosión de cuencas hidrográficas (WEPP).....	11
1.3.3 Simulación de respuesta ambiental de cuencas hidrográficas a fuentes de área (ANSWERS)	11
1.3.4 Modelo químico, escorrentía y erosión provenientes de sistemas de gestión agrícola (CREAMS).....	11
1.3.5 Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE)	12
I.4 OBJETIVOS	13
I.4.1 Objetivo general.....	13
I.4.2 Objetivos específicos	13
I.5 JUSTIFICACIÓN	14

II. DESCRIPCIÓN DE LOS ASPECTOS BIÓTICOS Y ABIÓTICOS DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	15
II.1. DELIMITACIÓN Y UBICACIÓN GEOGRÁFICA DEL ÁREA DE ESTUDIO	15
II.2 CARACTERÍSTICAS DEL MEDIO BIÓTICO Y ABIÓTICO.....	17
II.2.1 Hidrología superficial	17
II.2.2 Hidrología subterránea	18
II.2.3 Fisiografía	19
II.2.4 Geología	20
II.2.5 Edafología.....	21
II.2.6 Clima	24
II.2.7 Uso de suelo y vegetación	24
II.2.8 Yacimiento mineral	26
II.3 ANTECEDENTES HISTÓRICOS Y RECIENTES DE LA ACTIVIDAD MINERO-METALÚRGICA DEL ÁREA DE ESTUDIO	28
II.4 ANTECEDENTES DE LA CONTAMINACIÓN POR RESIDUOS HISTÓRICOS.....	30
II.5 ASPECTOS MUNICIPALES SOCIALES Y ECONÓMICOS	31
III. METODOLOGÍA PARA LA CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y MINERALÓGICA DE SEDIMENTOS Y ANÁLISIS DE LA EROSIÓN HÍDRICA A TRAVÉS DE SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA.	33
III.1 DELIMITACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	33
III.2 UBICACIÓN DE LAS POTENCIALES FUENTES DE As Y Pb	35
III.3 DISEÑO DE MUESTREO	40
III.4 MUESTREO DE SEDIMENTOS.....	43

III.5 CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DE LAS MUESTRAS.....	45
III.5.1 Determinación de pH y conductividad.....	45
III.5.2 Digestión ácida por microondas.....	45
III.5.3 Determinación de las concentraciones totales de As y Pb	46
III.5.4 Control de calidad del procedimiento de análisis de concentraciones totales....	46
III.5.5 Análisis estadístico.....	46
III.5.6 Determinación de la movilidad en agua meteórica	47
III.5.7 Determinación de la movilidad a través de un procedimiento de extracción secuencial	50
III.6 CARACTERIZACIÓN MINERALÓGICA DE SEDIMENTOS A TRAVÉS DE DIFRACCIÓN DE RAYOS X.....	53
III.7 DETERMINACIÓN DE LA CARGA DE SEDIMENTOS A TRAVÉS DE LA METODOLOGÍA RUSLE-CES	55
III.7.1 Cálculo de la cantidad total de suelo erosionado de la cuenca a través de la ecuación RUSLE.....	56
III.7.2 Determinación del Coeficiente de Entrega de Sedimentos (CES).....	62
III.7.3 Cálculo de la carga de sedimentos (SY).....	64
III.8 CÁLCULO DE LA CARGA DE As Y Pb POR MICROCUENCA Y UNIDAD DE RESPUESTA HIDROLÓGICA.....	64
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DEL TRANSPORTE HÍDRICO DE PLOMO Y ARSÉNICO EN EL DISTRITO MINERO CERRO DE SAN PEDRO	67
IV.1 EVALUACIÓN DEL TRANSPORTE HÍDRICO DE PLOMO Y ARSÉNICO EN SEDIMENTOS	67
IV.1.1 Determinación de la producción de sedimentos a través de la metodología RUSLE-CES.....	67
IV.1.2 Caracterización fisicoquímica de los sedimentos de arroyo	88

IV.1.3 Carga de As y Pb en las microcuencas de estudio y en sus respectivas URH.	105
IV.2 EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LAS CONCENTRACIONES DE PLOMO Y ARSÉNICO EN SEDIMENTOS A LOS RECURSOS HÍDRICOS	110
IV.2.1 Evaluación de la movilidad de As y Pb en agua en equilibrio con CO ₂	110
IV.2.2 Análisis de la caracterización mineralógica de las muestras a través de Difracción de Rayos X	113
IV.2.3 Evaluación de la movilidad a través de un proceso de extracción secuencial selectiva (ESS)	114
CONCLUSIONES.....	121
REFERENCIAS	125
ANEXOS	135
ANEXO 1	135
ANEXO 2	153
ANEXO 3	155
ANEXO 4	159
ANEXO 5	163
ANEXO 6	167
ANEXO 7	169

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Superficie y longitud de los cauces principales de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas.	18
Tabla 2. Descripción de las potenciales fuentes de As y Pb en la microcuenca San Pedro	35
Tabla 3. Descripción de las potenciales fuentes de As y Pb en la microcuenca Cuesta de Campa.....	38
Tabla 4. Ecuaciones de erosividad de lluvia para las diferentes regiones de México (Fuente: Cortés, 1991).	57
Tabla 5. Características de las estaciones meteorológicas seleccionadas.....	58
Tabla 6. Valores del Factor de erosionabilidad (K) en función de la unidad de suelo y su textura superficial presentes en el área de estudio (FAO, 1980).....	59
Tabla 7. Valores de C en función de Uso de Suelo y Vegetación (Borelli, 2011; Panagos et al., 2015).....	62
Tabla 8. Valores del Factor C y porcentaje de la superficie en función de los diferentes usos de suelo y vegetación de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas	71
Tabla 9. Clasificación de los diferentes tipos de erosión que experimentan las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas.....	77
Tabla 10. Valores del área de las unidades de respuesta hidrológica (URH) y sus respectivos coeficientes de entrega de sedimentos (CES) para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas.....	83
Tabla 11. Valores de pérdida de suelo obtenidos a partir del modelo RUSLE y valores de carga de sedimentos (SY) para cada URH de la microcuenca San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas.....	87
Tabla 12. Estadísticos descriptivos de los resultados de pH y conductividad para las muestras de sedimentos de arroyo de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (N=102)	88
Tabla 13. Estadísticos descriptivos de la concentración total de As y Pb (mg kg^{-1}), para las muestras de sedimentos de arroyo de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (N=102)	88

Tabla 14. Concentraciones totales (mg kg ⁻¹) de As y Pb en las muestras de sedimento de arroyo seleccionadas para las pruebas de movilidad con agua en equilibrio con CO ₂	111
Tabla 15. Estadísticos descriptivos de las concentraciones solubles (mg L ⁻¹) en el extracto y concentraciones móviles (mg kg ⁻¹) de Pb y As en sedimentos de arroyo de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas en las pruebas de movilidad con agua en equilibrio con CO ₂ ; así como los valores de pH y CE del extracto al final de la prueba (N=22).....	112
Tabla 16. Componentes mineralógicos primarios y secundarios de las muestras de sedimento de arroyo de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (+ Escaso; ++ Ligeramente abundante; +++ Moderadamente abundante; ++++ Muy abundante.).....	113
Tabla 17. Resultados de pH y conductividad eléctrica de los sedimentos	155
Tabla 18. Concentraciones totales de As y Pb en sedimentos.....	159
Tabla 19. Estadísticos descriptivos de las concentraciones de Pb de los tratamientos en la Microcuenca San Pedro	163
Tabla 20. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para Pb en la microcuenca San Pedro	163
Tabla 21. Resultados de la prueba SDCF para Pb en la microcuenca San Pedro.....	163
Tabla 22. Estadísticos descriptivos de las concentraciones de As de los tratamientos en la Microcuenca San Pedro	163
Tabla 23. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para As en la microcuenca San Pedro	164
Tabla 24. Resultados de la prueba SDCF para As en la microcuenca San Pedro	164
Tabla 25. Estadísticos descriptivos de las concentraciones de Pb de los tratamientos en la Microcuenca Cuesta de Campa	164
Tabla 26. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para Pb en la microcuenca Cuesta de Campa.....	164
Tabla 27. Resultados de la prueba SDCF para Pb en la microcuenca Cuesta de Campa..	165
Tabla 28. Estadísticos descriptivos de las concentraciones de As de los tratamientos en la Microcuenca Cuesta de Campa	165
Tabla 29. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para As en la microcuenca Cuesta de Campa.....	165
Tabla 30. Resultados de la prueba SDCF para As en la microcuenca Cuesta de Campa..	165

Tabla 31. Estadísticos descriptivos de las concentraciones de Pb de los tratamientos en la Microcuenca Tinajillas	166
Tabla 32. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para Pb en la microcuenca Tinajillas	166
Tabla 33. Estadísticos descriptivos de las concentraciones de as de los tratamientos en la Microcuenca Tinajillas	166
Tabla 34. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para As en la microcuenca Tinajillas	166
Tabla 35. Concentración móvil y soluble de As y Pb en sedimentos.....	167
Tabla 36. Componentes encontrados en la muestra SPs_14 mediante DRX	169
Tabla 37. Componentes encontrados en la muestra SPr_11 mediante DRX.....	170
Tabla 38. Componentes encontrados en la muestra SPo_07 mediante DRX	171
Tabla 39. Componentes encontrados en la muestra CCr_01 mediante DRX.....	172
Tabla 40. Componentes encontrados en la muestra Tr_05 mediante DRX.....	173

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación y delimitación del área de estudio	16
Figura 2. Mapa de la distribución de los diferentes tipos de suelo presentes en las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (INEGI, 2013)	23
Figura 3. Climograma del período 2002-2008. Modificado de MSX (2010)	24
Figura 4. Mapa de la distribución de los diferentes usos de suelo y vegetación en las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (INEGI, 2015b)	27
Figura 5. Metodología para el desarrollo de la investigación	33
Figura 6. Delimitación de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas. Modificado de Rodríguez (2014)	34
Figura 7. Ubicación de residuos como potenciales fuentes de contaminación en el sitio de estudio.....	37
Figura 8. Parte expuesta del Terrero Victoria con evidente oxidación de sulfuros.....	38
Figura 9. Residuo proveniente de la extracción de fosforita	38
Figura 10. Escorias de fundición ubicadas a un costado del panteón de Cuesta de Campa	39
Figura 11. Escorias de fundición ubicadas al este del poblado de Cuesta de Campa	39
Figura 12. Puente construido a base de residuos de actividades mineras.	39
Figura 13. Cimientos del puente construido a base de residuos.....	39
Figura 14. Terraplén construido a base de residuos de las actividades mineras	40
Figura 15. Oxidación de sulfuros en el terraplén de la microcuenca Tinajillas	40
Figura 16. Distribución de los puntos de muestreo de sedimento de arroyo en la microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (N=85)	42
Figura 17. Toma de muestra del lecho del arroyo	43
Figura 18. Cribado a malla 2 mm.....	43
Figura 19. Identificación del sitio de la muestra	44
Figura 20. Muestreo vertical de sedimento con barra acanalada.....	44
Figura 21. Identificación de horizontes en muestra vertical.....	45
Figura 22. Ubicación de las muestras seleccionadas para las pruebas de movilidad en agua meteórica	49
Figura 23. Ubicación de las muestras seleccionadas para los análisis de ESS.....	52

Figura 24. Ubicación de las muestras seleccionadas para las pruebas de difracción de rayos X	54
Figura 25. Etapas de la aplicación de la metodología RUSLE-CES	55
Figura 26. Regionalización de México en índices de erosividad (Fuente: Loredó-Osti <i>et al.</i> , 2007).....	57
Figura 27. Variación de los cuatro factores de la ecuación RUSLE para la microcuenca San Pedro: a) Factor LS; b) Factor R; c) Factor K; d) Factor C.....	68
Figura 28. Variación de los cuatro factores de la ecuación RUSLE para la microcuenca Cuesta de Campa: a) Factor LS; b) Factor R; c) Factor K; d) Factor C.	72
Figura 29. Variación de los cuatro factores de la ecuación RUSLE para la microcuenca Tinajillas: a) Factor LS; b) Factor R; c) Factor K; d) Factor C.	74
Figura 30. Mapa de pérdida potencial de suelo obtenido a partir del modelo RUSLE para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas.....	76
Figura 31. Representación de los porcentajes de los diferentes tipos de erosión en las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas.....	78
Figura 32. Delimitación de las unidades de respuesta hidrológica (URH) para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas.....	82
Figura 33. Relación entre los valores del coeficiente de entrega de sedimentos (CES) y la superficie de las microcuencas San Pedro y Cuesta de Campa.....	84
Figura 34. Unidades de respuesta hidrológica (URH) sobre los valores de pérdida de suelo obtenido a partir de la ecuación RUSLE, para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas	86
Figura 35. Distribución espacial de las concentraciones de As en sedimentos sobre los cauces principales de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas	91
Figura 36. Distribución espacial de las concentraciones de As en sedimentos de arroyo sobre los tributarios de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas	92
Figura 37. Distribución espacial de las concentraciones de plomo en sedimentos sobre los cauces principales de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas	94
Figura 38. Distribución espacial de las concentraciones de plomo en sedimentos sobre los tributarios de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas	95

Figura 39. Ubicación de los tratamientos ay sus respectivas muestras seleccionadas para las pruebas Krustal-Wallis y <i>SDCF</i>	99
Figura 40. Ubicación de las presas Los Méndez y San Nicolás en la microcuenca San Pedro	102
Figura 41. Variación vertical de las concentraciones de As en núcleos extraídos del azolve en el vaso de las presas Los Méndez y San Nicolás	103
Figura 42. Variación vertical de las concentraciones de Pb de en núcleos extraídos del azolve en el vaso las presas Los Méndez y San Nicolás.....	105
Figura 43. Variación de las cargas de As en sedimentos de arroyo por unidad de respuesta hidrológica (URH) para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas	106
Figura 44. Variación de las cargas de Pb en sedimentos de arroyo por unidad de respuesta hidrológica (URH) para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas	109
Figura 45. Distribución de plomo en sedimentos de arroyo de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas. Los porcentajes de recuperación se presentan en la tabla para fines explicativos.....	115
Figura 46. Distribución de As en sedimentos de arroyo de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas. Los porcentajes de recuperación se presentan en la tabla para fines explicativos.....	118
Figura 47. Difractograma de difracción de rayos-X para la muestra SPs_14	169
Figura 48. Difractograma de difracción de rayos-X para la muestra SPr_11	170
Figura 49. Difractograma de difracción de rayos-X para la muestra SPo_07.....	171
Figura 50. Difractograma de difracción de rayos-X para la muestra CCr_01.....	172
Figura 51. Difractograma de difracción de rayos-X para la muestra Tr_05	173

INTRODUCCIÓN

Desde los albores de la humanidad, los recursos minerales han sido utilizados para su desarrollo; siendo la minería un factor clave para la satisfacción de las necesidades de la humanidad, siempre ligada al desarrollo económico, cultural y social de la población. México es uno de los países de Latinoamérica que se encuentra localizado en una región volcánica rica en minerales; en el cual, la tradición minera se remonta a la época prehispánica; y se realiza básicamente en dos etapas: explotación y beneficio de metales (Sepúlveda, 2011).

Sin embargo, la minería, específicamente los residuos que produce, son considerados como fuentes significativas de contaminación; y entre los principales impactos negativos que tiene el inadecuado manejo de los residuos mineros sobre los recursos se encuentran el impacto a la calidad del agua por drenaje ácido de mina, el incremento de los niveles de sólidos suspendidos en cuerpos de agua; la contaminación de suelo y sedimentos con metales pesados, a lo que además se suman otros efectos de las actividades extractivas como la erosión o degradación del suelo por remoción de vegetación, las emisiones a la atmósfera por fuentes móviles y estacionarias, teniendo todo lo anterior como consecuencia posibles afectaciones a la salud (Romero *et al.*, 2008; ELAW, 2010).

El principal problema asociado a los residuos mineros, se relaciona con su inadecuada disposición, exposición a la intemperie y a procesos erosivos, produciendo la dispersión de EPT hacia el entorno, tales como arsénico (As), plomo (Pb), mercurio (Hg), zinc (Zn), entre otros, cuya presencia dependerá de las características geológicas del sitio de explotación (Volke-Sepúlveda *et al.*, 2005; Romero, 2011). Los residuos provenientes de sitios donde se lleva a cabo la explotación de yacimientos de sulfuros metálicos, contienen cantidades traza de pirita (FeS_2), galena (PbS), esfalerita (ZnS), calcopirita (CuFeS_2) y arsenopirita (FeAsS); los cuales al ser abandonados sin controles ambientales, y ser altamente susceptibles a oxidarse bajo condiciones atmosféricas, puede producir que los EPT contenidos en estos minerales, pasen a fracciones lábiles, favoreciendo su capacidad de almacenarse en suelos, sedimentos, agua superficial o subterránea (Bain *et al.*, 2000; Jung, 2001). La capacidad de estos EPT presentes en los residuos para pasar de la fase sólida a la acuosa (movilidad) e impactar la calidad del agua, dependerá de diversos factores, entre los más importantes

destacan el pH, presencia de materia orgánica, especiación química, potencial redox, nutrientes en el suelo, fases mineralógicas, entre otros (Violante *et al.*, 2010).

Durante siglos, la actividad minera en México ha destacado en regiones del centro y norte del país donde se localizan yacimientos de sulfuros polimetálicos, entre estas regiones se encuentra el distrito minero de Cerro de San Pedro en San Luis Potosí, en donde históricamente se ha llevado a cabo la explotación y el beneficio de minerales de oro y plata con la inadecuada disposición de hasta 23 depósitos de residuos mineros, que fueron reportados bajo condiciones de abandono al inicio de la etapa de producción minera más reciente que ocurrió en el sitio (Razo *et al.*, 2007).

Investigaciones previas evidenciaron un elevado grado de contaminación de sedimentos por EPT, principalmente Pb y As, provenientes de residuos históricos ricos en sulfuros metálicos localizados en el cauce del arroyo San Pedro (Ortega, 2012; Rodríguez, 2013; Martínez, 2014), pero no se había evaluado aún la contribución total de la diversidad de residuos mineros dispersos en la microcuenca de San Pedro, así como en las microcuencas adyacentes de Cuesta de Campa y Tinajillas, para comprender la geoquímica y dinámica del transporte hídrico de As y Pb en sedimentos de estas tres microcuencas impactadas por una gran variedad de residuos provenientes de las diferentes etapas de actividad minera que ha sufrido el distrito minero de Cerro de San Pedro, así como valorar el impacto a los recursos hídricos producto de la movilidad de los elementos químicos.

Por lo anterior, en este trabajo se realizó una evaluación de las tres microcuencas presentes en el distrito minero Cerro de San Pedro mediante la integración de metodologías orientadas a determinar la potencial erosión hídrica de suelo como estimación de la producción y descarga de sedimentos, y a la caracterización geoquímica de los sedimentos para conocer el grado y extensión de la contaminación y el potencial impacto a los recursos hídricos.

I. MARCO TEÓRICO SOBRE LOS IMPACTOS DE LA MINERÍA AL MEDIO AMBIENTE Y ESTUDIO DEL TRANSPORTE HÍDRICO DE METALES EN SITIOS MINEROS A TRAVÉS DE MODELOS DE EROSIÓN.

I.1 MINERÍA Y SUS IMPACTOS AL MEDIO AMBIENTE

La minería es una actividad transitoria que consiste en la extracción de depósitos minerales de la corteza terrestre mediante operaciones que pueden llevarse a cabo a cielo abierto o de manera subterránea; por lo que la naturaleza de sus operaciones generalmente resulta en el disturbio del entorno (Marcus, 1997). Al incrementar su escala durante la Edad Media, el grado de contaminación provocado por la minería creció en igual proporción, pero no fue hasta la Revolución Industrial, con la introducción del horno de fundición, que las operaciones de fundición de metales alrededor del mundo se convirtieron en una de las principales fuentes de contaminación por metales (Lottermoser, 2010). Debido a que en esa época se carecía de un conocimiento apropiado de los impactos que la minería causaba en el ambiente, no se mostraba preocupación sobre estas consecuencias y por lo tanto, se carecía de regulaciones ambientales para esta actividad (Marcus, 1997).

La minería está conformada por tres etapas: exploración, explotación o desarrollo, cierre o clausura y restauración, y aunque en cada una de ellas se pueden causar impactos al medio ambiente, los más significativos se pueden presentar durante las etapas de explotación, entre los cuales destacan:

- Impacto a la calidad de los recursos hídricos, debido a la generación de lixiviados ácidos ricos en sulfatos y EPT como As, Pb, Cd, Cr, Cu, Zn, Ni, Hg entre otros, conocido como drenaje ácido de mina (DAM) (Lottermoser, 2010), provenientes de las paredes de los tajos, jales, escombros o desechos de roca, terreros, capaces de impactar la calidad del agua (ELAW, 2010). El potencial de erosión en un sitio minero, producido principalmente por la remoción de vegetación para la construcción de vías de acceso e instalaciones, también resulta en un gran problema para la calidad del agua superficial, al producir una gran cantidad de sedimentos con contaminantes químicos que llegan a descargarse en cuerpos de agua, o depositarse en zonas

inundables o valles, especialmente en periodos de tormentas severas. Las mayores fuentes de erosión en sitios mineros incluyen zonas de tajos abiertos, pilas de lixiviación y depósitos de material estéril y presas de jales, así como caminos de acceso y transporte de material, lo que provoca impactos negativos a la flora y fauna, acumulación de sedimentos en la columna de agua, aumento en la escorrentía y modificación de los cauces (MINEO, 2000).

- Impacto en la calidad del aire, el cual se produce a lo largo de la vida activa de la mina, ya sea a través del material particulado proveniente de las excavaciones, voladuras, transporte de material, polvo fugitivo proveniente de jales, depósitos, depósitos de material estéril, caminos (emisiones fugitivas), fuentes móviles (camiones, vehículos, maquinaria pesada); o emisiones gaseosas producto de la quema de combustibles en fuentes estacionarias o móviles, emisiones de las operaciones de fundición, voladuras o procesamiento de mineral (ELAW, 2010).
- Impacto en la calidad del suelo, que se puede ocasionar por erosión de suelo, deposición de residuos, derrames y vertidos de materiales peligrosos, depositación de partículas transportadas por el viento o corrientes de agua, (ELAW, 2010).
- Impacto a los seres vivos, los impactos ambientales mencionados anteriormente, al final convergen en problemas de salud en los seres vivos. (ELAW, 2010).

Para el presente trabajo, es de particular interés los efectos ocasionados por la minería por erosión de suelo y el consecuente incremento en la concentración de metales en los sedimentos que son transportados por corrientes superficiales. Por ello, a continuación, se amplían la descripción sobre la contribución de la minería en los procesos erosivos y la relevancia del impacto en la calidad de sedimentos.

I.1.1 Efectos de la minería en la erosión

Uno de los impactos más significativos de la minería es el incremento de los procesos erosivos. La erosión se refiere a los procesos en los cuales los materiales de la corteza terrestre se lavan, pierden, disuelven y se transportan de un lugar a otro por acción del agua o del viento; la erosión del suelo por acción del agua se incrementa donde la precipitación pluvial no es capaz de infiltrarse en el suelo, sino que fluye en la superficie, y la velocidad a

la que viaja el agua es capaz de desprender materiales del lecho por la fuerza de su flujo (Kirkby, 1989). Si bien, este proceso ocurre de manera natural, la minería lo agrava, principalmente por la modificación de las condiciones del suelo, el retiro de cubierta vegetal, la modificación de los cauces y de las superficies topográficas preexistentes (Marcus, 1997).

Los sitios más susceptibles a ser erosionados en zonas mineras son las presas de jales, terreros y sitios desprovistos de vegetación, éstos pueden ser dispersados por acción de la lluvia y el viento cuando son abandonados sin ningún control ambiental, y ser dispersados al medio ambiente que los rodea, provocando la contaminación debido a las altas concentraciones de EPT, así como el incremento en la carga de sedimentos enriquecidos con metales pesados en las corrientes superficiales. (Gutiérrez *et al.*, 2007; Marcus, 1997).

Un ejemplo claro del impacto de la actividad minera en el incremento de los procesos erosivos se evaluó por Pietrón *et al.*, (2017), quienes realizaron la comparación entre las cargas de sedimentos provenientes de un área donde se lleva a cabo actividad minera contra un área sin actividad minera, ubicadas en la cuenca del Río Tuul en Mongolia, mostrando sus resultados que las cargas de sedimento en el área minera ($0.66 \text{ t mes}^{-1} \text{ km}^{-2}$), fueron dos órdenes de magnitud mayores que en el área que no presentaba actividad minera ($0.34 \text{ t mes}^{-1} \text{ km}^{-2}$).

I.1.2 Sedimentos

Los sedimentos se pueden definir como partículas de capa superficial del suelo, roca, y minerales que son lavados, arrastrados o removidos por el agua o el viento, generalmente después de algún evento de lluvia o derretimiento de nieve (USEPA, 2006), los cuales son depositados posteriormente a lo largo de los cauces de ríos, en lagos, lagunas o el mar (García, 1998).

El transporte de sedimentos se ve altamente influenciado por la lluvia, aquellas de gran intensidad pueden superar la capacidad de infiltración provocando un gran volumen de escorrentía superficial dando lugar a importantes fenómenos de erosión (FAO, 1997). El viento también juega un papel importante en el transporte de sedimentos ya que provoca la saltación de partículas del suelo, favoreciendo su dispersión y enriqueciendo el medio con nuevos materiales (Romero-Guadarrama, 2011).

Los sedimentos tienen un papel muy importante en los ecosistemas, en parte debido al transporte de oligoelementos necesarios para los seres vivos, sin embargo, también pueden llegar a producir contaminación física a través de los elevados niveles de turbidez sobre la columna de agua que impiden la penetración de la luz solar, o los altos niveles de sedimentación en los ríos, perturbando las características hidráulicas del cauce. También son capaces de producir contaminación química debido a que muchos de los elementos contaminantes persistentes, bioacumulables y tóxicos están fuertemente asociados a los sedimentos (FAO, 1997). Ávila-Pérez (1999) menciona que los sedimentos son excelentes concentradores de algunos de los EPT considerados como los más tóxicos, desde donde son capaces incorporarse a las cadenas alimenticias (Salomons *et al.*, 1987; Kabata-Pendias, 2011). Los EPT pueden ser fácilmente transportados en los sedimentos a partir de la erosión hídrica, convirtiéndose en una potencial fuente de contaminación a los recursos hídricos, y al entorno inmediato de sitios no contaminados debido su migración y liberación a través de la modificación de las condiciones de pH, potencial redox del agua o del suelo, así como las características químicas y texturales del suelo (Salomons *et al.*, 1987; Kabata-Pendias, 2011).

I.2 ELEMENTOS DE ESTUDIO

Los EPT de mayor preocupación para el medio ambiente y la salud son Cd, Cu, Pb, Co, Cr, As, Ni, Hg, Mn, Se, Mo y B, y los factores que afectan su distribución y concentración, dependerá del clima, topografía, vegetación, material parental, propiedades del suelo (textura, materia orgánica, etc.) y uso de suelo; siendo la industria minera la principal actividad humana que incrementa en mayor medida los niveles de As, Pb, Cd, Zn y Cu (Han, 2007).

Estos EPT se caracterizan por no degradarse de manera química o biológica, pudiendo permanecer en el suelo, sedimentos, agua, atmósfera o las cadenas tróficas (Rodríguez-Elizalde, 2006).

A continuación, se presentan las principales características del As y Pb, elementos de interés para este estudio, debido a las elevadas concentraciones encontradas en el sitio en estudios previos, así como su importancia debido al impacto que pueden representar a la salud, y a los recursos hídricos.

I.2.1 Arsénico

El As se encuentra ubicado en el grupo 15 (V) de la tabla periódica, clasificado como un metaloide, se encuentra distribuido ampliamente en la corteza terrestre y puede llegar a combinarse con oxígeno (O₂) y azufre (S) para formar compuestos inorgánicos de arsénico (ATSDR, 2007). Las formas más comunes de As son la arsenopirita (FeAsS), realgar (As₄S₄), oropimente (As₂S₃) y arsenolita (As₂O₃); los estados de oxidación en los que se puede encontrar el arsénico son (-3), (0), (+3) y (+5) (Kabata-Pendias, 2011).

El arsénico como arsenito (AsO₃³⁻) es característico de ambientes reductores y se reconoce como la forma más tóxica y móvil de éste en comparación con el arseniato (AsO₄³⁻), que se presenta en condiciones oxidantes, es menos tóxico, menos móvil porque es adsorbido preferentemente por sedimentos ricos en óxidos de hierro y manganeso (Smedley y Kinniburgh, 2002; ATSDR, 2007).

El As puede ser liberado al agua por el intemperismo natural del suelo y rocas, y ser lixiviado del suelo o minerales hacia el agua (ATSDR, 2007); una gran cantidad de minerales de óxidos de arsénico son producto de la oxidación de depósitos de sulfuro (FeS₂, FeAsS), como es el caso de residuos provenientes de actividades mineras. Una vez en el suelo, su movilidad puede ser limitada debido a su adsorción a la fracción granulométrica del tamaño de arcillas, a la materia orgánica y a la fuerte asociación que existe entre óxidos de hierro y manganeso, en especial con la hematita (Fe₂O₃). Este comportamiento estará gobernado en gran medida por potencial redox del suelo y el pH (Kabata-Pendias, 2011); una vez que el elemento se adhiere a óxidos de hierro y manganeso, éste puede ser liberado por un cambio en el potencial redox del suelo o del pH (Volke *et al.*, 2005).

La adsorción de AsO₄³⁻ a óxidos de hierro disminuye con el aumento del pH, ocurre lo contrario con el AsO₃³⁻ el cual aumenta su adsorción con el incremento del pH alcanzado su máximo a un pH=8 (Evanko y Dzombak, 1997). En ambientes reductores el AsO₄³⁻ puede reducirse a AsO₃³⁻, así como también ocurre la reducción de los óxidos de Fe y Mn, limitando la adsorción de las especies de As y aumentando su concentración soluble en el suelo, sin embargo, en estas condiciones, la materia orgánica también juega un papel importante en la adsorción de AsO₃³⁻ (Kabata-Pendias, 2011).

I.2.2 Plomo

El plomo se ubica en el grupo IV A de la tabla periódica, es un metal se encuentra ampliamente distribuido en el ambiente, debido a sus propiedades calcófilas, es decir su fuerte afinidad por el azufre, existe en la naturaleza principalmente como galena (PbS), además se presenta como anglesita (PbSO₄) y cerusita (PbCO₃) (Volke *et al.*, 2005). Las principales fuentes antropogénicas del Pb son la minería, la manufactura industrial y la quema de combustibles fósiles, siendo el suelo y los sedimentos uno de los principales destinos de éste (ATSDR, 2007).

Para el plomo, los procesos de intercambio catiónico, adsorción, precipitación y complejación con la materia orgánica puede limitar su movilidad en agua superficial o subterránea, sin embargo, ésta se puede ver favorecida si se asocia a compuestos orgánicos solubles (Evanko y Dzombak, 1997).

En el suelo, el plomo muestra una fuerte afinidad por partículas finas, durante el intemperismo los sulfuros de plomo se oxidan y el plomo liberado se adsorben a minerales de arcilla, hidróxidos de hierro y manganeso y a la materia orgánica, siendo esta última de gran relevancia debido a la afinidad que existe entre ellos siendo capaces de formar complejos de esfera interna, su adsorción aumenta con el pH (Kabata-Pendias, 2011).

El incremento de pH reduce la solubilidad de la mayoría de los minerales de plomo, mientras se incrementa su afinidad por la adsorción a óxidos de hierro, materia orgánica entre otras. Por otra parte, el incremento del pH conlleva al aumento de la hidrólisis del plomo y la solubilidad de la materia orgánica (Sauvé *et al.*, 2000), esto debe tenerse en consideración debido a que la materia orgánica es un importante reservorio de plomo, y su disolución puede conllevar a la liberación de plomo adsorbido.

Debido a que el plomo se fija fuertemente al suelo, su transporte en agua superficial, así como la lixiviación hacia aguas subterráneas no es significativa, sin embargo, éste puede transferirse a aguas superficiales como resultado de la erosión de las partículas del suelo. Además, bajo condiciones de acidez este elemento puede ser lixiviado a aguas subterráneas (ATSDR, 2007) siendo una potencial fuente de contaminación y riesgo para los recursos hídricos y la salud.

I.2.3 Antecedentes sobre la contaminación de As y Pb en sitios mineros

El problema de la contaminación en sitios mineros se presenta a nivel mundial, por lo cual se han realizado diversos estudios relacionados a la afectación que pueden causar los residuos mineros al ambiente. A continuación se presentan algunos estudios realizados en sitios mineros, en los cuales se evalúan las concentraciones de los elementos de interés para esta investigación.

Mendoza-Amézquita *et al.*, (2006) analizaron jales mineros de dos minas ubicadas en el distrito minero de Guanajuato, la mina La Asunción y las Torres, donde se evaluaron las concentraciones totales de Zn, Cu, Pb, Cd, Se y As. Se reportaron concentraciones máximas de 40.2 y 74.8 mg kg⁻¹ para Pb y 36 y 24 mg kg⁻¹ para As.

Razo *et al.*, (2004) evaluaron el impacto de las concentraciones de As, Cu, Pb, Zn, en suelo y sedimento, y concentraciones de As en agua pluvial y en tanques de almacenamiento de agua, en los 105 km² de extensión, del sitio minero histórico de Villa de la Paz Matehuala en San Luis Potosí, (México). Las concentraciones de Pb en suelos y sedimentos se encontraron en un rango de 31-3,450 mg kg⁻¹ y 50-2,160 mg kg⁻¹ respectivamente; por otra parte, las concentraciones de As en suelo y sedimento, se encontraron entre 19-17,384 mg kg⁻¹ y 29-28,600 mg kg⁻¹. Finalmente, las concentraciones de As en agua de lluvia, tuvieron un máximo de 265 μ L⁻¹, superando 100 veces la normativa mexicana actual (25 μ L⁻¹); las concentraciones encontradas en tanques de almacenamiento de agua fueron de hasta 420 μ L⁻¹.

Ávila-Pérez *et al.* (1999), determinaron las concentraciones de Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Pb y Cd, en agua y sedimentos en el embalse José Antonio Alzate en el Estado de México, cuerpo receptor del río Lerma-Santiago, que ha sido afectado por descargas industriales. Las concentraciones promedio de Pb encontradas fueron de 61 mg L⁻¹ en agua y 26 mg kg⁻¹ en sedimento; concluyendo que las concentraciones no representan mayor riesgo al ecosistema del embalse.

Espino (2014) realizó un estudio en suelos y sedimentos en el Distrito minero San Antonio-El Triunfo y la Cuenca de San Juan de los Planes, Baja California Sur, donde se ha llevado a cabo la explotación de Au por más de 300 años, con la finalidad de valorar la afectación

debido a la dispersión de residuos mineros, alcanzando niveles de hasta 3,791 y 15,860 mg kg⁻¹ de As y Pb, respectivamente.

Yacoub *et al.*, (2011), determinaron las concentraciones de Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, Sb, Sn y Zn en sedimentos de la parte alta de la cuenca del Río Jequetepeque, Perú; donde las principales actividades son minería, agricultura y ganadería. Las concentraciones promedio de As y Pb fueron 20.55 mg kg⁻¹ y 12.33 mg kg⁻¹, las concentraciones más elevadas fueron encontradas en los puntos más cercanos a los sitios mineros

I.3 MODELOS DE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

El cálculo de la pérdida de suelo a partir de la erosión hídrica, así como el movimiento de los sedimentos a lo largo de los cauces implica un elevado consumo de tiempo y recursos. A pesar de contar con mediciones *in situ* y el conocimiento de información sobre la dinámica de los cauces, no se puede saber con certeza de donde se produjeron los sedimentos transportados por lo cual resulta de gran utilidad simular este tipo de procesos a través de modelos de erosión sin medir a detalle el proceso en la realidad (Hudson, 1997).

A continuación, se presenta la revisión de algunos de los modelos de transporte de sedimentos más relevantes y de mayor aplicación.

1.3.1 Modelo de contaminación agrícola por su origen no puntual (AGNPS)

El Modelo de contaminación agrícola por su origen no puntual (AGNPS, por sus siglas en inglés) es una herramienta para evaluar los efectos que las decisiones de manejo tienen sobre el agua, la carga de sedimentos y contaminantes a nivel cuenca (USDA, 2015). La versión más reciente brinda la posibilidad de mejorar las características de cárcavas efímeras, calibración automática de las características de una gran cantidad de contaminantes, capacidad de entrar a un ilimitado número de estaciones climáticas y contiene los componentes de evapotranspiración de los cultivos de la FAO (USDA, 2015).

La información de entrada del modelo incluye parámetros morfológicos de la cuenca, uso de suelo, precipitación, pendiente, coeficiente de rugosidad de Manning, factor de erosividad del suelo, factor de cobertura y manejo, factor de prácticas de conservación, textura del suelo, nivel de fertilización y su disponibilidad. A partir de esta información el programa brinda el resultado de volumen, tasa pico y fracción de escorrentía generada en cada celda; producción,

concentración, distribución y tamaño de partícula de sedimentos; grado de erosión en partes elevadas, porcentaje de deposición, y carga de nitrógeno, fósforo, carbono orgánico en sedimentos (Merritt *et al.*, 2003).

1.3.2 Proyecto de predicción de la erosión de cuencas hidrográficas (WEPP)

El Proyecto de predicción de la erosión de cuencas hidrográficas (WEPP, por sus siglas en inglés) utiliza principalmente ecuaciones físicas para describir la hidrología y la generación y transporte de sedimentos, vincula los modelos de las laderas a las redes de canal para determinar los mecanismos que controlan la erosión hídrica, incluyendo impactos antropogénicos, (Merritt *et al.*, 2003)

El modelo de erosión de WEPP se limita a erosión laminar y en surcos, donde el desprendimiento es debido al estrés hídrico. La habilidad más significativa incluye la capacidad de estimar la distribución de pérdida de suelo espacial y temporal (USDA, 1995).

1.3.3 Simulación de respuesta ambiental de cuencas hidrográficas a fuentes de área (ANSWERS)

La simulación de respuesta ambiental de cuencas hidrográficas a fuentes de área (ANSWERS, por sus siglas en inglés), es un modelo que simula el comportamiento de una cuenca después de un evento de lluvia y teniendo a la agricultura como su principal actividad de uso de suelo (USEPA, 2016). Los parámetros de entrada del modelo son propiedades del suelo tales como porosidad, capacidad de campo, infiltración, humedad, erosividad, y uso, así como la elevación, pendiente, orientación entre otras características del cauce, y a partir de él se obtienen estimaciones de la escorrentía, la erosión y el transporte de nutrientes (Merritt *et al.*, 2003).

1.3.4 Modelo químico, escorrentía y erosión provenientes de sistemas de gestión agrícola (CREAMS)

El modelo químico, escorrentía y erosión provenientes de sistemas de gestión agrícola (CREAMS, por sus siglas en inglés), simula el movimiento de contaminantes de un sitio en específico, incluyendo N y P, pesticidas y sedimentos (USEPA, 2002). El modelo requiere cierta información de entrada como series de precipitación, temperatura mensual del aire, valores de radiación solar, parámetros de suelo y tipo de cultivo (Merritt *et al.*, 2003).

La estructura del modelo consiste en tres principales componentes: hidrología, para la cual estima el volumen, tasa de escorrentía, evapotranspiración, humedad del suelo y percolación; erosión/sedimentación, en el cual se consideran los procesos de desprendimiento de suelo, transporte y deposición; la parte química considera los pesticidas y nutrientes, así como su transporte en sedimentos y en solución (USEPA, 2002).

1.3.5 Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE)

La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE, por sus siglas en inglés) es un modelo de erosión de suelo utilizada ampliamente en el mundo, que fue desarrollado en 1978 por Wischmeier y Smith con la finalidad de conocer las relaciones entre los factores que causan la pérdida de suelo y las acciones para minimizar estas pérdidas. Aunque en sus inicios sus aplicaciones se limitaron a pequeñas laderas, ha sido actualizado para incorporarse a una gran variedad de modelos de erosión y transporte de sedimentos a escala cuenca (Merritt *et al.*, 2003).

Una de sus modificaciones es la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE, por sus siglas en inglés), desarrollada por Renard *et al.*, (1997), a través de su aplicación se obtiene la masa de pérdida de suelo por año a través de erosión hídrica (escorrentía) de un área específica (Wischmeier y Smith, 1978). En la actualidad se han desarrollado metodologías para su implementación en áreas extensas a través del uso de sistemas de información geográfica, mediante los cuales se puede obtener un mapa de erosión potencial del área de estudio.

I.4 OBJETIVOS

I.4.1 Objetivo general

Evaluar el transporte hídrico de arsénico y plomo en sedimentos de microcuencas impactadas por actividades mineras en el distrito minero Cerro de San Pedro y la posible afectación a los recursos hídricos.

I.4.2 Objetivos específicos

1. Realizar un muestreo basado en un diseño específico para el estudio del transporte de As y Pb.
2. Estimar la cantidad sedimentos descargados por las microcuencas de estudio a través del método indirecto RUSLE-CES.
3. Caracterizar química y mineralógicamente las muestras de sedimentos para conocer la abundancia y distribución de As y Pb
4. Calcular la carga de As y Pb en sedimentos de las microcuencas de estudio.
5. Determinar la movilidad de As y Pb en sedimentos para valorar el potencial impacto a los recursos hídricos.

I.5 JUSTIFICACIÓN

Durante cada una de las etapas históricas de producción del distrito minero de Cerro de San Pedro, se generaron depósitos de residuos de diversas composiciones químicas, de los cuales, al menos 20 se encuentran en condiciones de abandono y dispersos en una amplia área de las microcuencas de esta región minera.

En los últimos años, se han realizado diversos estudios puntuales sobre la contribución de los residuos abandonados más significativos en el distrito de Cerro de San Pedro y Cuesta de Campa en la contaminación de metales pesados, centrándose en un depósito de residuos ricos en sulfuros metálicos conocido como Terrero Victoria y que es generador de drenaje ácido. Sin embargo, a la fecha no se había realizado un estudio que determinara la contribución de todas las potenciales fuentes de arsénico y plomo de las tres microcuencas y la carga de estos elementos contenidos en sedimentos de los cauces, así como la valoración del impacto a los recursos hídricos.

Así, el presente estudio pretende ser una herramienta útil para generar la información necesaria que facilite la toma de decisiones para llevar a cabo acciones de control de las fuentes y de conservación de suelo para reducir la carga de estos contaminantes en sedimentos del cauce principal de cada microcuenca y consecuentemente, a las áreas de descarga de los escurrimientos, y así reducir los posibles impactos que representan para los recursos hídricos.

II. DESCRIPCIÓN DE LOS ASPECTOS BIÓTICOS Y ABIÓTICOS DEL ÁREA DE ESTUDIO

II.1. DELIMITACIÓN Y UBICACIÓN GEOGRÁFICA DEL ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se encuentra ubicada dentro de la Subcuenca Presa San José, cuenca San José los Pilares y otras, pertenecientes a la Región Hidrológica No. 37 El Salado, dentro de los municipios de Cerro de San Pedro y Soledad de Graciano Sánchez en el estado de San Luis Potosí, aproximadamente a 21 km al Noreste de la capital del estado (**Figura 1**). Al Norte colindan con el municipio de Soledad de Graciano Sánchez, al Sur con la localidad de Portezuelo, al Este con la localidad de Monte Caldera y al Oeste con la capital del estado; dentro de las microcuencas se encuentran las localidades de Cerro de San Pedro, Cuesta de Campa y La Nueva Zapatilla.

Dentro del área de estudio se han llevado a cabo actividades de explotación principalmente de oro y plata, en 2014 el Panorama Minero de San Luis Potosí en conjunto con el Servicio Geológico Mexicano y la Secretaría de Economía, señalan a Cerro de San Pedro como uno de los distritos mineros de mayor actividad en el estado.

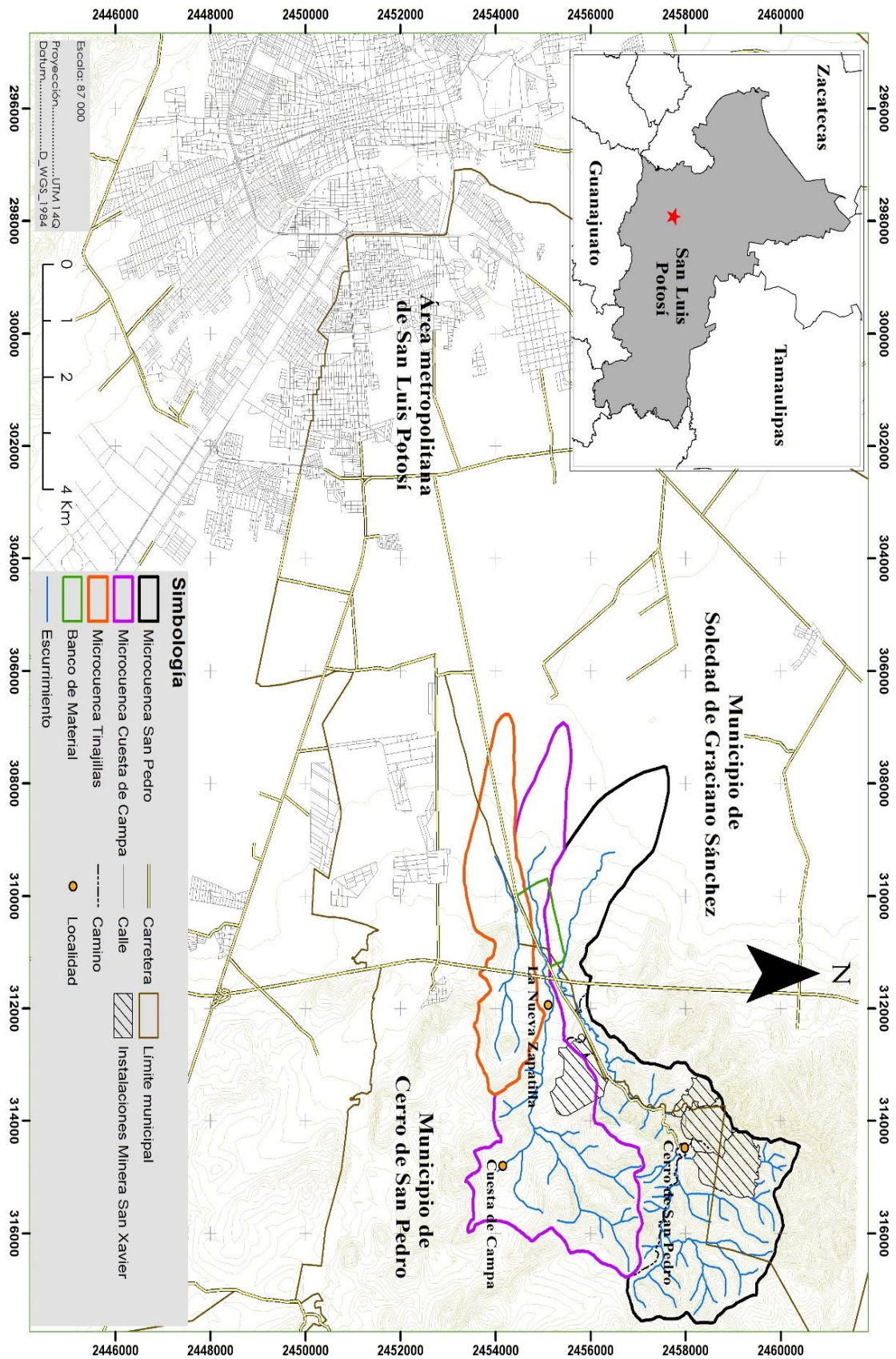


Figura 1. Ubicación y delimitación del área de estudio

II.2 CARACTERÍSTICAS DEL MEDIO BIÓTICO Y ABIÓTICO

II.2.1 Hidrología superficial

El área de estudio se encuentra dentro de la Región Hidrológica No. 37 (RH-37) El Salado, cuenca San José los Pilares y otras (G), subcuenca Presa San José (a).

La RH-37 posee una extensión total de 87,801 km² y está compuesta por ocho cuencas hidrológicas que se caracterizan por la carencia de grandes corrientes superficiales, debido a su extensión es considerada como una de las vertientes interiores más importantes del país (CONAGUA, 2012). Se localiza en la altiplanicie septentrional, ocupando el 54.2% del territorio potosino, dentro del estado se localizan seis de las ocho cuencas hidrológicas de la RH-37 (INEGI, 2002).

La cuenca Presa San José-Los Pilares y otras (G) posee una extensión de 11,209 km² ubicada dentro de la Región Hidrológico Administrativa No. 7 (RHA-VII), se clasifica con disponibilidad promedio de 102.93 hm³ (SINA, 2016). Se encuentra ubicada en la región centro occidente del estado y cubre 17.95% de su extensión. Al Norte limita con la cuenca Matehuala, al Este con la cueca Sierra Madre, al Oeste y Suroeste con la cuenca San Pablo y otras y al Sur y Sureste con la Región Hidrológica No. 26 Pánuco (RH-26) (INEGI, 2002);

La subcuenca Presa San José (b) posee un área de 4,174.38 km², limita al Norte con la subcuenca Los Pilares y Mesa Chiquihuitillo, al Este con la subcuenca Río Verde (RH-26), al Oeste con la subcuenca P. San Pablo y al Sur con la subcuenca R. Santa María el Alto (RH-26); se ubica en la parte centro Este del estado y abarca los municipios de San Luis Potosí, Villa hidalgo, Cerro de San Pedro, Soledad de Graciano Sánchez, Mexquitic de Carmona, Ahualulco, Armadillo de los Infante, Villa de Zaragoza y Villa de Arista (INEGI, 2010a).

Las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas son de tipo arreicas, es decir sus descargas se infiltran o evaporan al llegar al punto de desfogue. Sus corrientes son de primero, segundo y tercer orden, los cauces principales que reciben la mayor parte de la descarga de los tributarios son de tipo dendrítico e intermitente. El cauce del arroyo Cuesta de Campa desaparece por la construcción de un banco de material situado en la parte Oeste de la microcuenca, para volverse a formar aguas abajo.

En la **Tabla 1** se presenta la superficie de las microcuencas, así como la longitud de sus respectivos cauces principales.

Tabla 1. Superficie y longitud de los cauces principales de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas.

Microcuenca	Superficie (km ²)	Longitud del cauce principal (km)
San Pedro	18.7	14.5
Cuesta de Campa	12.3	9.4
Tinajillas	6.2	4.3

II.2.2 Hidrología subterránea

El área de estudio se ubica sobre el acuífero San Luis Potosí, el cual posee una extensión de 1,980 km² y se localiza en la porción centro-occidental del estado, el acuífero somero posee un espesor medio de 20 m y el inferior de 300 m; abarca en su totalidad el municipio de Soledad de Graciano Sánchez, la mayor parte de los municipios de San Luis Potosí y Cerro de San Pedro, y una fracción de Mexquitic de Carmona, Villa de Zaragoza y Ahualulco (CONAGUA, 2015).

El acuífero presenta una recarga media anual de 78.7×10^6 m³, y un déficit de 75.3×10^6 m³, se considera sobreexplotado con zonas de veda establecidas en los municipios de San Luis Potosí y Villa de Reyes, las cuales restringieron su uso exceptuando fines domésticos y abrevaderos (CONAGUA, 2015).

El acelerado crecimiento demográfico en la segunda mitad del siglo XX de los tres principales municipios a los que abastece y la invasión de áreas de recarga ha provocado su condición actual (COLSAN, 2002).

El sistema del acuífero está compuesto por dos unidades geohidrológicas, un acuífero somero y uno profundo, se encuentran separados por una capa de tobas arcillosas (Carrillo-Rivera y Armenta, 1990).

El acuífero somero se encuentra relacionado con un complejo sistema de acuíferos interconectados entre sí, que se caracterizan por su alta heterogeneidad, y es capaz de comportarse como acuífero libre, semiconfinado y esporádicamente como confinado.

Se encuentra constituido por sedimentos de origen aluvial con un espesor variable de 4 a 60 m. La base de este acuífero consiste de un estrato continuo de sedimentos con alto contenido arcilloso (acuitardo). Su recarga es de tipo natural por infiltración de los cauces que descienden de la sierra de San Miguelito al Oeste y Suroeste. El flujo subterráneo ocurre desde las porciones Oeste y Suroeste, con dirección al oriente. En este acuífero se pueden registrar niveles de contaminación en su composición química debido a su poca profundidad y vulnerabilidad a la contaminación por basureros, fugas de drenaje, fosas sépticas y zonas de riego con aguas residuales (Carrillo Rivera y Armenta, 1990; CONAGUA, 2015).

El sistema profundo consiste en un acuífero de composición mixta con espesor medio de 300 a 350 m, funciona como acuífero libre y en algunas zonas como semiconfinado; la parte superior está conformada por material aluvial con espesor de 200 m; la parte más profunda está constituida por rocas ígneas (tobas arenosas riolíticas y latitas); la base del acuífero está formada por rocas ígneas impermeables. La recarga de este acuífero ocurre por infiltración del agua de lluvia en las rocas ígneas que conforman su frontera occidental. En condiciones de flujo estable el movimiento del agua subterránea era hacia el Sur, hasta la zona en la que emplaza su cauce el río Santa María donde el flujo adquiere una dirección hacia el Este (CONAGUA, 2015).

Según la CONAGUA (2015) la mayor cantidad de agua extraída del acuífero se utiliza para uso doméstico y agrícola.

II.2.3 Fisiografía

El área de estudio yace enmarcada sobre las provincias Mesa del Centro y limitada a Este por la Sierra Madre Oriental, a continuación, se describen las principales características de cada una de ella.

- Mesa del Centro: Abarca la mayor parte de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y cubre en su totalidad la microcuenca Tinajillas; esta provincia se ubica en el centro del país, se caracteriza por ser en mayoría plana y por la gran extensión de

llanuras frecuentemente interrumpidas por algunas sierras (INEGI, 2008). Las sierras presentan un estado de madurez temprana brindando una topografía con contornos suaves con etapas avanzadas en el ciclo de erosión (Labarthe y Tristán, 1978).

- Sierra Madre Oriental: Abarca la parte Noreste de las microcuencas San Pedro y Cuesta de Campa, esta provincia es una cordillera cuyo relieve se debe a la deformación de rocas mesozoicas, estas fueron levantadas, comprimidas y transportadas al NE formando pliegues durante la Orogenia Laramide, posee una dirección NE-SE, el tipo de roca predominante en la superficie es la sedimentaria, principalmente de origen marino (INEGI, 2008; Eguiluz, 2000).

III.2.4 Geología

Las rocas más antiguas del distrito corresponden a la Formación La Peña (Aptiano) la cual consta de dos miembros, 1) Inferior: En las partes Norte y Oeste, consiste de calizas gris obscura a clara, con estratos medios a gruesos, de los cuales algunos son estratos lutíticos; 2) Superior: Consiste de capas delgadas de calizas criptocristalinas con algunos cristales de 0.5 mm de calcita y lutitas; su espesor va de 15 a 24 m; presenta color gris claro a gris crema, con pequeños nódulos de pirita completamente oxidados (MSX, 2010).

La facies de transición agrupa a las capas de rocas sedimentarias que forman parte del cambio entre las Formaciones La Peña y Cuesta del Cura. El espesor de la facies de transición no se puede determinar debido al intenso plegamiento que presentan. Estratigráficamente estas rocas sobre yacen en forma concordante a la Formación La Peña y subyacen a la Formación Cuesta del Cura en forma concordante (Lambert *et al.*, 2010)

La formación Cuesta del Cura también se encuentra presente, incluye calizas compactas en capas delgadas y de pedernal negro que constituyen las capas más altas que forman las montañas de calizas de la Sierra de Parras; se presenta como una serie muy uniforme de calizas delgadas grises oscuro y claro, que intemperizan a gris claro y crema, de grano fino con abundantes terrígenos. En general, las calizas presentan estratos de 5 hasta 20 cm. La característica principal es la presencia de abundantes lentes de pedernal negro, muy uniformes (MSX, 2010).

En el área de estudio se encuentran presentes rocas de tipo sedimentarias e ígneas, las rocas sedimentarias corresponden a sedimentos de origen marino provenientes de la Formación Cuesta del Cura, (Balbontín, 1972; Labarthe y Tristán, 1978). Las rocas ígneas presentes en el sitio son riolita que se encuentra cubriendo a las rocas sedimentarias (calizas); andesita ubicada en la zona de contacto caliza-riolita, subyaciendo a la riolita; y monzonita, la cual se encuentra intrusionando a la caliza (Balbontín, 1972).

II.2.5 Edafología

A lo largo de la superficie de las tres microcuencas se presentan tres diferentes tipos de suelo Litosol, Planosol mólico y Xerosol haplico, (**Figura 2**), a continuación se describen las subunidades edáficas que se incluyen en la cartografía de INEGI.

- Litosol: Son suelos con menos de 25 cm de espesor, presentan elevada pedregosidad y gravas, son susceptibles a la erosión y generalmente se localizan en zonas montañosas con pendientes superiores al 40%, los tipos de vegetación asociados a este tipo de suelo son matorral desértico rosetófilo, selva baja caducifolia y bosque de encino, su uso principal es para agostadero (INEGI, 2015a)
- Planosol mólico: Por lo general son suelos que se desarrollan en sitios con topografías planas o depresiones mal drenadas, se caracterizan por ser suelos medianamente profundos, debajo de la capa más superficial presentan una capa infértil y delgada poco arcillosa, debajo de esta capa presenta un suelo altamente arcilloso o tepetate impermeable, sus capas superficiales son susceptibles a la erosión (INEGI, 2013), su horizonte superficial es de color claro signo de estancamiento de agua periódico, la percolación del agua descendente impedida provoca condiciones reductoras temporarias (FAO, 2007).
- Xerosol háplico: Este tipo de suelos son connotativos de zonas secas, poseen un bajo contenido de materia orgánica en la capa superficial color claro, bajo esta capa puede encontrarse un suelo rico en arcillas, a ciertas profundidades presentan aglomeraciones de cal, cristales yeso o caliche (INEGI, 2013), debido a las condiciones climáticas del sitio puede encontrarse frecuentemente desprovisto de vegetación por lo cual la superficie se encuentra expuesta a contracción y arrastres; además sólo penetra una cantidad pequeña de agua y presenta una lixiviación

reducida, las sales más solubles son transportadas a horizontes inferiores y tienden a ascender en épocas secas a través de la evaporación de la solución del suelo; su ubicación se restringe a zonas planas o ligeramente onduladas, y pendientes moderadas (Fitzpatrick, 1984).

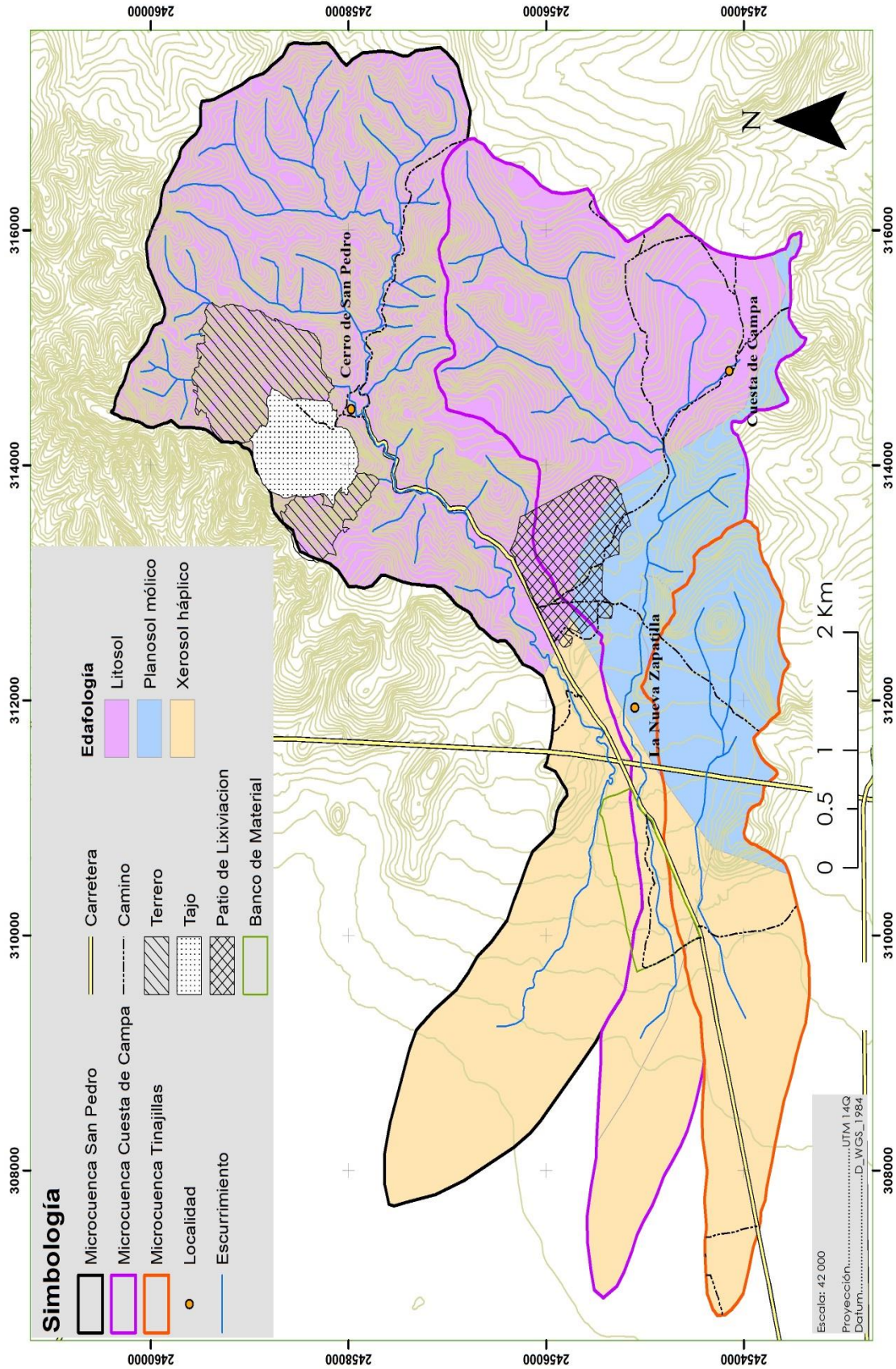


Figura 2. Mapa de la distribución de los diferentes tipos de suelo presentes en las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (INEGI, 2013)

II.2.6 Clima

El clima predominante en el área de estudio según la clasificación de Köppen, modificado por Enriqueta García (2004) corresponde al grupo de climas tipo B (Seco) específicamente BSokw, corresponde a un clima árido templado, la temperatura media anual oscila entre los 12°-18°C, las temperaturas en el mes más frío son de entre -3° y 18°C (INEGI, 2008) y la temperatura del mes más caliente es menor a 22°C, presenta lluvias en verano y un porcentaje de lluvia invernal del 5 al 10.2% del total anual; la precipitación total anual promedio en el periodo de 2002-2008 fue de 306 mm (MSX, 2010). En la **Figura 3** se presenta el climograma de la zona de estudio.

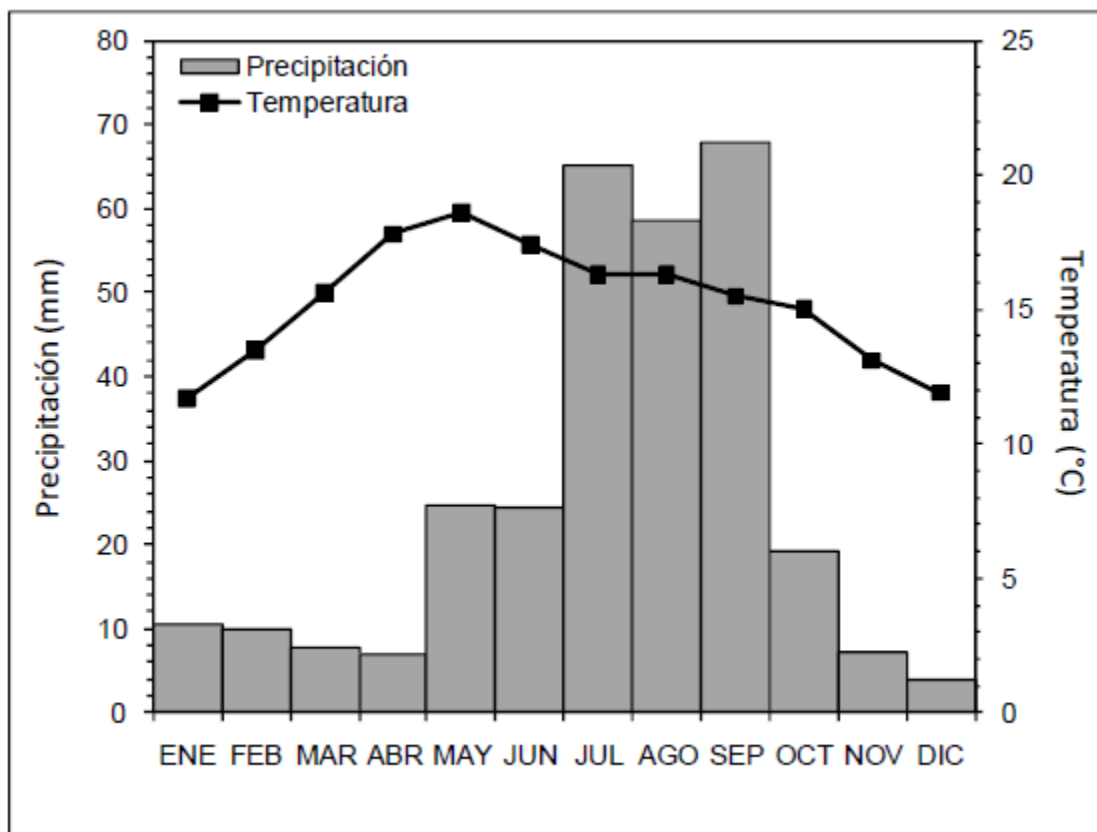


Figura 3. Climograma del período 2002-2008. Modificado de MSX (2010)

II.2.7 Uso de suelo y vegetación

Dentro del área de estudio se pueden encontrar una gran variedad de tipos de vegetación tanto naturales como inducidos por las actividades antropogénicas que se llevan a cabo en el sitio,

siendo las principales la agricultura y la ganadería (**Figura 4**). A continuación se describen brevemente las principales características de cada uno de los diferentes tipos de vegetación.

- Matorral desértico micrófilo: Ocupa el 38% de la superficie del estado, corresponde a comunidades arbustivas subarbóreas de hoja pequeña, se caracterizan por presentar ramificaciones desde la base del tallo y cerca de la superficie del suelo, generalmente son inferiores a 4 m, su distribución se limita a zonas áridas y semiáridas (INEGI, 2015a), los suelos característicos de este tipo de vegetación generalmente poseen un bajo contenido de materia orgánica, las especies que se destacan son mezquite (*Prosopis juliflora*), maguey (*Agave atrovirens*), nopal (*Opuntia*) (Rzedowsky, 1961).
- Matorral desértico rosetófilo: Este tipo de matorral posee especies arbustivas de hojas alargada y estrechas agrupadas a manera de rosetas; el suelo que sustenta este tipo de vegetación es poco profundo e interrumpido por salientes de roca y poseen un alto contenido de materia orgánica, las especies que destacan son lechuguilla (*Agave lechuguilla*), palma samandoca (*Yucca carnerosana*), candelilla (*Euphorbia antisiphilitica*), guayule (*Parthenium argentatum*) (Rzedowsky, 1961);
- Matorral crasicaule: Se desarrolla principalmente en laderas de cerros riolíticos y sobre abanicos aluviales en la base de los mismos donde los suelos preferentemente son someros, arenosos y ligeramente ácidos. Sin embargo, cuando este tipo de vegetación se encuentra en llanuras, los suelos poseen una textura arenosa, son profundos y bien drenados. El área que comprende este tipo de vegetación es generalmente utilizada para el pastoreo, y las especies distintivas de este tipo de vegetación son *Flourensia cernua*, *Koeberlinia spinosa* y *Opuntia leptocaulis* (Rzedowsky, 1961).
- La vegetación secundaria es producto de la eliminación o alteración, por factores humanos o naturales, de un tipo de vegetación, y como resultado se obtiene una comunidad vegetal diferente a la original con una composición y estructura florística heterogénea; de manera análoga el pastizal inducido surge a partir del desmonte de cualquier tipo de vegetación y se caracteriza por especies gramíneas, puede ser consecuencia de sobre pastoreo o fuegos periódicos. Las especies características de

los pastizales inducidos provenientes de matorrales xerófilos son de los géneros *Buchloe*, *Erioneuron*, *Aristida*, *Lycurus* y *Bouteloua* (INEGI, 2015b).

- Agricultura de riego anual, que incluye aquellos cultivos cuyo ciclo vegetativo no es mayor a un año y que el suministro de agua utilizado para su desarrollo es suministrado por fuentes externas, por ejemplo, una presa, un río, etcétera (INEGI, 2015b).
- Agricultura de temporal anual, la cual se refiere a que el agua necesaria para el desarrollo del cultivo es suministrada por la lluvia y que el ciclo vegetativo no es mayor a un año (INEGI, 2015b).
- Agricultura de temporal permanente, que se refiere que el agua necesaria para el desarrollo del cultivo es suministrada por la lluvia y el ciclo vegetativo es mayor a diez años (INEGI, 2015b).
- Minería, este apartado se describe en la sección II.3.

II.2.8 Yacimiento mineral

Las vetas auro-argentíferas del mineral de Cerro de San se encuentran estrechamente ligados al alto intrusivo, a excepción de algunos que se encuentran en el bajo, como los de la mina Cocinera (Balbontín, 1972).

Los cuerpos de mineral consisten en pirita, galena con valores de plata y oro; esfalerita y vestigios de calcopirita en menos proporción, el mineral de ganga consiste principalmente de calcita y en mucho menor proporción cuarzo (Balbontín, 1972).

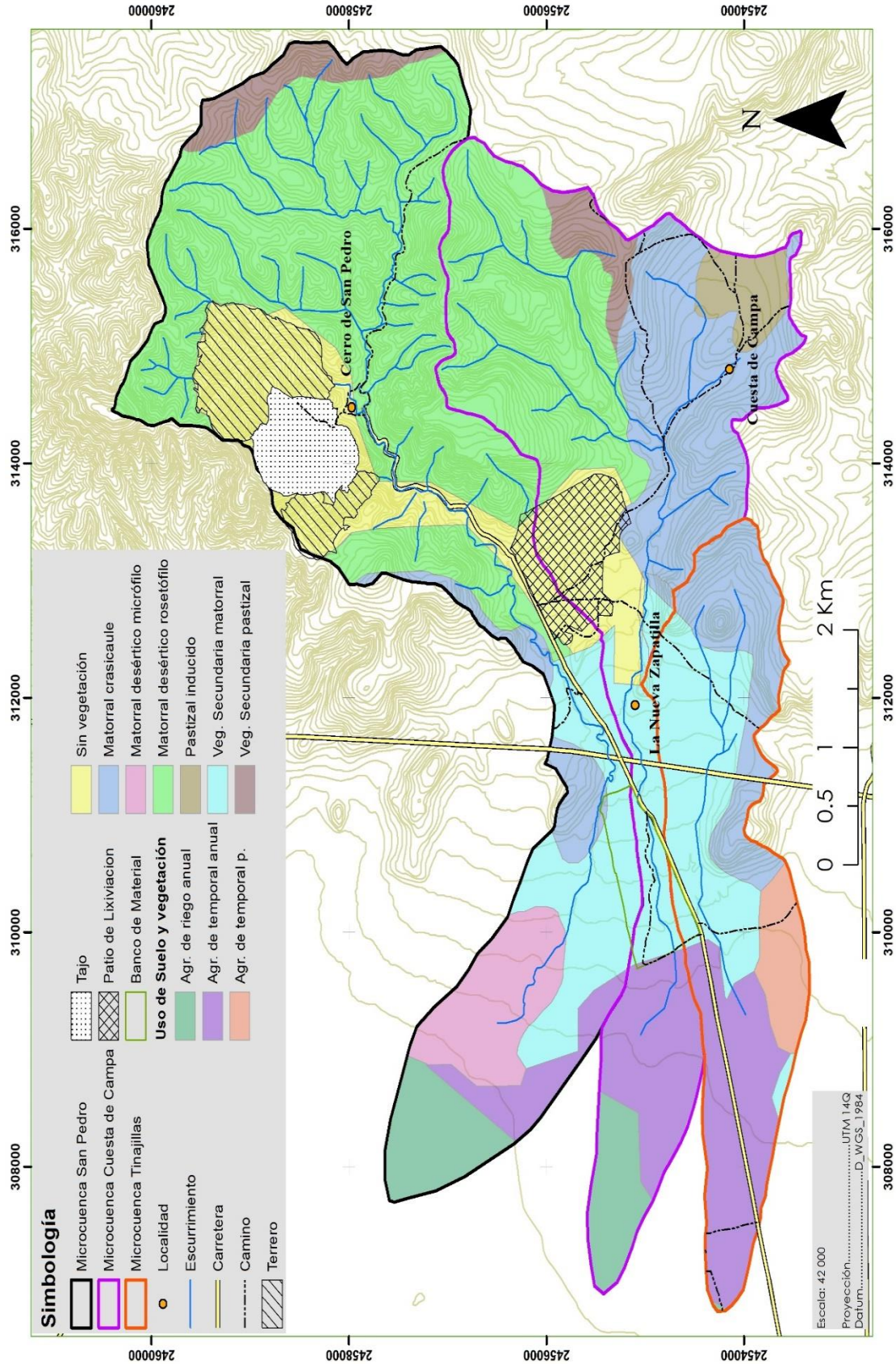


Figura 4. Mapa de la distribución de los diferentes usos de suelo y vegetación en las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (INEGI, 2015b)

La mineralización en el distrito de Cerro de San Pedro tiene dos formas principales: 1) oro y plata dentro de minerales de óxidos de hierro y 2) oro, plata, zinc, y plomo (en menores cantidades cobre) dentro de sulfuros, las cuales encajan en la primera de las siguientes dos categorías: Intrusión-alojamiento stockwork (fracturas intersectoriales) y/o diseminación de óxidos de sulfuro dentro del pórfido de San Pedro; depósitos de remplazamiento de carbonatos que contienen óxidos y sulfuros estilo manto dentro de la piedra caliza adyacente (Scott Wilson Mining, 2010).

Existen también algunas concentraciones de fosforita en los cerros “La Reposa”, Picacho de La Cruz, al Sureste y al Noroeste del poblado de Cerro de San Pedro, se describen como cuerpos hidrotermales de reemplazamiento y relleno de fracturas, en los ejes de pliegues recostados, en contacto con la ignimbrita riolítica (MSX, 2010).

Por otra parte, existe una zona de calizas actualmente explotada por la empresa Materiales Pétreos de San Luis, ubicado a 2 km al Noroeste de Cerro de San Pedro sobre la Facies de Transición entre la formación La Peña y Cuesta del Cura (MSX, 2010).

II.3 ANTECEDENTES HISTÓRICOS Y RECIENTES DE LA ACTIVIDAD MINERO-METALÚRGICA DEL ÁREA DE ESTUDIO

El pueblo de Cerro de San Pedro, llamado en la época colonial Cerro de San Pedro Minas del Potosí, se fundó el 4 de marzo de 1592, una vez que se descubrió el potencial para la explotación principalmente de oro y plata (Uribe, 2011). A partir de esta fecha, la actividad minera en Cerro de San Pedro ha sufrido notables etapas hasta el día de hoy a través de 400 años de historia minera.

En el periodo de 1622 a 1690 se produce una etapa de decadencia en la minería, mientras las actividades agrícolas y ganaderas y comerciales se fortalecían. Finalizando esta etapa en el periodo de 1690 a 1722, se remarca la recuperación de la minería, siendo el primer año de la década de los noventa el más significativo. Para el siglo XVIII la década de los años veinte fue la que obtuvo menores resultados en la actividad minera, para los años treinta se presencié una recuperación, aunque sin lograr alcanzar los niveles de la primera década del siglo (Salazar, 2000).

El periodo más significativo se presentó en 1890, cuando la empresa estadounidense Compañía Metalúrgica Mexicana (CMM) (conformada por la Minera La Victoria y Anexas) inició actividades de explotación de minerales, ellos poseían el 80 % del distrito y el 20 % restante pertenecía a las compañías mineras El Barreno y Anexas y San José de Cocinera, (Uribe, 2011; Petersen *et al.*, 2001). Durante este periodo la Minera La Victoria construyó el túnel Victoria con la finalidad de crear un camino de acarreo para el mineral restante de oro plata, así como explotar cuerpos más profundos; a su vez la compañía San José de Cocinera desarrolló la explotación de oro y plata de alto grado asociado a óxidos de hierro superficiales, en las partes más profundas, a la pirita, así como a mineralizaciones plomo-zinc y sulfuros de cobre (Petersen *et al.*, 2001). La compañía alcanzó su mayor auge en 1904 hasta su declive en 1907 debido al pánico financiero internacional que conllevó al movimiento revolucionario de 1910, y no fue hasta principios del siglo XX cuando la minería en Cerro de San Pedro comenzó a recuperarse; momento en el cual Mariano Palau, quien fuese representante legal tanto de CMM como de Compañías Minera La Lotería, S.A, pidió a la entonces Comisión Nacional Agraria la autorización del ejido de arrendamiento de 130 hectáreas, las cuales serían utilizadas como depósito de los terreros mineros (Uribe, 2011).

En 1925, la compañía ASARCO tomó posesión de la propiedad iniciando con la construcción de un tiro de 500 m de profundidad al sur del distrito para explotar mineral con un alto grado de Ag-Pb-Zn \pm Cu y la mineralización de oro asociado en una serie de cuerpos de minerales sulfurados (Petersen *et al.*, 2001). Finalmente, ASARCO termina sus actividades en Cerro de San Pedro en 1948 debido a un incendio ocurrido en el área del tiro así como disputas laborales, dejando a su paso la mayor parte de residuos conocidos como Terrero Victoria.

A inicios de 1970 despertó el interés nuevamente de varias compañías por el surgimiento de la tecnología de lixiviación en pilas, en combinación con el elevado precio de la plata, entre las compañías interesadas se encontraban Union Oil (Molycorp), Break Creek Mining, Compañía Fresnillo y Metallica Resources Inc (Petersen *et al.*, 2001).

En 1998, culminaron las últimas operaciones minero-metalúrgicas tres plantas de cianuración operadas a nivel artesanal que existieron en el sitio, (MSX, 2010). De 2006 a 2016, se llevó a cabo la explotación en Cerro de San Pedro por parte de la empresa Minera San Xavier, subsidiaria de New Gold, Inc., cuyas actividades consisten en el aprovechamiento de un

yacimiento mineral de oro y plata a través de la explotación a cielo abierto con contenidos promedios de 0.59 g t^{-1} de oro y 24 g t^{-1} de plata. El beneficio de los minerales se realiza a través de un proceso de lixiviación en montones y recuperación a partir del proceso Merrill-Crowe (Razo *et al.*, 2007).

II.4 ANTECEDENTES DE LA CONTAMINACIÓN POR RESIDUOS HISTÓRICOS

La normativa ambiental en México que se elaboró para contrarrestar problemas como los pasivos ambientales, tales como la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Medio Ambiente (LGEEPA) no se estableció sino hasta 1988, por lo cual, en sitios como el distrito minero Cerro de San Pedro, cuyas actividades iniciaron hace más de 400 años, presenta una gran cantidad de depósitos de residuos históricos no controlados, los cuales pueden representar una potencial fuente de contaminación al medio circundante.

Un estudio realizado por Razo *et al.*, (2007) reportó 23 depósitos de residuos históricos abandonados en el distrito minero Cerro de San Pedro y sus alrededores. Los residuos correspondían a terreros, escorias de fundición y jales de cianuración, representativos de la diversidad de métodos de explotación y beneficio de minerales que se han desarrollado en las diferentes etapas de producción minera del sitio (Razo *et al.*, 2007).

Uno de los depósitos más significativos y comprometedores para el medio ambiente era el Terrero Victoria, el cual se encontraba situado al margen del cauce del arroyo San Pedro, que se clasificó como generador de drenaje ácido según la NOM-141-SEMARNAT-2003, y encontrándose concentraciones de plomo, mercurio, arsénico y cadmio siendo estas dos últimas las que rebasaron los límites máximos permisibles en pruebas de movilidad con agua meteórica (Razo *et al.*, 2007).

Vázquez (2012) también realizó la caracterización del Terrero Victoria evaluando los impactos en suelo superficial por contaminación con Pb, As, Cd, Cu y Zn. Se reportaron concentraciones de hasta $21,369 \text{ mg kg}^{-1}$ de Pb y $1,271 \text{ mg kg}^{-1}$ de As, las cuales rebasaron las concentraciones de referencia de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 más de 50 veces.

Ortega (2012) y Rodríguez (2013) realizaron muestreos de suelo rizosférico y sedimentos cercanos a la raíz de las especies vegetales presentes en el área de Terrero Victoria. Ortega (2012) encontró concentraciones de hasta 1,004 mg kg⁻¹ de As, y 20,150 mg kg⁻¹ de Pb; por otra parte Rodríguez (2013) encontró concentraciones de hasta 850 mg kg⁻¹ de As y 7,027 mg kg⁻¹ de Pb, en ambos estudios se sobrepasaban los valores de la normativa.

En 2014, Martínez realizó un estudio sobre la evaluación de los residuos mineros en Cerro de San Pedro para identificar su potencial para liberar metales y metaloides así como el impacto sobre los recursos hídricos; como parte del estudio se realizó un inventario de residuos históricos dentro de la cuenca; de los resultados obtenidos de las concentraciones totales, el As y Pb fueron los EPT que presentaron las concentraciones más elevadas, alcanzando valores de hasta 1,440 mg kg⁻¹ y 15,700 mg kg⁻¹ respectivamente, ambos obtenidos en el Terrero Victoria.

II.5 ASPECTOS MUNICIPALES SOCIALES Y ECONÓMICOS

El municipio de Cerro de San Pedro posee un extensión de 123 km², está clasificado como Rural según el tamaño de sus localidades (INAFED, 2010). De acuerdo al último censo de población de 2010, el número de habitantes en el municipio era de 4,021 que se encontraban distribuidos en 17 localidades de los cuales 2,031 eran hombres y 1,992 eran mujeres. Contaba con un total de 963 viviendas particulares habitadas, con un promedio de ocupantes por viviendas de 4.2 (INEGI, 2010b; INAFED, 2010).

De acuerdo a los resultados del Censo de 2010, la cantidad de personas analfabetas era de 191, el cual representaba el 6.93% de la población, siendo 109 hombres y 82 mujeres. Existían 1,412 personas mayores de 5 años con educación básica, y se contaba con 23 escuelas de educación básica y superior para el año 2011 (INEGI, 2010b).

Del total de la población, 2,523 eran derechohabientes de servicios de salud, y el municipio contaba con dos unidades médicas para el año 2011 (INEGI, 2010b). Según la CONAPO basado en los censos de población de INEGI en 2012, el municipio ocupaba el lugar 53 a nivel estatal con un índice de marginación bajo.

Las actividades económicas que se llevan a cabo en el municipio se enfocan a la agricultura (maíz, frijol y alfalfa), así como la comercialización de dichos productos, la ganadería y las actividades pecuarias (ganado bovino, y caprino, producción de leche y carne para autoconsumo), actividad forestal (productos maderables, recolección en varias unidades de producción rural). Pero la principal actividad económica en la región es la minería, que consiste en la extracción de plata y oro (Plan de Desarrollo Urbano de Cerro de San Pedro, 2010).

La población económicamente activa eran 1,476, de los cuales el 74.39% son hombres y el 25.61% son mujeres (INAFED, 2010), su distribución sectorial corresponde en un porcentaje mayor a las actividades extractivas (38%); seguida del sector terciario (comercio, servicios y turismo) con 35.83%; el sector primario (agricultura primordialmente) con 21.3% y el resto de la actividad económica (4.8%) se distribuye en otras actividades menores (Plan de Desarrollo Urbano de Cerro de San Pedro, 2010).

III. METODOLOGÍA PARA LA CARACTERIZACIÓN FISCOQUÍMICA Y MINERALÓGICA DE SEDIMENTOS Y ANÁLISIS DE LA EROSIÓN HÍDRICA A TRAVÉS DE SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA.

En la **Figura 5** se presenta el resumen de la metodología empleada para la caracterización fisicoquímica y mineralógica de las muestras de sedimentos y para el cálculo de la carga de As y Pb en sedimentos.

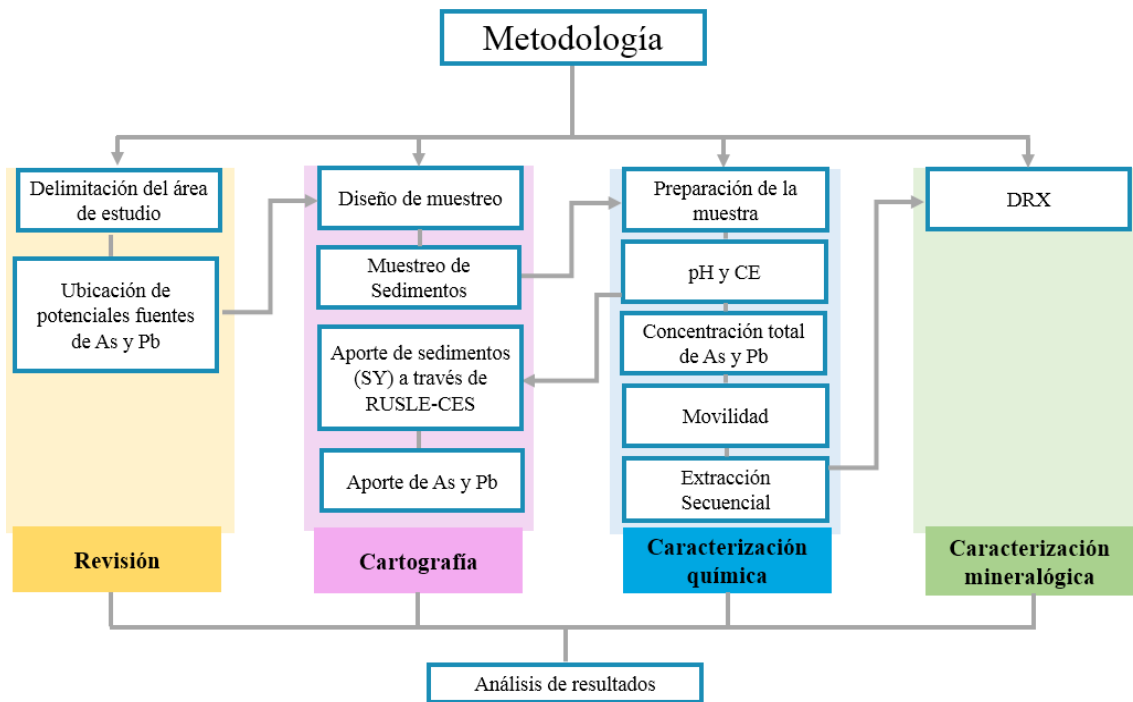


Figura 5. Metodología para el desarrollo de la investigación

III.1 DELIMITACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas, fueron delimitadas cartográficamente en un estudio previo realizado por Rodríguez (2014). A partir de este antecedente, se realizaron recorridos de campo para verificar y corregir la delimitación de las tres microcuencas, obteniendo así la **Figura 6**, en la que se presenta la ubicación y delimitación de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas.

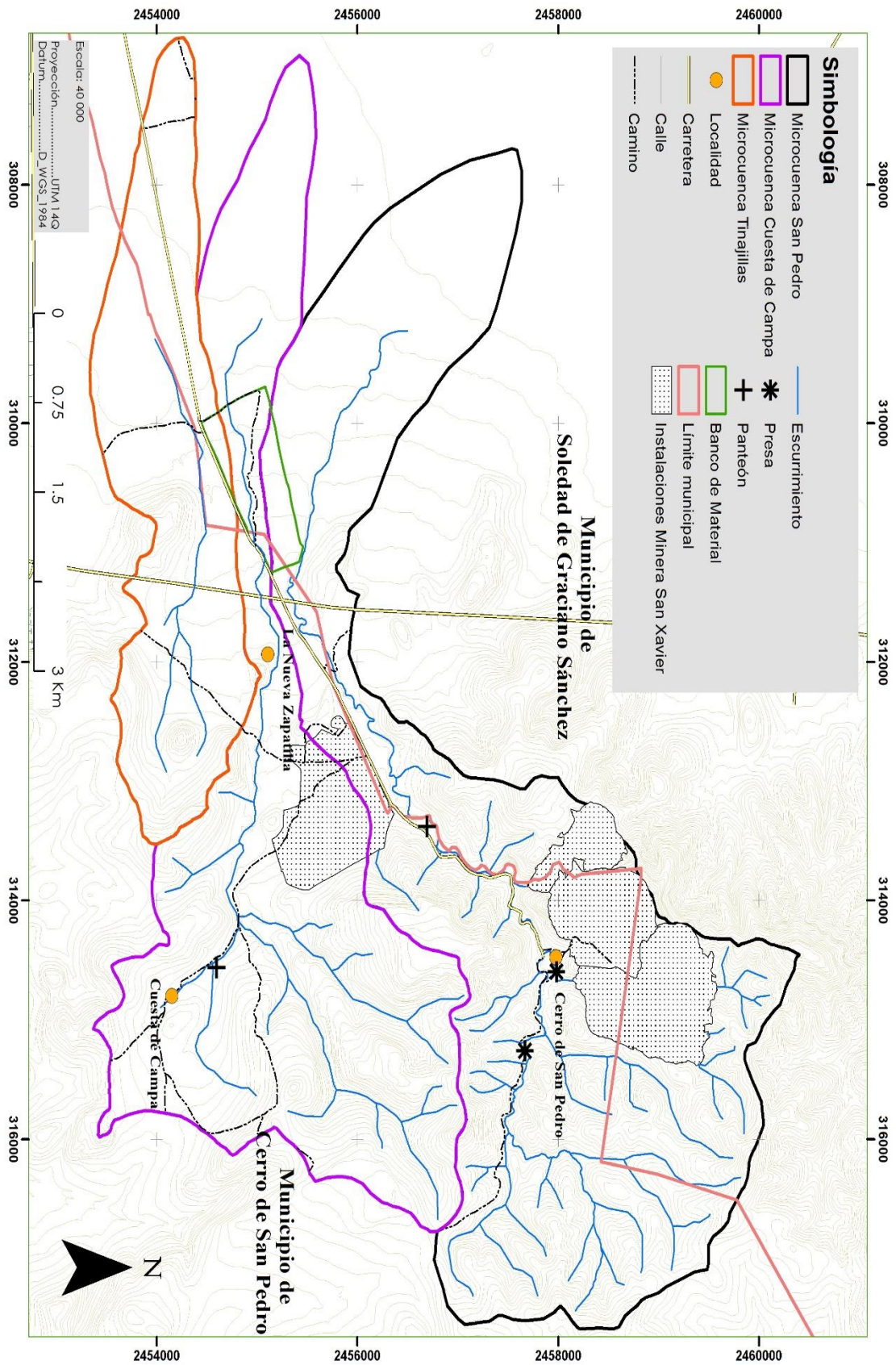


Figura 6. Delimitación de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas. Modificado de Rodríguez (2014)

III.2 UBICACIÓN DE LAS POTENCIALES FUENTES DE As Y Pb

Como parte del desarrollo del presente trabajo se procedió a realizar un recorrido de campo a través de las tres microcuencas de estudio para identificar los residuos que representaran potenciales fuentes de contaminación de arsénico y plomo. A través del recorrido de campo y revisión de los antecedentes del sitio se identificaron 19 depósitos de residuos en la microcuenca San Pedro, incluyendo los Terreros Este y Oeste de la compañía minera que actualmente opera en el área, tres en la microcuenca Cuesta de Campa y una fuente en la microcuenca Tinajillas (**Figura 7**).

Durante el recorrido se lograron observar las características de los residuos ubicados en la microcuenca San Pedro que se presentan en la **Tabla 2**.

Tabla 2. Descripción de las potenciales fuentes de As y Pb en la microcuenca San Pedro

Residuo	Descripción
S1	Corresponde a los residuos Terrero Victoria expuestos, de apariencia homogénea, con tonalidades oscuras, amarillas y rojizas, alto grado de oxidación de sulfuros y generación de drenaje ácido y erosión hídrica por el arroyo San Pedro (Figura 8).
S2	Corresponde a la parte semiconfinada de los residuos Terrero Victoria, se encuentra ubicado cerca de viviendas, presentan un color amarillo rojizo, alto grado de oxidación de sulfuros.
S3	Material arcilloso con tamaño de partículas finas y gravas, presenta coloración café, se encuentra sobre una pendiente pronunciada.
S4	Terrero compuesto por calizas, en la parte baja se encuentra un material fino color café, presenta presencia de calizas, ubicado sobre pendiente pronunciada.
S5	Terrero ubicado sobre pendiente abrupta, presenta material grueso en la superficie y material fino café en la parte baja.
S6	Terrero de color café con partículas del tamaño de grava y arenas, con presencia de minerales primarios como calcita, arcilla y sílice.
S7	Residuo cercado frente al hospital, de color café y con presencia de carbonatos, colinda con viviendas.

Residuo	Descripción
S8	Terrero producto de las actividades de aprovechamiento de fosforita presenta el crecimiento de vegetación secundaria y se encuentra aguas arriba de un tributario de orden 1 del arroyo San Pedro (Figura 9)
S9	Escorias provenientes de procesos de fundición, con fragmentos de tamaños irregulares
S10	Escorias provenientes de procesos de fundición, de tamaños irregulares, de colores rojizos con manchones grisáceos, se observa oxidación de sulfuros.
S11	Escorias provenientes de procesos de fundición de tamaños irregulares, se encuentra ubicado cerca de un tributario de orden 1, se observa el transporte hídrico de escorias.
S12	Terrero de color grisáceo, con partículas del tamaño de gravas y cantos, se observa la presencia de calizas, no se observó efecto erosivo.
S13	Material de textura fina, al parecer corresponde a residuos de lixiviación, se encuentra sobre un tributario, presenta coloración café.
S14	Terrero compuesto de fragmentos de roca caliza. Colinda con el arroyo San Pedro.
S15	Terrero similar al residuo S14, se encuentra formado por fragmentos de caliza, presenta una coloración gris claro.
S16	Terrero de color gris claro ubicado sobre una pendiente abrupta, con presencia de calcita y partículas del tamaño de cantos y bloques.
S17	Terrero ubicado sobre pendiente abrupta, de color café oscuro, con partículas del tamaño de cantos y bloques.
S18	Corresponde a los Terreros Este y Oeste de la mina en operación, se encuentra conformado por material estéril, compuestos principalmente por calizas. Estos son de gran relevancia debido a la superficie de los depósitos, de aproximadamente 149.9 ha.

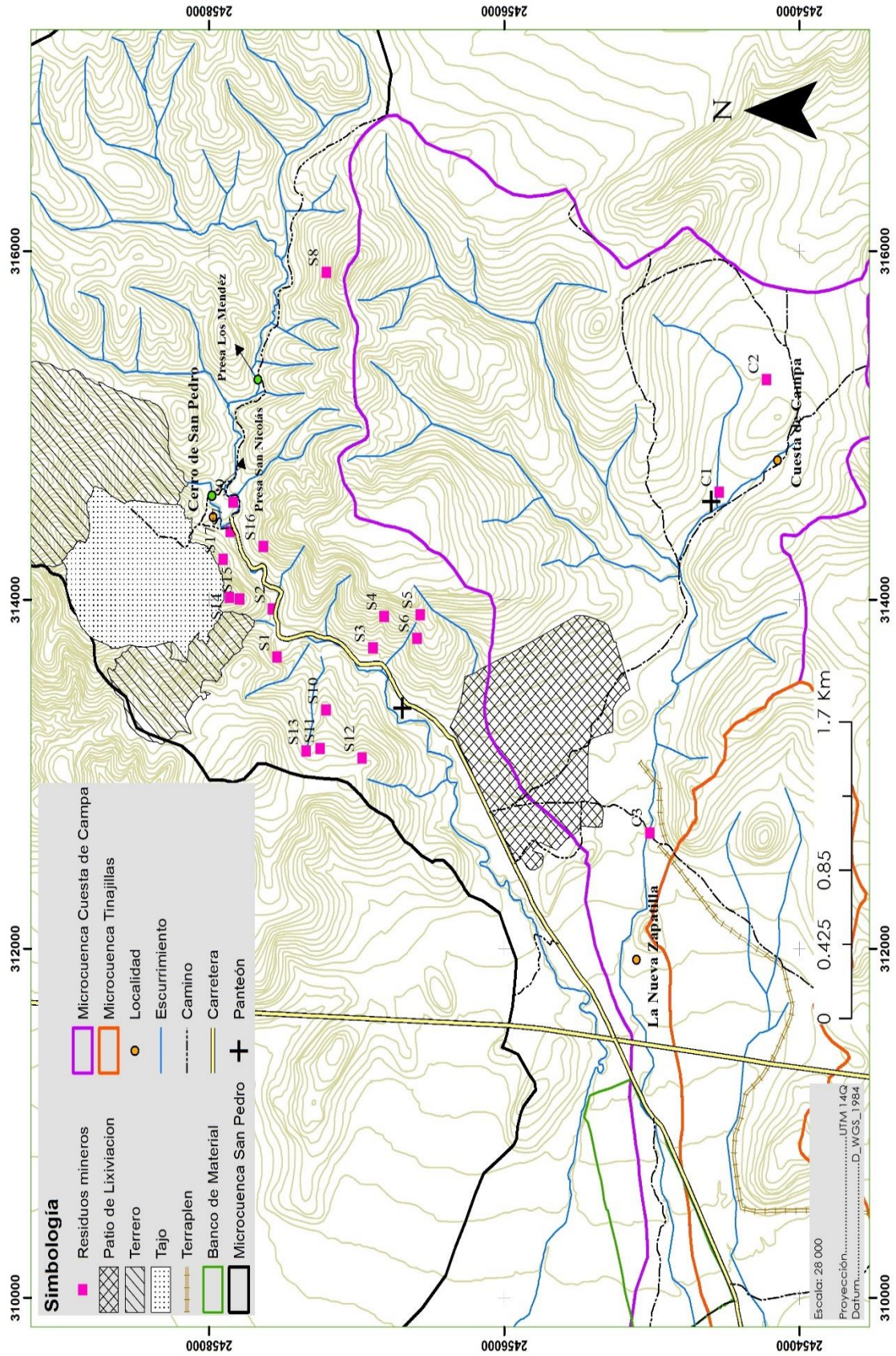


Figura 7. Ubicación de residuos como potenciales fuentes de contaminación en el sitio de estudio



Figura 8. Parte expuesta del Terrero Victoria con evidente oxidación de sulfuros



Figura 9. Residuo proveniente de la extracción de fosforita

En la **Tabla 3** se presentan las características de las tres fuentes encontradas en la microcuenca de Cuesta de Campa.

Tabla 3. Descripción de las potenciales fuentes de As y Pb en la microcuenca Cuesta de Campa

Residuo	Descripción
C1	Corresponde escorias de fundición, se encuentran abandonadas sin controles ambientales sobre suelo desnudo ubicadas al Sureste del panteón de la localidad de Cuesta de Campa, a un costado de un tributario de segundo orden (Figura 10)
C2	Corresponde escorias de fundición abandonadas sin controles ambientales sobre suelo desnudo ubicadas al este de la localidad de Cuesta de Campa (Figura 11).
C3	Corresponde a un puente cuyos cimientos fueron construidos a base de residuos tipo terreros con fragmentos de escorias de fundición, el puente cruza el cauce del arroyo Cuesta de Campa (Figura 12 y Figura 13)



Figura 10. Escorias de fundición ubicadas a un costado del panteón de Cuesta de Campa



Figura 11. Escorias de fundición ubicadas al este del poblado de Cuesta de Campa



Figura 12. Puente construido a base de residuos de actividades mineras.



Figura 13. Cimientos del puente construido a base de residuos

En la microcuenca Tinajillas se localizó como única fuente a un terraplén construido con residuos de las actividades mineras históricas. Este terraplén data del año 1883, y se construyó para el ferrocarril minero conocido como “El Piojito”, como un apoyo fundamental para el transporte de material que requerían las actividades mineras de la época (Palacios, 2008), tiene una longitud aproximada de 5 km, se observó evidencia de oxidación de sulfuros en algunos tramos del terraplén (**Figura 14** y **Figura 15**).



Figura 14. Terraplén construido a base de residuos de las actividades mineras



Figura 15. Oxidación de sulfuros en el terraplén de la microcuenca Tinajillas

III.3 DISEÑO DE MUESTREO

Para el muestreo de sedimentos de arroyo, se realizó un diseño de muestreo por orden de corrientes según la metodología propuesta por Salminen *et al.*, (1998), el cual consiste en seleccionar potenciales puntos de muestreo en las corrientes de orden mayor, en este caso de segundo y tercer orden, con la finalidad de conocer la carga de los elementos de estudio por parte de cada unidad de respuesta hidrológica (URH).

Adicionalmente, se realizó un muestreo sistemático cada 500 m a lo largo del cauce principal de cada microcuenca, con el cual se obtuvo la variación de la concentración de arsénico y plomo con respecto a la distancia recorrida de los cauces principales San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas. Este muestreo concluyó hasta donde no se observó cauce del arroyo principal.

Finalmente, además de los muestreos anteriores, se seleccionaron puntos de muestreo adicionales en función de los residuos históricos identificados en cada microcuenca a través de los recorridos de campo (muestreo por residuo), con la finalidad de englobar todas las posibles fuentes que podrían contribuir a la concentración total de arsénico y plomo a los cauces principales. Para este muestreo se tomaron en cuenta los cauces de primer orden y el azolve de los vasos de las presas Los Méndez y San Nicolás, en los cuales se obtuvieron muestras verticales a una profundidad máxima de 1 m empleando un nucleador.

Para la microcuenca San Pedro se obtuvieron 25 muestras de sedimento por el diseño sistemático, 8 muestras por el muestreo por tributario y 18 muestras por el criterio de presencia de residuo, obteniendo un total de 51 muestras. Para la microcuenca Cuesta de Campa se obtuvieron 15 muestras por diseño sistemático a lo largo del cauce principal, 4 muestras por el muestreo por tributario y 5 muestras por el criterio de presencia de residuo, obteniendo un total de 24 muestras. En la microcuenca Tinajillas se obtuvieron 7 muestras por el muestreo sistemático, 2 muestras por el muestreo por tributario y una muestra por el criterio de presencia de residuo, dando un total de 10. Así, se obtuvo un total de 85 muestras de sedimento (**Figura 16**).

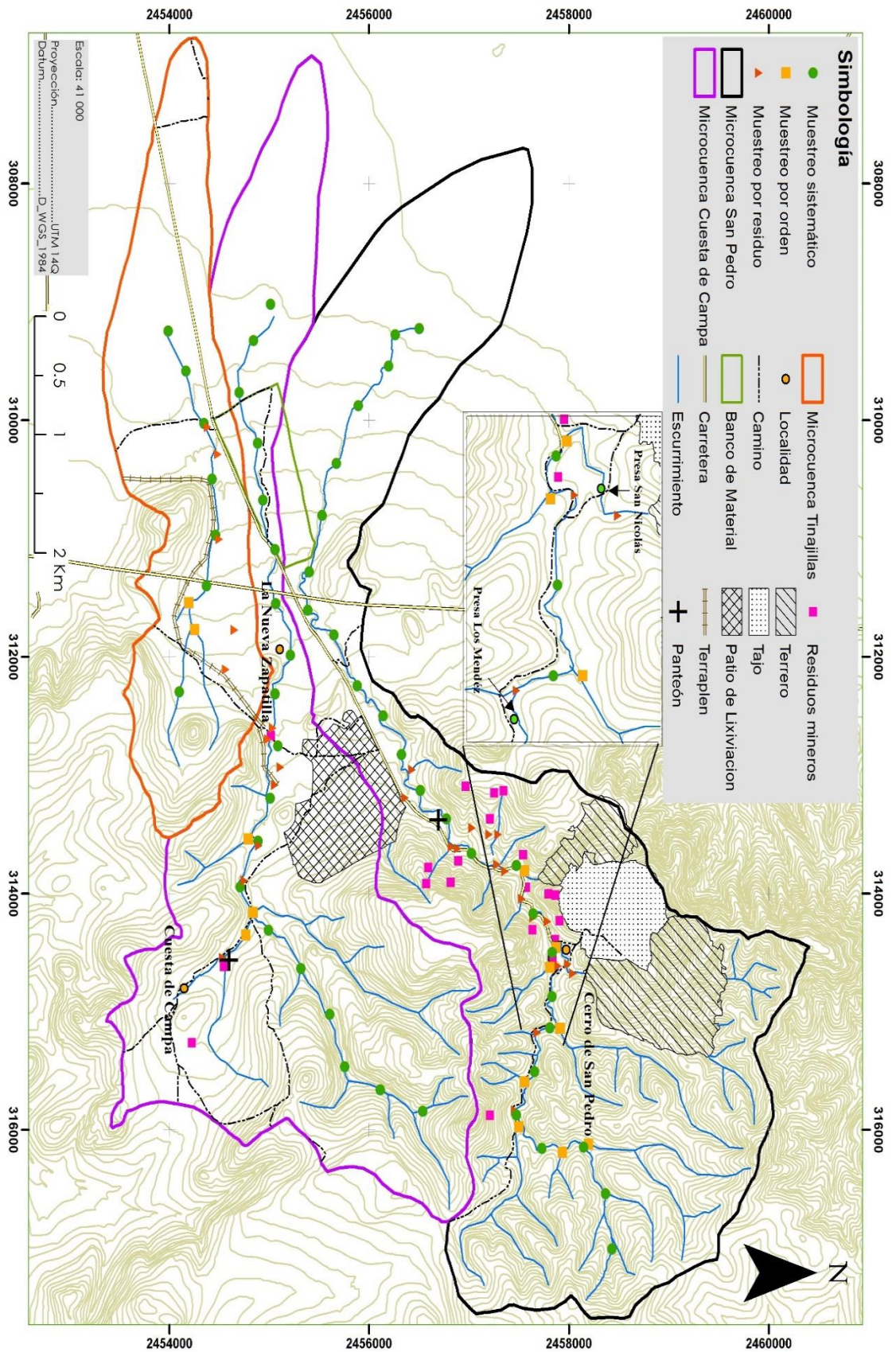


Figura 16. Distribución de los puntos de muestreo de sedimento de arroyo en la microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (N=85)

III.4 MUESTREO DE SEDIMENTOS

Las 85 muestras de sedimento de arroyo obtenidas en las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas, se recolectaron a lo largo de la zona activa de los cauces. Así, las muestras correspondieron al material depositado superficialmente (0-5 cm) sobre el lecho del cauce. En cada punto el sedimento se recolectó con ayuda de un cucharón de acero inoxidable, sobre un transecto o línea imaginaria perpendicular al flujo del cauce, sin incluir las partes cercanas a las paredes del cauce para evitar interferencias (**Figura 17**)



Figura 17. Toma de muestra del lecho del arroyo

Cada muestra se tamizó en el sitio con una criba de acero inoxidable de malla 2 mm, hasta obtener aproximadamente 1 kg de muestra. Posteriormente, las muestras se colocaron en bolsas de polietileno, se sellaron y etiquetaron con su respectiva clave de identificación, lugar de muestreo, y fecha (**Figura 18** y **Figura 19**).



Figura 18. Cribado a malla 2 mm



Figura 19. Identificación del sitio de la muestra

Los muestreos de las presas Los Méndez y San Nicolás se realizaron con ayuda de una barra acanalada de acero inoxidable (**Figura 20**), en ambos casos se tomaron muestras en tres puntos a lo largo de la cortina, se diferenciaron los horizontes (**Figura 21**) y cada uno se mezcló con los obtenidos en los otros puntos. En la presa Los Méndez se identificaron cuatro horizontes, mientras que en la presa San Nicolás se identificaron cinco.



Figura 20. Muestreo vertical de sedimento con barra acanalada



Figura 21. Identificación de horizontes en muestra vertical

Finalmente, en una hoja de campo se registraron las coordenadas UTM del punto exacto del sitio de muestreo utilizando un GPS Garmin eTrex, así como las características del sitio (vegetación, pedregosidad, presencia de materia orgánica, relieve, etc.). En el **ANEXO 1** se presenta una breve descripción de los sitios de muestreo.

Todas las muestras de sedimento se secaron a temperatura ambiente durante 48 a 72 h en un cuarto sin corrientes de aire. Una vez secas las muestras, se homogenizaron y redujeron su volumen por el método del cuarteo.

III.5 CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DE LAS MUESTRAS

III.5.1 Determinación de pH y conductividad

La determinación de pH y conductividad se realizó a todas las muestras de sedimento mezclando vigorosamente 1 g de la muestra sólida con 10 mL de agua desionizada (1:10) durante 10 minutos, para después medir primero la conductividad y después el pH, en el sobrenadante con un conductímetro y un potenciómetro, respectivamente.

III.5.2 Digestión ácida por microondas

Las muestras de sedimento se molieron para posteriormente realizar una digestión ácida a través de una modificación del método EPA 3051a para la determinación de concentración total recuperable de arsénico y plomo a partir de muestras sólidas (USEPA, 2007). Se pesaron 0.5 g de muestra y se adicionaron 10 mL de HNO₃ concentrado, para después llevar a digestión en un horno marca CEM modelo MARS 6 alcanzado y después manteniendo una temperatura de 175°C y una presión de 1200 kPa durante 15 minutos. Posteriormente, el

extracto se filtró con papel Whatman No. 1 (11 μm de abertura de poro) aforando a volumen conocido y se almacenó en viales de 50 mL para su posterior análisis.

III.5.3 Determinación de las concentraciones totales de As y Pb

Las concentraciones totales de arsénico y plomo se obtuvieron por espectrometría de absorción atómica en modo flama, utilizando un espectrómetro Perkin Elmer AAnalyst 400. En esta técnica los átomos de la muestra, que se encuentran en estado basal, son promovidos a estado excitado, y a partir de la cantidad de luz absorbida de una determinada longitud de onda se puede determinar cuantitativamente la cantidad de analito presente (Perkin-Elmer, 1996).

III.5.4 Control de calidad del procedimiento de análisis de concentraciones totales

Se determinó la exactitud de los análisis a través de análisis del material certificado de referencia (MCR) Montana Soil 2710a, obteniendo recuperaciones promedio de 109.4% de As y 98.1% de Pb.

III.5.5 Análisis estadístico

Para determinar si la presencia de residuos históricos tiene influencia sobre las concentraciones de As y Pb en sedimentos de arroyo, se llevó a cabo un análisis estadístico a partir de las concentraciones totales de estos elementos. En cada microcuena, se delimitaron secciones, las cuales correspondieron a los tratamientos, y cada uno engloba un mismo número de muestras seleccionadas al azar, las cuales representaron las repeticiones para cada microcuena.

Los tratamientos se delimitaron tomando en cuenta los grupos de muestras formados por aquellos que tuvieran la influencia directa de alguna fuente, o que no tuvieran la influencia de ningún residuo histórico, así como en función de las concentraciones totales de As y Pb.

Para conocer las diferencias entre tratamientos, se llevó a cabo la prueba de Kruskal-Wallis, el cual es un método no paramétrico (o asume normalidad) que prueba si existen diferencias entre un grupo de datos provenientes de una población; para ello se establecieron dos hipótesis, la hipótesis nula (H_0) afirma que las concentraciones de As o Pb en sedimentos son iguales entre los tratamientos con y sin presencia de residuos históricos; la hipótesis

alternativa (H_a) afirma que las concentraciones de As o Pb en sedimentos son diferentes entre los tratamientos con presencia de residuos históricos y los que no presentan residuos históricos; el valor de “p” obtenido de la prueba de Kruskal-Wallis deberá ser menor al valor de significancia (0.05) para rechazar la hipótesis nula.

También se llevó a cabo la prueba de Steel Dwass Critchlow-Fligner (SFCF), a partir del cual se compararon los tratamientos de dos en dos, para permitir conocer cuáles eran diferentes entre sí ($p < 0.05$).

En la microcuenca San Pedro se delimitaron tres tratamientos con doce muestras en cada una ($N=36$), en Cuesta de Campa se delimitaron tres tratamientos de seis muestras en cada una ($N=18$) y en Tinajillas se delimitaron dos tratamientos con cuatro muestras en cada una ($N=8$).

III.5.6 Determinación de la movilidad en agua meteórica

La determinación de la movilidad de arsénico y plomo en agua meteórica se realizó acorde a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, para ello se seleccionaron aquellas muestras que presentaron las concentraciones totales más elevadas, y que se encontraban distribuidas en diferentes puntos de las microcuencas para obtener una mayor representatividad de las concentraciones solubles. En total se analizaron 22 muestras (**Figura 22**).

Para llevar a cabo el procedimiento de movilidad de EPT en agua en equilibrio con CO_2 ($pH=5.5$), se pesó 1 g de muestra, al cual se le agregaron 20 mL de agua desionizada a $pH \leq 5.5$ (1:20) en viales cónicos, posteriormente, se llevaron a agitación en un agitador orbital a 30 rpm durante 18 h. Una vez concluido el ciclo de agitación, se determinó el pH del extracto y posteriormente, se separó la fase sólida de la acuosa con una membrana de $0.45 \mu m$ de poro en un sistema de filtración al vacío. Para preservar los elementos solubles, el extracto final se acidificó con HNO_3 al 10 %. Como control de calidad se analizaron blancos y muestras por duplicado.

Las concentraciones de arsénico y plomo solubles se midieron a través de un Espectrómetro de Masas con Plasma de Acoplamiento Inductivo ICP-MS Thermo X Series II. En este equipo, las muestras son introducidas en un plasma de argón como pequeñas gotas, el plasma seca el aerosol, disocia las moléculas para posteriormente eliminar un electrón de los

componentes, formado de esta manera, iones cargados individualmente. El equipo cuenta con un dispositivo de filtración de masa, el cual escanea el rango de masas, y son separados mediante un analizador, el impacto de estos iones produce una cascada de electrones, los cuales son amplificados hasta poder ser cuantificados. El software compara la intensidad de los pulsos con estándares de referencia. (Perkin Elmer, 2011).

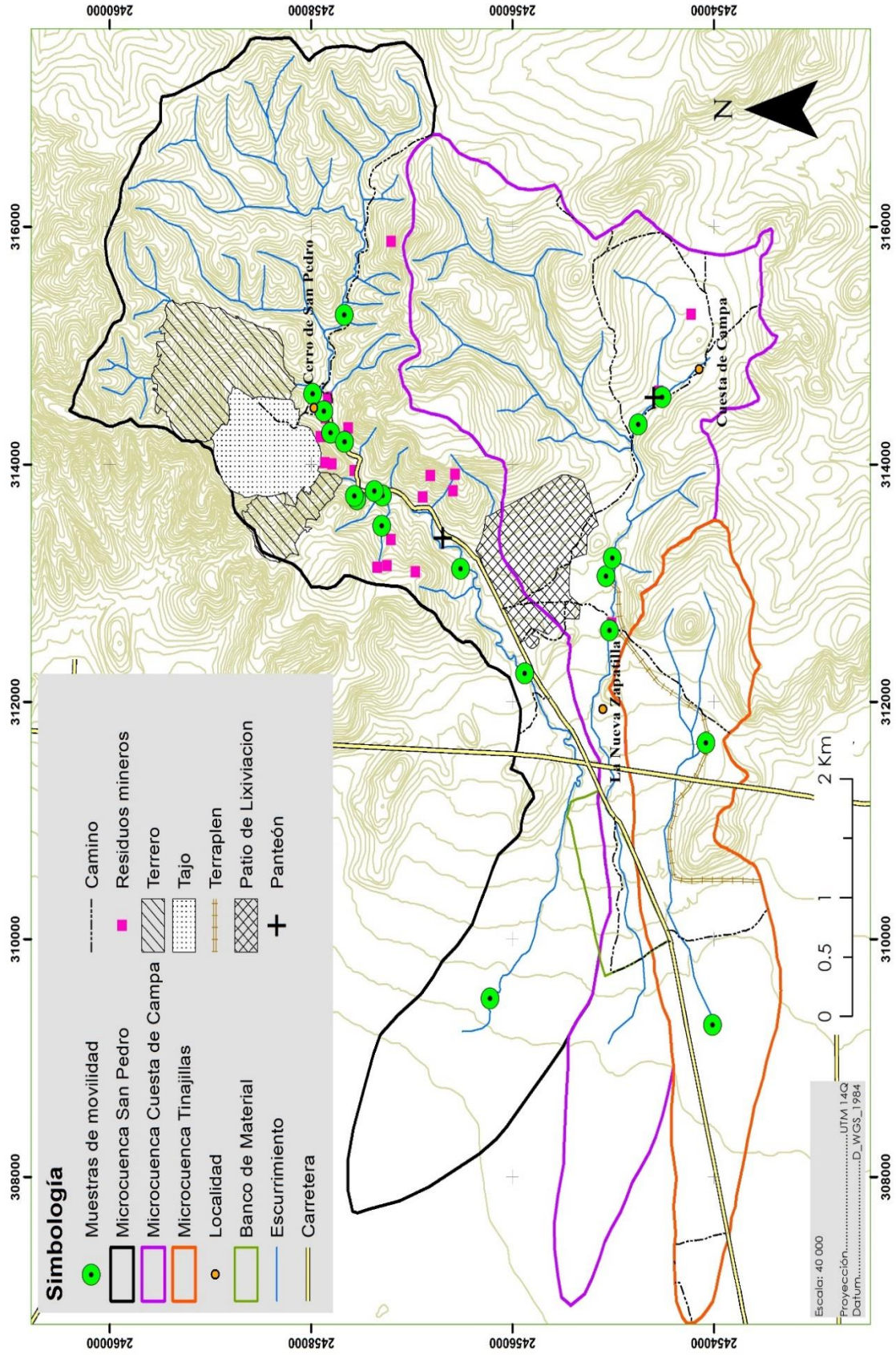


Figura 22. Ubicación de las muestras seleccionadas para las pruebas de movilidad en agua meteórica

III.5.7 Determinación de la movilidad a través de un procedimiento de extracción secuencial

Se realizaron pruebas de extracción secuencial selectiva siguiendo la metodología propuesta por Tessier (1979) modificada por Vázquez (2007) y Ortega (2012) para aniones y cationes. Los procedimientos de este tipo se basan en la exposición sucesiva de una misma muestra sólida a soluciones extractantes de fuerza creciente y/o de diferentes características (López y Mandado, 2002).

Para identificar las fracciones a las que se encuentran asociados el arsénico y el plomo, se eligieron las cuatro muestras que presentaron las concentraciones solubles más altas, y que por su ubicación o su cercanía con alguna fuente pudiese aportar mayor información sobre el comportamiento de los contaminantes. La ubicación de las muestras seleccionadas se presenta en la **Figura 23**.

A continuación, se describe cada fracción determinada y el procedimiento empleado.

- Fracción soluble en agua: A través de esta extracción se determinó la liberación de metales solubles en agua, para ello se pesaron 0.5 g de muestra y se agitó con 8 mL de agua desionizada a pH de 5.5 a 30 rpm por 20 minutos en un agitador orbital marca LABQUAKE, modelo Rotisserie, finalmente, se separó el sobrenadante con un filtro de 0.45 μm de poro, se aforó a volumen conocido y se acidificó con HNO_3 al 37%.
- Fracción intercambiable catiónicamente: Esta fracción corresponde a los metales adsorbidos débilmente en la superficie del sólido, los cuales pueden ser liberados a través de procesos de intercambio iónico. Se utilizan sales de ácidos fuertes, o sales de ácidos débiles para desplazar a los metales de los sitios de adsorción. Para esta investigación se agregó una solución de MgCl_2 (1 M) al residuo de la fracción soluble, se agitó por 20 minutos, se centrifugó y se recuperó el sobrenadante por decantación.
- Fracción ligada a carbonatos (ácidos débiles): Esta fracción se encuentra unida a carbonato por enlaces covalentes y es susceptible de solubilizarse por cambios de pH a través de soluciones ácidas, así, la reducción de pH de 7 a 5 permite la liberación de los elementos traza adsorbidos sin atacar la materia orgánica, los óxidos o las superficies de arcillas. Para esta etapa, el residuo de la fracción anterior se lixivió con 8 mL de CH_3COONa (1 M) ajustado a pH 5.5 con CH_3COOH , mediante agitación a 30 rpm por 5 h. La recuperación del sobrenadante se realizó por centrifugación y

filtración según lo indicado en las fracciones anteriores, y finalmente se acidificó con HNO_3 .

- Fracción ligada a óxidos de Fe y Mn (agentes reductores): En esta fracción se utiliza el reactivo reductor $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ (clorhidrato de hidroxilamina), el cual reduce al Fe (III) a Fe (II). El procedimiento de esta extracción consistió en la adición de 8 mL de $\text{NH}_4\text{OH}\cdot\text{HCl}$ a 0.07 M (Ortega, 2012) y 25% v/v con CH_3COOH al residuo proveniente de la fracción ligada a carbonatos. Posteriormente, se mantuvieron a 96°C en baño de agua por 6 h, después se agitaron durante 20 minutos, y finalmente se centrifugó y decantó para la recuperación del sobrenadante.
- Fracción ligada a materia orgánica y sulfuros (agentes oxidantes): En esta fracción se lleva a cabo la degradación de la materia orgánica en condiciones oxidantes para la liberación de metales asociados a estos componentes. Para ello se llevaron a cabo dos etapas de extracción, en la primera, al residuo de la fracción ligada a óxidos de Fe y Mn se adicionaron 1.5 mL de H_2O_2 a pH 2 ajustado con HNO_3 al 37% y se calentó a 85°C en baño de agua durante 2 h, en la segunda fase se agregaron nuevamente 1.5 mL de H_2O_2 a pH 2 ajustado con HNO_3 al 37% , y se calentaron a 85°C en baño de agua por 3 h. Finalmente, las muestras se dejan enfriar para agregar 2.5 mL de $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (3.2 M) al 20% v/v con HNO_3 para evitar resorción de los metales extraídos, y se agitaron a 30 rpm durante 20 minutos, para después recuperar el sobrenadante según lo descrito anteriormente para las fracciones previas.
- Fracción intercambiable aniónicamente: Esta fracción es específica para el As que se encuentra adsorbido y se determina después de la fracción ligada a carbonatos. Para esta extracción se utilizaron 10 mL de NaH_2PO_4 1 M, y se realizaron dos etapas de agitación de 24 h, para finalmente recuperar el sobrenadante.

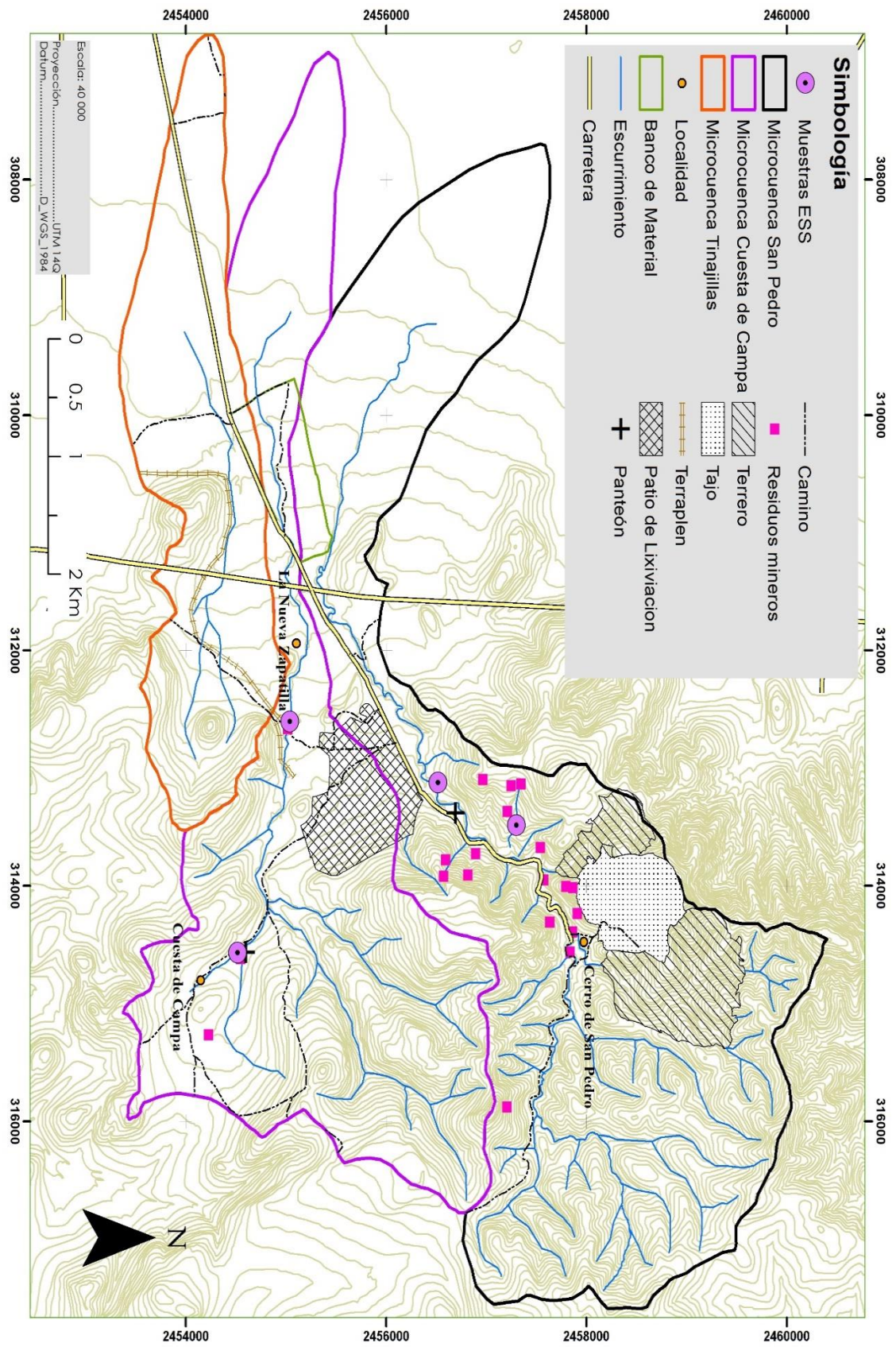


Figura 23. Ubicación de las muestras seleccionadas para los análisis de ESS

La determinación de las concentraciones de arsénico y plomo en los extractos finales de cada fracción se midieron en un Espectrómetro de Emisión Óptica con Plasma de Acoplamiento Inductivo ICP-OES modelo iCAP 7400 Duo marca Thermo Scientific. En esta técnica la muestra líquida de los extractos se introduce continuamente al equipo, donde es convertida en aerosol por nebulización. La muestra en aerosol es transportada por argón hacia la antorcha de plasma, que se encuentra acoplada inductivamente por radio frecuencia, donde la muestra es vaporizada, excitada y/o ionizada por el plasma. Los átomos e iones excitados emiten radiación característica, la cual es colectada por un dispositivo que clasifica la radiación por longitud de onda. La radiación es detectada y convertida a señales electrónicas que son a su vez convertidas a información para el analista (Boss y Fredeen, 2004).

III.6 CARACTERIZACIÓN MINERALÓGICA DE SEDIMENTOS A TRAVÉS DE DIFRACCIÓN DE RAYOS X

Con la finalidad de conocer los componentes mineralógicos mayores de las muestras de sedimentos se llevó a cabo un análisis por Difracción de Rayos X a cinco muestras, de las cuales, cuatro fueron las seleccionadas previamente para las pruebas de extracción secuencial selectiva (**Figura 24**).

Las muestras se pulverizaron y se colocaron en porta muestras para ser analizadas en un difractómetro marca Brüker, modelo D8 Advance Da Vinci. El análisis se realizó empleando un voltaje de 40 kV y una intensidad de corriente de 35 mA, realizando un barrido de 4 a 90° con incrementos de 0.022° cada 0.3 s. El software EVA 4.2.1 para Windows fue utilizado para la evaluación de los patrones de difracción. Los análisis se llevaron a cabo en el Laboratorio de Difracción de Rayos X del Instituto de Metalurgia de la UASLP.

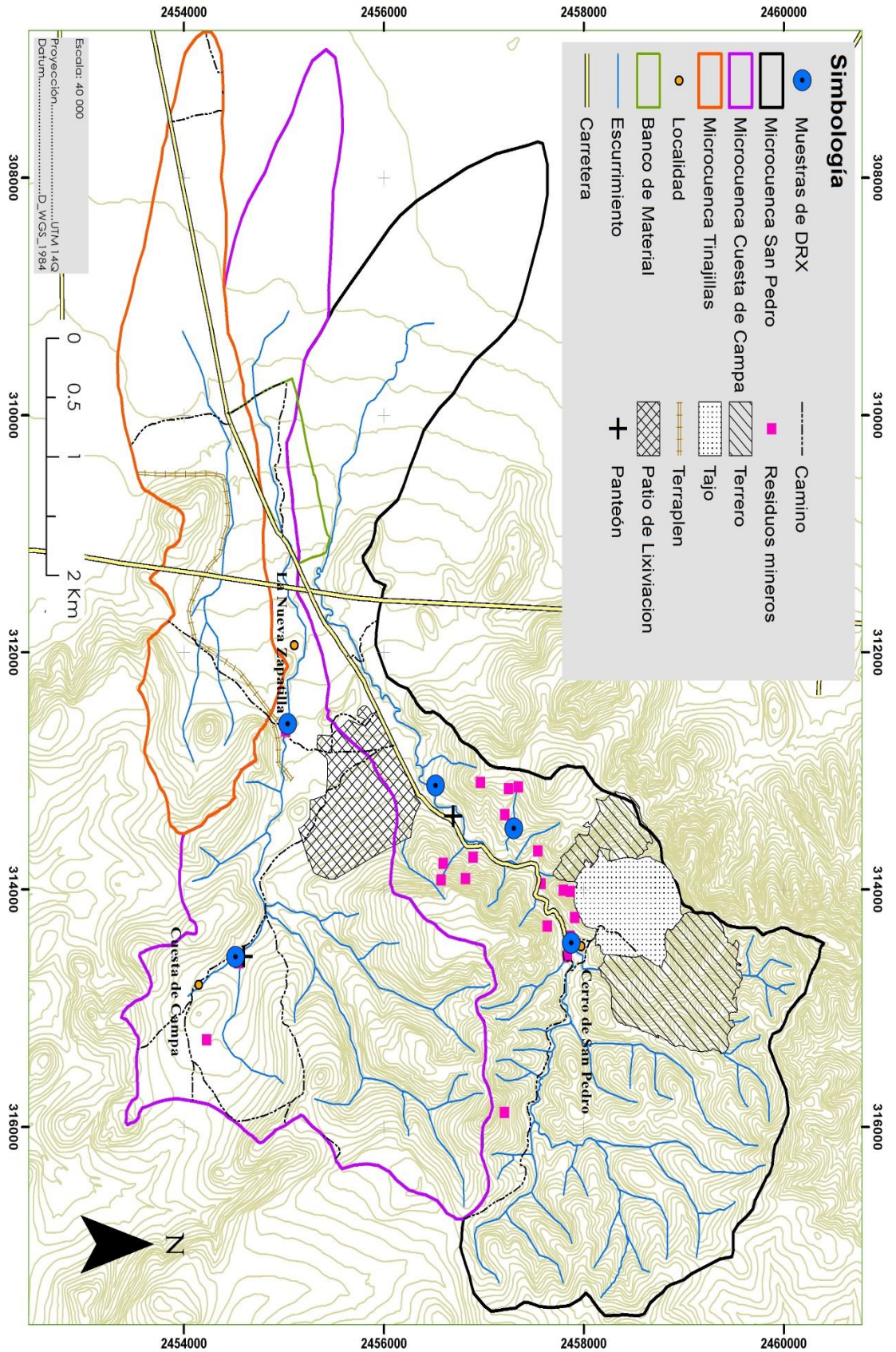


Figura 24. Ubicación de las muestras seleccionadas para las pruebas de difracción de rayos X

III.7 DETERMINACIÓN DE LA CARGA DE SEDIMENTOS A TRAVÉS DE LA METODOLOGÍA RUSLE-CES

Se cuantificó la carga de sedimentos a través de la metodología desarrollada por Bodoque *et al.* (2001), a partir de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (Renard *et al.*, 1997) y el Coeficiente de Entrega de Sedimentos, el cual asume que la carga de sedimentos es una proporción del total de sedimentos erosionados en el área fuente. Este procedimiento se seleccionó debido a que es una herramienta ampliamente utilizada a lo largo del mundo que brinda la oportunidad de calcular la carga de sedimentos en áreas extensas de manera indirecta a partir de sistemas de información geográfica (Jain, 2009).

El cálculo de la cantidad de sedimentos descargados por las unidades de respuesta hidrológica de las microcuencas de estudio, se desarrolló a través de una metodología que combina el concepto de coeficiente de entrega de sedimentos (CES) propuesto por Avendaño *et al.*, (1993) y la ecuación universal de pérdida de suelo revisada (RUSLE) (Renard *et al.*, 1997), implementado en un sistema de información geográfica (SIG) (**Figura 25**).

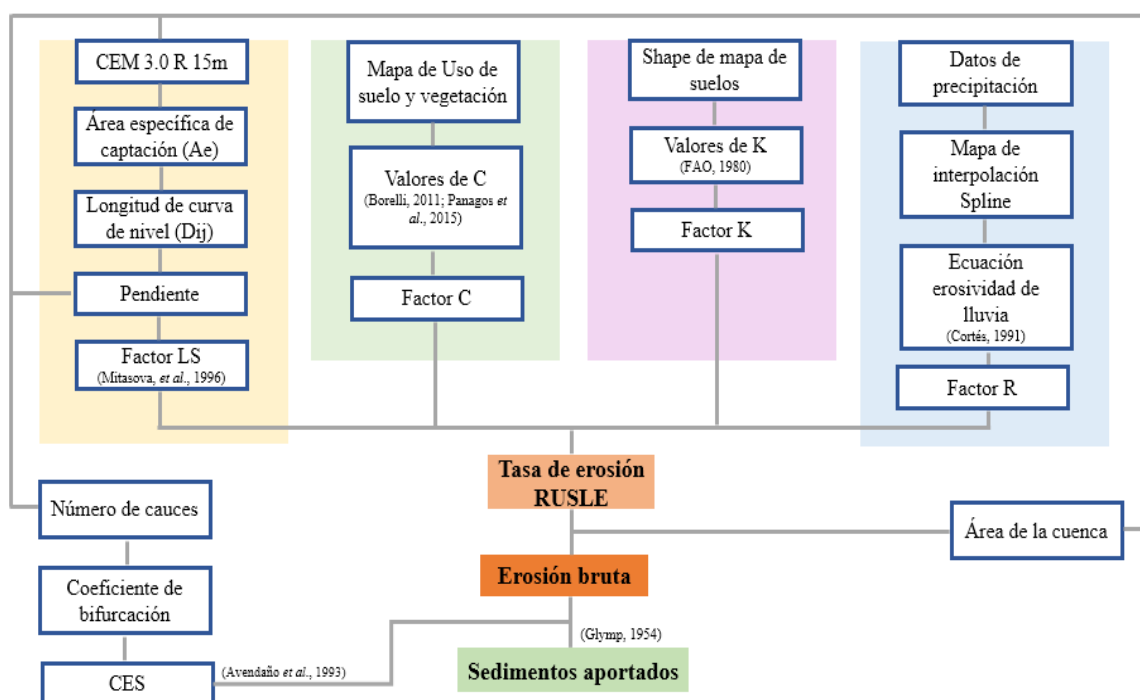


Figura 25. Etapas de la aplicación de la metodología RUSLE-CES

III.7.1 Cálculo de la cantidad total de suelo erosionado de la cuenca a través de la ecuación RUSLE

El método utilizado para determinar la cantidad total de suelo erosionado de la cuenca antes de la sección de descarga (T), se realizó a partir de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (Renard *et al.*, 1997);

Para la estimación de la cantidad total de suelo erosionado, cada factor que define la ecuación RUSLE, fueron integrados en el sistema de información geográfica ArcMAP 10.3 aplicando la **Ecuación 1**.

La ecuación de pérdida de suelo revisada (RUSLE) se presenta como **Ecuación 1** (Renard *et al.*, 1997).

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde:

A= Tasa anual de pérdida de suelo por unidad de área (t ha⁻¹ año⁻¹): Se refiere a la pérdida de suelos calculada por unidad de área (FAO, 1994).

A continuación, se presentan los elementos R, K, L, S, C y P que componen la ecuación RUSLE, así como la metodología utilizada para su desarrollo en el software ArcMAP.

R= Factor de erosividad de la lluvia: Es una definición de la erosividad como resultado de la precipitación pluvial, y se relaciona con dos características de la lluvia: la energía cinética de las gotas de aguas que impactan la superficie del suelo y la intensidad máxima durante 30 minutos, la cual posee una mayor relación con el desprendimiento las partículas del suelo (Wischmeier y Smith, 1979; Kirkby, 1989).

Cortés (1991) realizó la regionalización de México a través de un mapa de isoerosividad, a través de este estudio se permite calcular el valor de R a partir de una ecuación de regresión lineal que involucra la precipitación media anual del área de estudio. El propuso catorce modelos de regresión en función de los datos de precipitación media anual para estimar el valor de R en la ecuación USLE/RUSLE. Los modelos de regresión propuestos se presentan en la **Tabla 4**. De acuerdo a esta regionalización, el área de estudio se localiza en la región 4 (**Figura 26**).

Tabla 4. Ecuaciones de erosividad de lluvia para las diferentes regiones de México (Fuente: Cortés, 1991).

ECUACIONES		
Región	$Y=EI_{30}; \quad x= \text{lluvia anual}$	R^2
1	$Y= 1.20785x + 0.002276x^2$	0.92
2	$Y= 3.45552x + 0.006470x^2$	0.93
3	$Y= 3.67516x - 0.001720x^2$	0.94
4	$Y= 2.89594x + 0.002983x^2$	0.92
5	$Y= 3.48801x - 0.000188x^2$	0.94
6	$Y= 6.68471x + 0.001680x^2$	0.90
7	$Y= 0.03338x + 0.006661x^2$	0.98
8	$Y= 1.99671x + 0.003270x^2$	0.98
9	$Y= 7.04579x - 0.002096x^2$	0.97
10	$Y= 6.89375x + 0.000442x^2$	0.95
11	$Y= 3.77448x + 0.004540x^2$	0.98
12	$Y= 2.46190x + 0.006067x^2$	0.96
13	$Y=10.74273x - 0.001008x^2$	0.97
14	$Y= 1.50046x + 0.002640x^2$	0.95

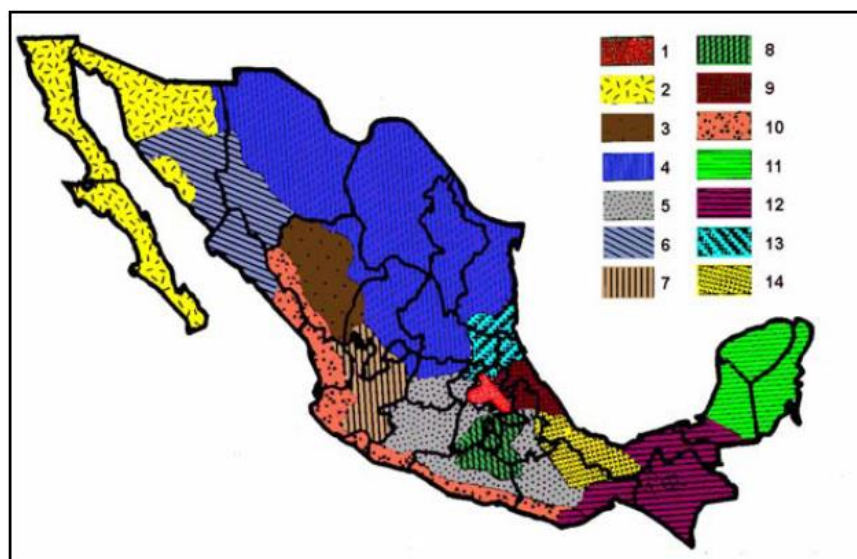


Figura 26. Regionalización de México en índices de erosividad (Fuente: Loredó-Ostí *et al.*, 2007).

Para la obtención del archivo en formato de celdas en el SIG, se recabaron los registros históricos de 7 estaciones meteorológicas situadas cerca o dentro del área de estudio, los datos se obtuvieron del Servicio Meteorológico Nacional (2015) y de las Estaciones Meteorológicas Automáticas de la empresa minera que opera en el municipio de Cerro de San Pedro (**Tabla 5**). Se obtuvieron las precipitaciones promedio anuales de cada estación, que se introdujeron al software ArcMAP 10.3 junto con las coordenadas UTM de la ubicación de cada estación meteorológica. Un mapa de la distribución espacial de la precipitación anual del área de estudio se obtuvo a partir del método de interpolación “Spline” el cual interpola la superficie de un archivo en formato de celdas a partir de un archivo de puntos, los cuales contienen los valores de la precipitación media de cada estación.

Con el mapa anterior se utilizó la **Ecuación 2**, propuesta por Cortés (1991) para la región IV con la herramienta Raster Calculator de la siguiente manera:

$$(2.89594 * "spline ") + (0.00298 * ("spline " * "spline ")) \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde “spline” contiene los valores interpolados de las precipitaciones promedio de cada estación.

Tabla 5. Características de las estaciones meteorológicas seleccionadas

Estación	Años	X	Y	Altitud (m.s.n.m)	Precipitación media anual (mm)
Juárez	1993-2011	302991	2461190	1837	345.7
Armadillo de los Infante	1961-2011	329417	2460878	1628	583.2
Xoconostle	1981-2011	323595	2444702	2068	378.8
MSX 1	2002-2015	313989	2458932	2264	301
MSX 2	2007-2015	ND	ND	2264	371.7
SGS	1945-2013	299896	2454369	1837	140.8
Zaragoza	1979-2011	375182	2444207	2068	384.1

Factor de erosionabilidad del suelo (K): Este factor describe de manera cuantitativa la erosionabilidad de un suelo en específico, y brinda la tasa de erosión por unidad de índice de erosión a partir de una parcela estándar (Kirkby, 1989); en otras palabras, mide la facilidad o dificultad con la que se desprenden las partículas del suelo por el impacto de las gotas de lluvia. Este valor estará determinado por la textura del suelo, materia orgánica, su permeabilidad y estructura (Wischmeier y Smith, 1979).

Debido a la gran cantidad de recursos necesarios para obtener los valores de K, la FAO (1980) propuso un método, en el cual se utilizan las unidades de clasificación del suelo FAO/UNESCO y la textura, para determinar el valor de K. A continuación, se muestran los valores de K para las unidades y subunidades de suelo en el área de estudio, de acuerdo a la clasificación de la FAO (**Tabla 6**).

Tabla 6. Valores del Factor de erosionabilidad (K) en función de la unidad de suelo y su textura superficial presentes en el área de estudio (FAO, 1980).

Unidades y subunidades de suelo de acuerdo a la clasificación de la FAO		TEXTURA		
SÍMBOLO	Nombre	Gruesa	Media	Fina
I	Litosol	0.013	0.020	0.007
W	Planosol	0.053	0.079	0.026

Para la obtención del archivo en formato de celdas del Factor K, se utilizó el conjunto de datos vectoriales de edafología escala 1:250 000 (INEGI, 2015). A cada tipo de suelo se le asignó un valor de K; y a partir del conjunto de datos vectoriales de suelo se creó un archivo en formato de celdas con los valores de K.

Factor de longitud e inclinación de la pendiente (adimensional) (LS): Este factor expresa la tasa de pérdida de suelo por unidad de área sobre una superficie de 22.13 m, con una pendiente específica de 9%, también se puede definir como una medida de la capacidad de transporte de sedimentos a través del flujo superficial (Wischmeier y Smith, 1978; Moore y Wilson, 1992).

Para esta investigación se utilizó la ecuación desarrollada por Mitsova *et al.* (1996), la cual es utilizada por el modelo RUSLE y se presenta en la **Ecuación 3**.

$$LS = (m + 1) \left(\frac{Ae}{22.13} \right)^m \left(\frac{\text{sen}\theta}{0.0896} \right)^n \quad \text{Ecuación 3}$$

Los valores recomendados para m son 0.4 y 0.6; para n de 1 a 1.4. Los valores para m de 0.4 corresponden a un sitio con erosión exclusivamente laminar y en surcos, valores para m de 0.6 corresponden a un tipo de erosión en cárcavas (Mitsova, 1976).

Para el cálculo del Factor LS de las cuencas de estudio se llevó a cabo la metodología propuesta por Giménez (2008), así, se determinó el área específica de captación mediante la **Ecuación 4**.

$$Ae_{ij-in} = \frac{A_{ij-in}}{D_{ij}} \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde:

A_{eij}= área específica de captación en la entrada de una celda del archivo tipo ráster con coordenadas i, j

A_{ij-in}= área de contribución aguas arriba en la entrada de la celda del archivo tipo ráster con coordenadas (i, j), es decir, el flujo acumulado.

D_{ij}= longitud efectiva de curva de nivel.

La longitud efectiva de curva de nivel (D_{ij}) se obtuvo a partir de la **Ecuación 5**.

$$D_{ij} = D (\text{sen } \alpha_{ij} + \text{cosa}_{ij}) \quad \text{Ecuación 5}$$

Donde:

D_{ij}= longitud efectiva de curva de nivel

D= resolución de la celda en metros

A_{ij}= dirección de la orientación para la celda del archivo tipo ráster con coordenadas (i, j)

Para la determinación del factor LS en ArcMAP, se utilizó el Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM 3.0) de la zona F14A84 con una resolución de 15 m, que fue obtenido de la

plataforma de INEGI. Las elevaciones en el área de estudio se registraron en un rango de 1662 a 2795 msnm. Con el software, se rellenaron los errores del archivo tipo ráster obteniendo un nuevo archivo con valores de elevaciones de 1663-2795 m, que se utilizaron en las etapas siguientes.

A partir del archivo ráster de las CEM, se obtuvo el área específica de captación (A_{eij}); la longitud efectiva de la curva de nivel (D_{ij}) con la **Ecuación 4** y **Ecuación 5** y el seno de la pendiente; los archivos resultantes se utilizaron para calcular el área de contribución aguas arriba (A_e).

Para la obtención del Factor LS de RUSLE, se sustituyeron los archivos ráster antes mencionados, en la **Ecuación 6**.

$$1.1 * Pow("Ae" / 22.13, 0.1) * Pow("sin_slope" / 0.0896, 1.3) \quad \text{Ecuación 6}$$

Donde las capas entre comillas corresponden a los archivos tipo ráster de área específica de captación y seno de la pendiente. La metodología detallada para la obtención del Factor LS se presenta en el **ANEXO 2**.

Factor de cobertura vegetal del suelo (C): El Factor C mide el efecto combinado de todas las variables de cobertura y manejo, representa la tasa de pérdida de suelo de un área con un tipo de manejo y cobertura de suelo específico (Renard, *et al.*, 1997) y varía de 0 a 1 dependiendo de la cobertura del suelo, los valores cercanos a 0 representan áreas boscosas donde la cobertura del suelo puede alcanzar el 100%, y los valores cercanos a 1 son típicos de suelo desnudo (Borelli *et al.*, 2014).

Existen diferentes metodologías para estimar el Factor C, pero en esta investigación se utilizó el conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación escala 1: 250 000, Serie V (INEGI, 2015b), con el que se identificaron los diferentes usos de suelo y vegetación en el área de estudio, a los que se asignaron los correspondientes valores de Factor C propuestos por Panagos *et al.*, (2015) y Borelli (2011) que se presentan en la **Tabla 7**. El archivo de vectores que contiene los usos de suelo y vegetación se convirtió a un archivo en formato de celdas, para utilizarlo en el cálculo de la ecuación RUSLE en el SIG.

Tabla 7. Valores de C en función de Uso de Suelo y Vegetación (Borelli, 2011; Panagos *et al.*, 2015)

Uso de Suelo y Vegetación	C
Vegetación secundaria arbustiva	0.0550
Matorral desértico rosetófilo	0.0265
Matorral desértico micrófilo	0.0265
Matorral crasicaule	0.0265
Mina	0.3600
Agricultura de riego anual y semipermanente	0.2100
Agricultura de temporal anual	0.1350
Cuerpo de agua	0

Factor de prácticas de conservación (adimensional) (P): El factor de prácticas de manejo representa la efectividad de una práctica de control implementada para reducir la erosión potencial debido a la escorrentía (Renard *et al.*, 1997); puede decirse que mide la capacidad de un mecanismo de control de erosión para atenuar el proceso erosivo. El valor de P varía de 0 a 1, donde valores cercanos a 0 indican que existen prácticas de conservación de suelo y valores cercanos a 1 que no existen prácticas de conservación del suelo (INIFAP, 2007). Para esta investigación el factor de prácticas de conservación se consideró un valor de 1 para toda el área de estudio.

III.7.2 Determinación del Coeficiente de Entrega de Sedimentos (CES)

El concepto de coeficiente de entrega de sedimentos (CES) también conocido como *Sediment Delivery Ratio* (SDR), se refiere a la tasa entre la producción de sedimento observada en una sección transversal del desfogue de la cuenca y la cantidad total de suelo erosionado antes del desfogue (Jinze, 1981); o bien la fracción del suelo total erosionado que es transportado de una cuenca en determinado tiempo (Hua, 2006) y ésta dado por la **Ecuación 7** (Glymp, 1954):

$$CES = \frac{Y}{T} \quad \text{Ecuación 7}$$

Donde:

CES= Coeficiente de entrega de sedimentos (%)

Y= Producción de sedimentos observado en la descarga de la cuenca

T= Cantidad total de suelo erosionado de la cuenca antes de la sección de descarga (gross erosion)

El CES depende fundamentalmente de la capacidad de la cuenca de transportar el material generado por la erosión, y puede encontrarse en función de las características fisiográficas de ésta, tales como la pendiente, densidad de drenaje, geometría hidráulica de los cauces, rugosidad y principalmente, el área; lo anterior basándose en la teoría de Boyce, (1975) la cual señala que entre mayor sea el área de la cuenca, la producción específica del sedimento decrece, debido a que existen mayores sitios de deposición para el material producido en las zonas altas (COBINABE, 2010).

Para esta investigación se utilizó la metodología desarrollada por Avendaño *et al.*, (1994), para el cálculo del CES, aplicando la **Ecuación 8**.

$$CES = 36A^{-0.2} - \frac{2}{\log P} + \log BR \quad \text{Ecuación 8}$$

Donde:

CES= % del total de material movilizado

A= superficie de la cuenca en km²

P= pendiente del cauce principal, expresado en tanto por uno

BR= coeficiente de bifurcación de la red hidrográfica, el cual representa la relación entre los cauces y sus diferentes órdenes según Strhaler (1952).

Como se mencionó en el Capítulo II, con la finalidad de resolver la **Ecuación 1**, se realizó el cálculo del CES de acuerdo a la metodología propuesta por Bodoque (2001) y a la ecuación propuesta por Avendaño (1994) (**Ecuación 8**). Primero se delimitaron las unidades de respuesta hidrológica dentro de cada una de las microcuencas de estudio con el software ArcMAP, a partir de los cauces y curvas de nivel escala 1:50 000 de la carta topográfica

F14A84 de INEGI; de acuerdo a los parámetros necesarios en la ecuación, de cada unidad se obtuvo el área (km² y ha).

Se delimitaron 16 unidades de importancia en la microcuenca San Pedro, tomando en cuenta la unidad formada debido a la presa Los Méndez, la cual impide el paso libre de los sedimentos al desfogue de la microcuenca San Pedro, 4 en la microcuenca Cuesta de Campa, de igual modo se delimitó una unidad formada por una presa a la mitad del cauce principal, que impide el transporte pendiente debajo de los sedimentos, no se delimitaron unidades de respuesta hidrológica en la microcuenca Tinajillas, debido a que la topografía del sitio impide su adecuada delimitación, además, durante los recorridos de campo, se observaron parcelas agrícolas que atravesaban los tributarios de la microcuenca, modificándolos con respecto a las características topográficas observadas en los SIG.

Posteriormente, se obtuvo los porcentajes de las pendientes con el software ArcMAP 10.3, a partir del CEM 3.0 de la carta topográfica F14A84, después, los cauces principales de cada URH se interpolaron con el archivo de pendientes para obtener la pendiente promedio del cauce principal; y el coeficiente de bifurcación se obtuvo a partir del número de cauces y sus respectivos órdenes según la clasificación de Strhaler (1952).

III.7.3 Cálculo de la carga de sedimentos (SY)

De acuerdo a la **Ecuación 1**, que involucra la ecuación RUSLE y el CES, se obtuvo la carga de sedimentos para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas, así como para cada URH.

III.8 CÁLCULO DE LA CARGA DE As Y Pb POR MICROCUENCA Y UNIDAD DE RESPUESTA HIDROLÓGICA

La mayor carga de metales pesados no puntual, en aguas superficiales, es aquella que es transportada por los sedimentos (USEPA, 1976), por lo cual se procedió a calcular la cantidad anual de arsénico y plomo transportado en sedimentos, a partir de los resultados de las concentraciones total de ambos elementos de las muestras de sedimento y de la producción de sedimentos (SY) y del modelo RUSLE-CES. El cálculo se realizó a partir de la **Ecuación**

9 y Ecuación 10, propuestas por la USEPA (1976), estas ecuaciones asumen que no existe un enriquecimiento o pérdida de metales pesados en los sedimentos.

El cálculo se realizó de las siguientes ecuaciones:

$$As_L = SY \times [As]_T \quad \text{Ecuación 9}$$

$$Pb_L = SY \times [Pb]_T \quad \text{Ecuación 10}$$

Donde:

As_L= Carga de As (kg año⁻¹)

Pb_L= Carga de Pb (kg año⁻¹)

SY= Carga de sedimentos por microcuenca (t año⁻¹)

[As]_T= Concentración total de As en sedimento (kg t⁻¹)

[Pb]_T= Concentración total de Pb en sedimento (kg t⁻¹)

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DEL TRANSPORTE HÍDRICO DE PLOMO Y ARSÉNICO EN EL DISTRITO MINERO CERRO DE SAN PEDRO

IV.1 EVALUACIÓN DEL TRANSPORTE HÍDRICO DE PLOMO Y ARSÉNICO EN SEDIMENTOS

IV.1.1 Determinación de la producción de sedimentos a través de la metodología RUSLE-CES

IV.1.1.1 Cálculo de la cantidad total de suelo erosionado a partir de la ecuación RUSLE

Con base en la metodología explicada previamente, se procedió a calcular la cantidad total de suelo erosionado de la cuenca a partir de la ecuación RUSLE. En la **Figura 27**, se presentan los mapas de los diferentes factores de la ecuación RUSLE para la microcuenca San Pedro.

En la **Figura 27a**, se observa la variación de los valores del factor LS de la microcuenca San Pedro. Este factor refleja la asociación entre la longitud e inclinación de la pendiente, y los valores para esta microcuenca se encuentran en el rango de 0-11.2, donde los valores de cero se pueden apreciar en el valle de la microcuenca, donde el grado de inclinación y pendiente es nula; los valores más altos fueron escasos, situándose principalmente en la parte central de la microcuenca donde se encuentran las laderas que tienen mayor pendiente y presentan mayor susceptibilidad de erosión hídrica debido a que las condiciones de longitud y el grado de inclinación de la pendiente favorecerán el transporte de partículas de suelo (Onrubia, 2001).

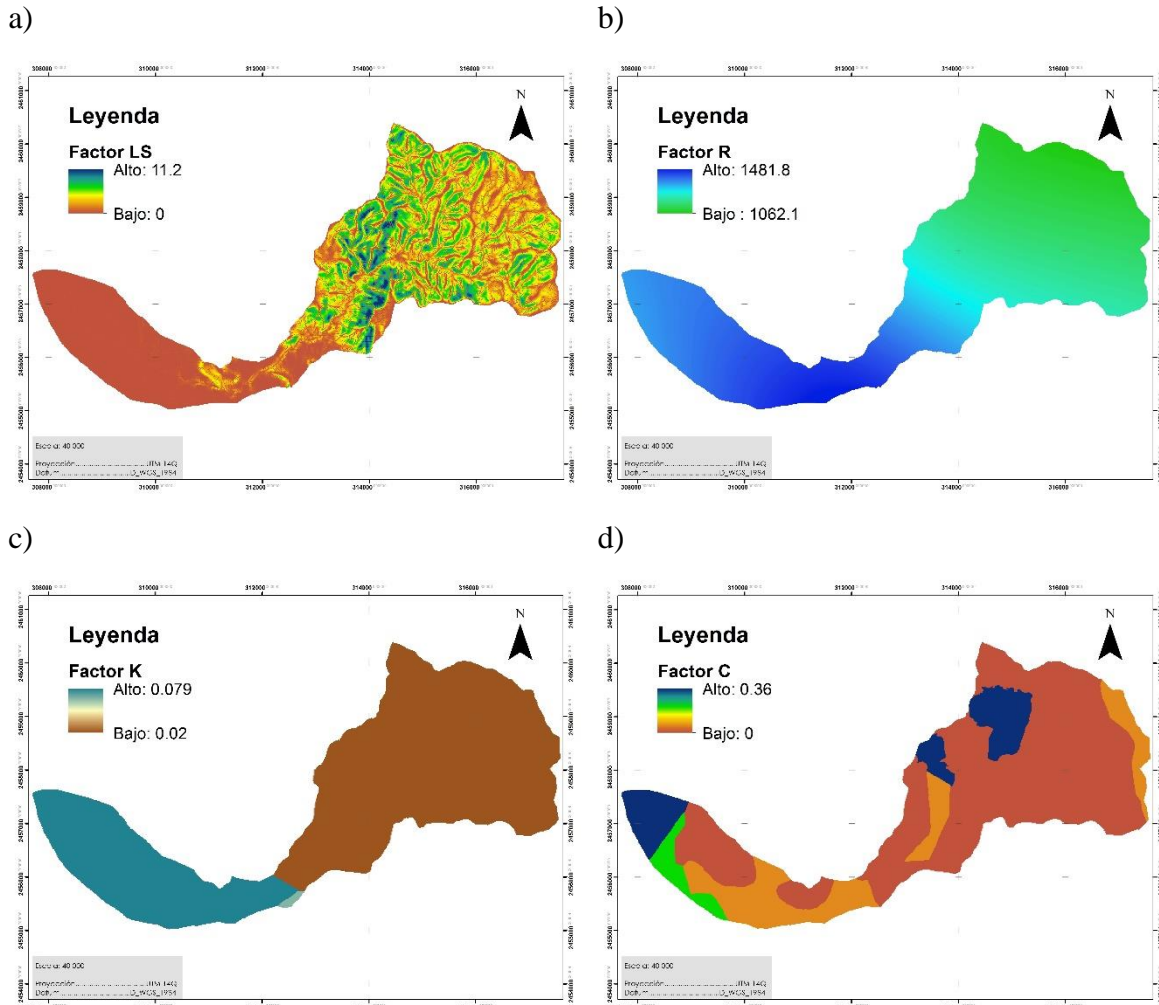


Figura 27. Variación de los cuatro factores de la ecuación RUSLE para la microcuenca San Pedro: a) Factor LS; b) Factor R; c) Factor K; d) Factor C.

La **Figura 27b** representa la variación espacial del Factor R sobre la microcuenca San Pedro, a partir de la interpolación de las precipitaciones promedio de la siete estaciones meteorológicas cercanas al área de estudio. El Factor R varía de 1062.18 a 1481.80 $\text{MJ ha}^{-1} \text{mm}^{-1} \text{h}^{-1}$, puede observarse que la erodabilidad más alta se sitúa en la parte centro de la microcuenca y decrece hacia la parte Este. Estos valores son similares a un estudio desarrollado por Loredo *et al.*, (2007) para una microcuenca adyacente al área de estudio, cuyo valor reportado fue de 1158.40 $\text{MJ ha}^{-1} \text{mm}^{-1} \text{h}^{-1}$.

En **Figura 27c** se observa la variación espacial del Factor K, que representa la susceptibilidad del suelo para ser erosionado. La microcuenca San Pedro tiene tres grupos de suelo: Litosol,

Xerosol háplico y Planosol mólico. El principal tipo de suelo, por su extensión, es el Litosol, abarcando más del 50% de la superficie, presentó un Factor K de 0.02, situándose entre los tipos de suelo con baja susceptibilidad de erosión, abarca la parte Este y centro de la microcuenca, son suelos poco profundos y capaces de sustentar vegetación de tipo matorral, la cual puede ser una cubierta protectora para la erosión (INEGI, 2013; INE, 1989). El segundo tipo de suelo de mayor extensión es Xerosol háplico, situándose en el valle de la microcuenca; tiene un Factor K de 0.079, siendo el valor más alto de susceptibilidad de erosión dentro de la tabla desarrollada por la FAO (1980), ocurre en planicies y condiciones semiáridas; con frecuencia la vegetación en este tipo de suelos es escasa, por la cual su superficie se encuentra altamente expuesta a deflación y arrastre de partículas (FitzPatrik, 1980). El último tipo de suelo presente en la microcuenca San Pedro es el Planosol mólico con un Factor K de 0.04, cubre apenas un 1% de la superficie, al sur de la microcuenca; se presentan principalmente en planicies de climas templados y semiáridos y según su valor de Factor K son moderadamente susceptibles a ser erosionados.

El Factor C se muestra en la **Figura 27d**, éste representa la eficiencia de la vegetación para proteger al suelo de la erosión hídrica, así como la posible pérdida de suelo en función de las actividades de uso de suelo que se llevan a cabo en el sitio. Los valores del Factor C para la microcuenca San Pedro, se encuentran en un rango de 0-0.36, siendo los valores más altos para el área de los terreros (0.36), las zonas donde se llevan a cabo las actividades de agricultura de riego anual y semipermanente también presentaron valores elevados (0.26); los valores “0” corresponden a cuerpos de agua, o en el caso de la presente investigación, a instalaciones de operaciones mineras que de acuerdo a su diseño y construcción no existe contribución de sedimentos.

En la **Tabla 8** se muestra el porcentaje del área para cada uso de suelo y su Factor C; como se puede observar los valores más bajos de C corresponden a masas forestales, desde vegetación secundaria hasta los diferentes tipos de matorrales presentes en el sitio, las cuales a pesar de ser vegetación de clima seco proveen una eficiente protección al suelo para la erosión hídrica (Borelli, 2011), con lo cual se puede decir que cerca del 75% de la cuenca se encuentra protegida por masas forestales que impiden el desprendimiento de las partículas de suelo por acción de la lluvia. Cabe mencionar que en esta investigación no se consideraron

las actividades de sobrepastoreo, debido a que no se cuenta con la información sobre esta actividad que permita estimar su efecto en la disminución de la cubierta vegetal, sin embargo, se debe reconocer que el sobrepastoreo puede influir indirectamente en la pérdida de suelo. Las áreas donde se llevan a cabo actividades de agrícolas presentan valores relativamente altos (0.21 y 0.135). La pérdida de suelo por erosión hídrica en zonas agrícolas radica, principalmente, en el sistema de labranza, que destruye la estructura del suelo, con la destrucción de la capa arable y la compactación de la capa subyacente (ICE, 1999). Este uso de suelo representa el 8% de la superficie de la cuenca, y se encuentra localizadas en el valle de la cuenca. El tipo de uso de suelo con mayor valor de C (0.36) corresponde a los terreros de Este y Oeste y representa el 9.6% del total de la microcuenca; al momento de esta investigación, estos materiales se encontraban apilados sobre las pendientes formando montones que no corresponden a la topografía natural del sitio, y no contaban protección ante la erosión hídrica o con barreras que impidieran su transporte al cauce principal, por lo cual se asumió que un evento de lluvia era capaz de transportar fácilmente el material al cauce principal; aunque es importante señalar que la granulometría de los terreros, que va desde el tamaño de arcillas hasta fragmentos de roca de varias decenas de centímetros, juega un papel importante en el transporte hídrico. Así, las fracciones del tamaño de arcillas serán menos susceptibles a ser erosionadas debido la fuerza de cohesión que existe entre las partículas; las fracciones gruesas, como arenas, también presentan resistencia, ya que a pesar de que son fácilmente arrastradas, su transporte hídrico es generalmente lento en presencia de un flujo de alta energía; por otra parte las fracciones con textura media serán más susceptibles a ser erosionadas, debido a que no presenta las fuerzas de cohesión que las partículas finas y a su peso reducido (Wordofa, 2011). Es importante tener en cuenta que estas condiciones dependerán en gran medida de las características del terrero.

Tabla 8. Valores del Factor C y porcentaje de la superficie en función de los diferentes usos de suelo y vegetación de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

Uso de Suelo	Factor C	San Pedro	Cuesta de Campa		Tinajillas
			Área (%)		
Matorral Crasicaule	0.0265	3.80	26.10	24.70	
Matorral Desértico	0.0265	7.30	-	-	
Micrófilo					
Matorral Desértico	0.0265	49.30	30.70	-	
Rosetófilo					
Pastizal Inducido	0.1000	-	4.60	-	
Agricultura de Riego Anual y Semipermanente	0.21	5.00	5.70	-	
Agricultura de Temporal Anual	0.135	3.20	11.02	39.50	
Vegetación Secundaria	0.055	17.80	12.07	35.60	
Mina	0.36	7.70	-	-	
Tajo y Patio de Lixiviación	0	5.90	9.60*	-	

*Superficie correspondiente al Patio de Lixiviación.

En la **Figura 28** se presentan los 4 factores de RUSLE para la microcuenca Cuesta de Campa. En la **Figura 28a** se presenta la variación de los valores del Factor LS, los cuales se encontraron en un rango entre 0-9.5, los valores de cero se presentan en el valle de la microcuenca donde las pendientes son nulas y los valores más elevados en la parte Noreste, donde se encuentran las pendientes más pronunciadas de la microcuenca.

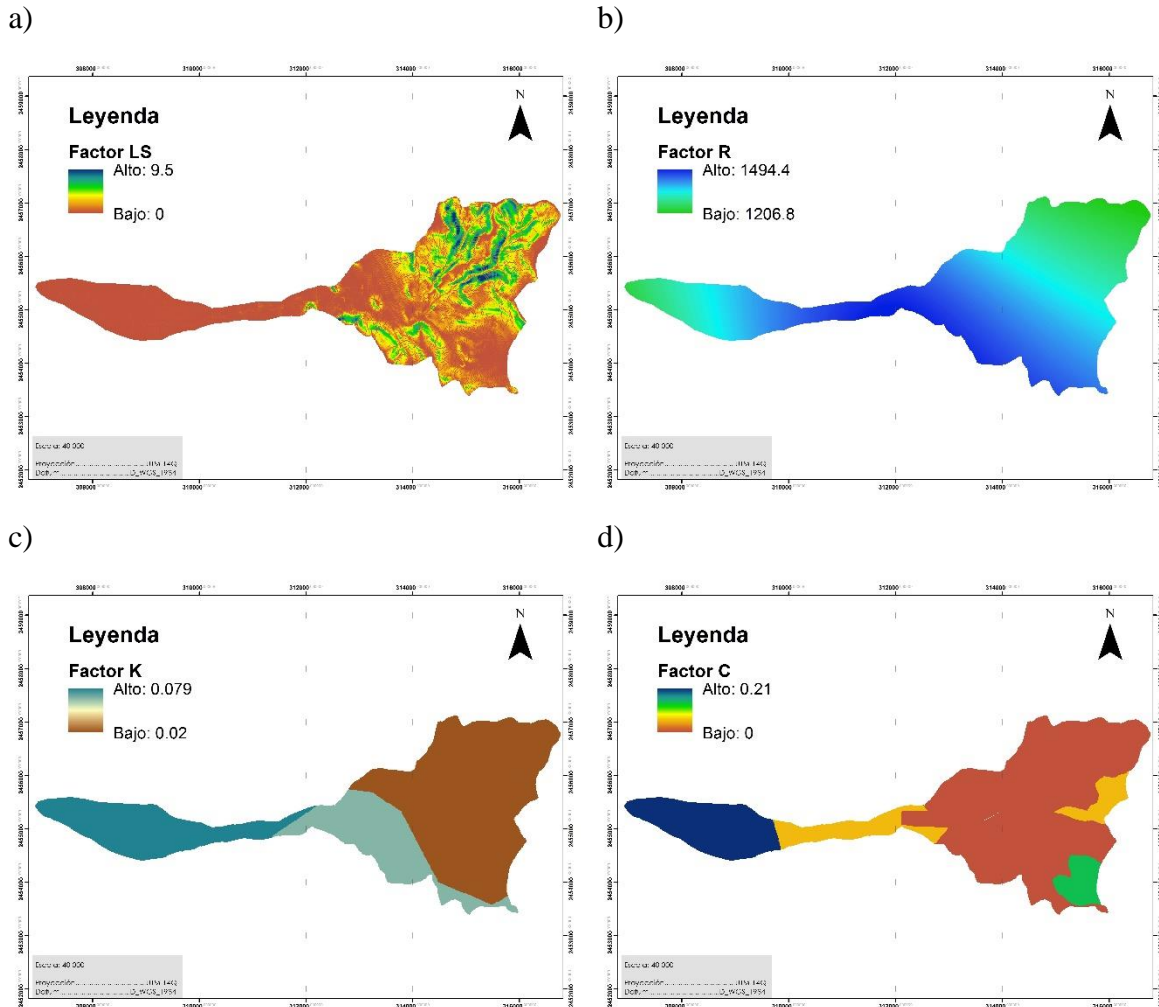


Figura 28. Variación de los cuatro factores de la ecuación RUSLE para la microcuenca Cuesta de Campa: a) Factor LS; b) Factor R; c) Factor K; d) Factor C.

En la **Figura 28b** se presenta la variación espacial de los valores del Factor R cuyos valores se encuentran en un rango de 1206.82-1494.48 $\text{MJ ha}^{-1} \text{mm}^{-1} \text{h}^{-1}$, los cuales son similares a los valores encontrados en la microcuenca San Pedro. Los valores más bajos se encuentran en la parte Este y Oeste de la microcuenca y aumentan conforme se acercan al centro de ésta.

En la **Figura 28c** se presenta la variación espacial del Factor K, donde se observan los tres diferentes valores para los tipos de suelo presentes en la microcuenca Cuesta de Campa, en la parte Noreste donde se encuentran las pendientes más elevadas, predomina el suelo de tipo litosol ($K=0.02$), presentando baja susceptibilidad de erosión según la tabla propuesta por la FAO (1980), en la parte central de la cuenca se presenta el suelo de tipo de Planosol mólico

($K=0.04$) con moderada susceptibilidad de erosión, situado casi en la planicie de la microcuenca, al Este de la microcuenca (valle) se sitúan los suelos de tipo Xerosol háplico ($K=0.079$) siendo los más susceptibles a ser erosionados en función del valor obtenido de la tabla de la FAO (1980).

En la **Figura 28d** se presenta la distribución espacial de los valores del Factor C para la microcuenca Cuesta de Campa, en el cual se pueden observar valores desde 0 hasta 0.36. En la **Tabla 8** se presentan los diferentes usos de suelo en el área y el Factor C asociado. El valor más elevado del Factor C, corresponde al área para agricultura de riego anual y semipermanente, abarcando un 5.70% de los 12.45 km² del total de la cuenca y cerca de un 74% de la cuenca se encuentra cubierto por los diferentes tipos de vegetación presentes en el área. Del mismo modo que en la microcuenca San Pedro, no se cuenta con información sobre el sobrepastoreo, por lo cual no se incluyó en la investigación.

En la **Figura 29** se presentan los Factores LS, R, K y C para la microcuenca Tinajillas. En la **Figura 29a** se observa la variación espacial del Factor LS, sus valores son más bajos en comparación con los valores encontrados para las microcuencas San Pedro y Cuesta de Campa, variando de 0 a 7.75, donde los mayores valores que se presentan en la parte Este y centro de la cuenca, las cuales corresponden a las mayores elevaciones en la topografía del terreno.

En la **Figura 29b**, se encuentra el Factor R, sus valores se encuentran entre los 1181.61 y 1510.06 MJ ha⁻¹ mm⁻¹ h⁻¹, y concuerdan con los valores obtenidos por Loredo et al., (2007). Los valores son más bajos en el valle y aumentan conforme se aproximan al Este de la microcuenca.

En la **Figura 29c**, se observa el Factor K, a diferencia de las otras dos microcuencas, en Tinajillas solo se presentan suelos de tipo Litosol, los cuales presentan una susceptibilidad de erosión baja, con un valor de $K=0.02$.

En la **Figura 29d** se encuentra el Factor C, en el cual se presentan tres tipos de uso de suelo, los cuales se enlistan en la **Tabla 8**. Acorde a los valores anteriores, el uso de suelo con los valores de C más altos fue la agricultura de temporal anual con una cobertura de 39.50%;

mientras que el 60.30% de la microcuenca se encuentra cubierto por vegetación de tipo matorral crasicaule y vegetación secundaria.

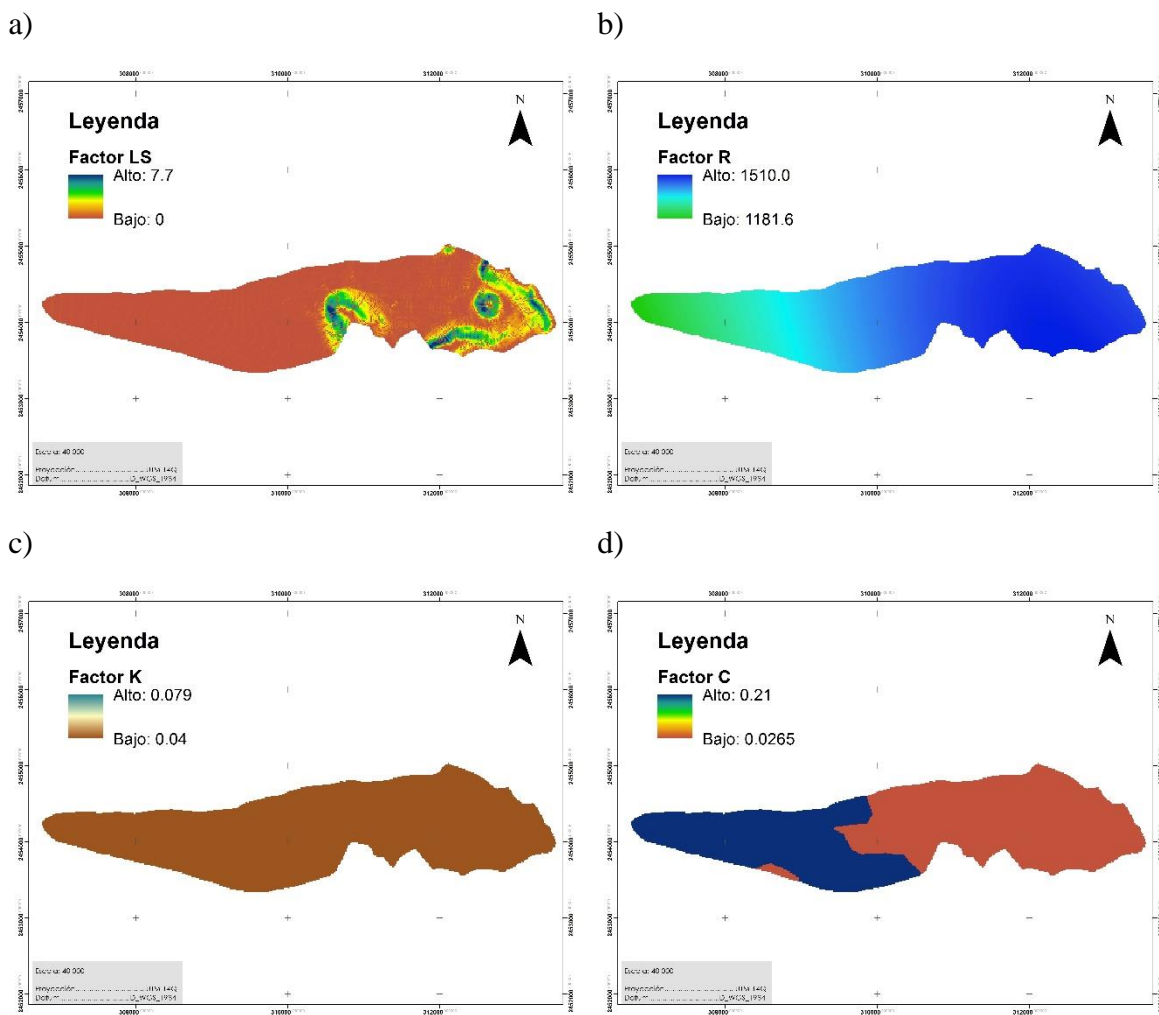


Figura 29. Variación de los cuatro factores de la ecuación RUSLE para la microcuenca Tinajillas: a) Factor LS; b) Factor R; c) Factor K; d) Factor C.

A partir de los factores presentados anteriormente, se realizó el cálculo del mapa de erosión potencial para cada microcuenca, aplicando la **Ecuación 1**. En la **Figura 30** se presenta el mapa de erosión potencial de suelo integrado con los resultados obtenidos para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas, representándose los grados de erosión según la clasificación propuesta por Demirci y Karaburun (2012).

El rango de erosión para las tres microcuencas se encuentra en un rango de 0-81.80 t ha⁻¹ año⁻¹, presentándose los valores más elevados en la microcuenca San Pedro. Los valores severos de erosión (> 10 t ha⁻¹ año⁻¹) se representan con color naranja y rojo, resaltando el área de los Terreros Este y Oeste de la operación minera en la microcuenca San Pedro, así como en las llanuras más altas de la microcuenca Tinajillas y Cuesta de Campa. Estos valores de erosión severa se deben principalmente al Factor K, ya que en estos sitios, éste presenta el valor más alto (0.079). Los valores de erosión altos (6-10 t ha⁻¹ año⁻¹) se presentan en las partes más altas de las microcuencas, donde la longitud e inclinación de la pendiente son las más elevadas favoreciendo el deslave de material. Los valores intermedios se presentan de color amarillo (4-5 t ha⁻¹ año⁻¹) se presentan en las partes medias, donde la pendiente es relativamente menor. Los valores más bajos (0-3 t ha⁻¹ año⁻¹) representados en color verde, se presentan en el tajo y en el patio de lixiviación de la empresa minera en operación. Esto se debe a que los productos de erosión que se pudiera producir en estas áreas no son descargados a los escurrimientos, ya que no tienen descargas. Valores bajos también se presentan en las partes en el valle de la cuenca, donde la pendiente es prácticamente nula.

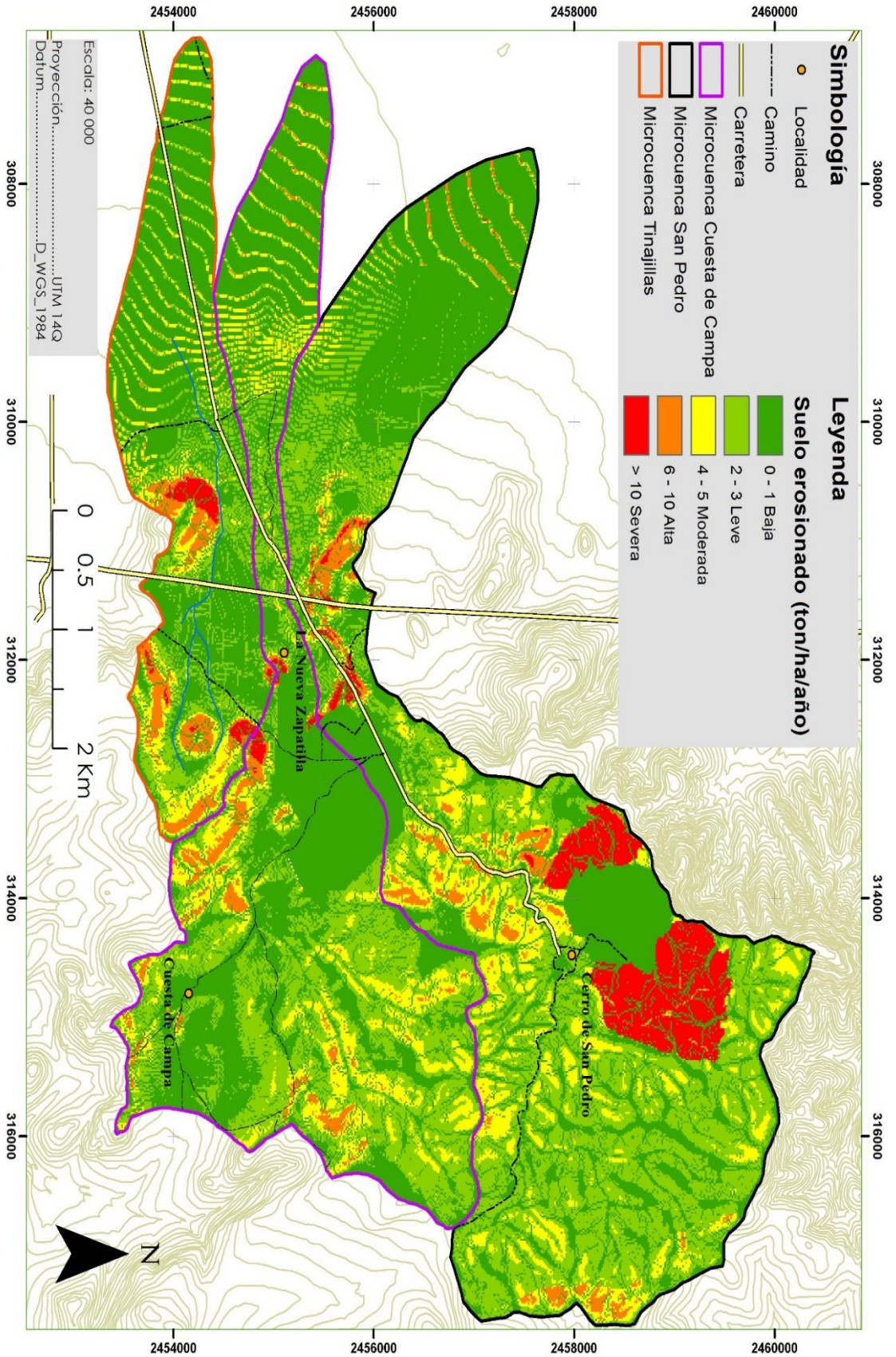


Figura 30. Mapa de pérdida potencial de suelo obtenido a partir del modelo RUSLE para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

En la **Tabla 9** se presenta la clasificación de los tipos de erosión (Demirci y Karaburun, 2012) y la superficie que representan en las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas. En la microcuenca San Pedro, más del 80% de superficie experimenta una erosión baja y leve, que varía entre 0 y 3 t ha⁻¹ año⁻¹; cerca del 6% de la cuenca experimenta una erosión moderada, el 1.9% de la cuenca presenta una erosión alta, mientras que el 6.70 % de la microcuenca presenta una erosión severa. A pesar de que estos dos últimos porcentajes son bajos, la mayor pérdida de suelo por erosión hídrica se presenta en las zonas donde se ubican algunas de las potenciales fuentes de EPT, contribuyendo a la posible dispersión de arsénico y plomo.

Tabla 9. Clasificación de los diferentes tipos de erosión que experimentan las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

Tipo de erosión	Tasa de erosión (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Microcuenca					
		San Pedro		Cuesta de Campa		Tinajillas	
		Área* (km ²)	%	Área** (km ²)	%	Área*** (km ²)	%
Bajo	0 – 1	11.70	62.50	8.90	70.90	4.58	74.30
Leve	2 – 3	4.40	23.60	2.80	21.90	0.82	13.30
Moderado	4 – 5	1.00	5.30	0.70	5.30	0.37	6.00
Alto	6 – 10	0.30	1.90	0.20	1.50	0.28	4.60
Severo	>10	1.30	6.70	0.05	0.40	0.10	1.80

*Superficie de la cuenca: 18.70 km²; **Superficie de la cuenca: 12.60 km²; *** Superficie de la cuenca: 6.20 km²

La proporción de los distintos rangos de erosión para la microcuenca Cuesta de Campa se puede observar en la **Tabla 9**. El nivel de potencial erosión de suelo para esta microcuenca se encuentra en 0-25 t ha⁻¹ año⁻¹. Las áreas con una potencial erosión severa, representan el 0.40% del área total de la microcuenca; con erosiones altas ocupan el 1.50% de la superficie; que es menor en comparación a las zonas con erosión moderada que ocupan el 5.30%, mientras que las áreas que presentan erosión leve y baja representan casi el 93% del total de

la cuenca, siendo así que casi toda la superficie de la microcuenca Cuesta de Campa presenta una potencial erosión baja.

Para la microcuenca Tinajillas, la clasificación de los tipos de erosión se presenta también en la **Tabla 9**. La potencial erosión se encuentra en 0-32.60 t ha⁻¹ año⁻¹, la erosión severa y alta ocupan solamente el 1.80 y 4.60% de la superficie, respectivamente; la erosión moderada ocupa un 6% de la superficie de la microcuenca, y las erosiones leve y baja ocupan la mayor parte de la microcuenca con un 87.60%.

En la **Figura 31** se muestra una comparación gráfica entre los diferentes porcentajes de superficie que representan de cada microcuenca los grados de potencial erosión de suelo, en la que se puede apreciar que las tres microcuencas coinciden en que el nivel bajo de potencial erosión es el predominante, seguido de los niveles leve, moderado y alto, en el mismo orden, excepto en la microcuenca San Pedro, en la que el nivel severo predomina sobre los niveles moderado y alto, lo cual se debe a las actividades mineras que se han desarrollado en esta microcuenca a diferencia de las otras dos.

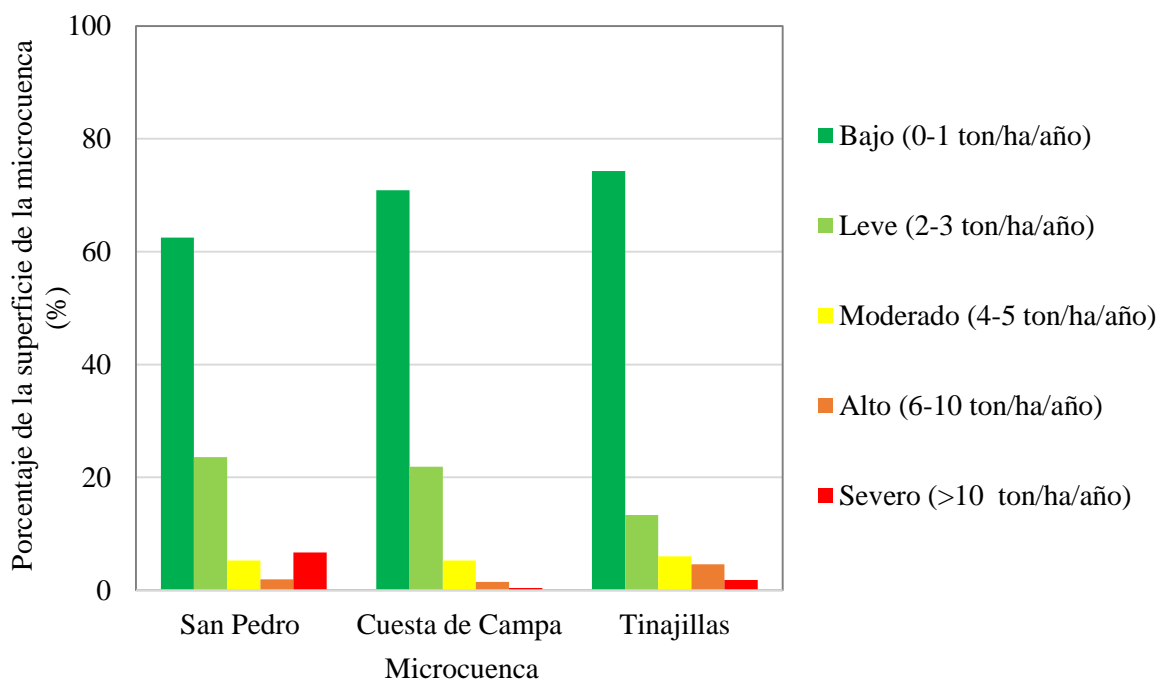


Figura 31. Representación de los porcentajes de los diferentes tipos de erosión en las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

De acuerdo a lo anterior, se puede decir que las tres microcuencas experimentan la erosión de manera similar, la mayor parte de sus superficies experimentan baja erosión ($0-1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); los factores determinantes para los resultados de pérdida de suelo fueron el Factor C y LS; debido a que el grado de erosión y su distribución espacial se comporta de manera que, en zonas cubiertas por masas forestales (matorral desértico micrófilo, rosetófilo, matorral crasicaule) se presenta una elevada protección ante la erosión hídrica, disminuyendo los valores de pérdida de suelo entre los rangos de leve y bajo; las zonas con pastizales presentan una protección similar a los matorrales pero en menor grado y los sitios que presentan suelo desnudo o escasa vegetación presentaron los valores más altos de erosión, generalmente entre los valores de pérdida mayores a $6 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Con respecto al Factor LS, se aprecia una clara relación entre éste y la tasa de pérdida de suelo; ya que en las partes más cercanas al parteaguas de las microcuencas, donde la pendiente es más inclinada, los valores de potencial pérdida de suelo son mayores a $6 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que en las zonas donde la pendiente y la inclinación de los cerros es moderada, se encontraron valores intermedios de pérdida de suelo entre los $4 \text{ y } 5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y en las zonas donde la pendiente es muy baja o nula, los valores de se encontraron entre los $0 \text{ y } 3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. El Factor K y R no afectaron de manera relevante el resultado de pérdida de suelo para zonas en específico, debido a que sus valores no presentan una variación significativa en la superficie de las microcuencas.

En un estudio realizado por Tamás y Kovacs (2003) se aplicó la ecuación USLE para obtener la tasa de erosión de un residuo minero localizado al Norte de Hungría; el residuo se encontraba conformado principalmente por fragmentos de roca y casi en su totalidad cubierto por vegetación a excepción de las pendientes; la pérdida de suelo anual calculada fue de $62.81 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Otro estudio realizado por Min-Kim *et al.*, (2012) en un área minera abandonada de 165 km^2 de extensión, utilizó la herramienta ArcMine, que utiliza la ecuación USLE y RUSLE para la obtención del total de suelo erosionado, obteniendo valores de 21.07 a $34.17 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

De acuerdo a lo anterior, los valores de la cantidad total de suelo erosionado estimados en esta investigación son bajos en comparación con los obtenidos en otros sitios mineros y con el rango reportado por Chalov *et al.*, (2015) en un sitio minero al norte de Rusia, que va de

20-55 t ha⁻¹ año⁻¹. No obstante, Pietron *et al.*, (2017), realizó una investigación en Zaamar Golfield, Mongolia, el cual es uno de los sitios mineros más grandes ubicados en la cuenca del Río Tuul; donde se encontró que la pérdida de suelo puede llegar a ser hasta dos órdenes de magnitud mayor que en un sitio natural. Un resultado similar pudo observarse en el área de estudio, ya que en las áreas donde se llevaron a cabo actividades mineras, las tasas de pérdida de suelo fueron de dos hasta cuatro veces mayores que el promedio de pérdida de suelo en áreas no impactadas por esta actividad.

Por otra parte, el 37.5%, 29.1% y 25.7% de las superficie de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas, respectivamente, presentan pérdidas de suelo de leve a severa, situándose por encima de los valores reportados para sitios donde la erosión no se ha visto acelerada por actividades humanas (0.1 a 1 t ha⁻¹ año⁻¹) (Plan Bleu, 2003).

El espesor promedio de suelo perdido que representan las pérdidas de suelo calculadas, corresponden a aproximadamente 1 mm año⁻¹, considerando la densidad aparente del suelo para el área de estudio de 1.21 Mg m⁻³ (Barbosa, 2017), si bien, este resultado es bajo, es importante remarcar que en zonas áridas los nutrientes del suelo se encuentran concentrados en los primeros milímetros, con lo cual la pérdida continua de este suelo podría significar un impacto significativo a largo plazo (Greene y Tongway, 1989).

IV.1.1.2 Determinación del Coeficiente de Entrega de Sedimentos (CES)

Con la finalidad de obtener la fracción de sedimentos que alcanza a llegar a la descarga de los principales tributarios del cauce principal, se delimitaron Unidades de Respuesta Hidrológica (URH) en las microcuencas San Pedro y Cuesta de Campa, mientras que la microcuenca Tinajillas se analizó como una única URH (**Figura 32**).

En la **Tabla 10**, se presenta el CES para las URH de cada microcuenca y su superficie correspondiente. Los valores del CES representan la fracción (expresada en porcentaje) del total de sedimento que se produciría en la URH como consecuencia de la potencial erosión del suelo (obtenido a partir del modelo RUSLE), que alcanzaría a llegar al desfogue de las URH. Los valores del CES de las URH se encontraron en un rango de 24.4-64.1%. En general, se observa la influencia de la superficie de la cuenca sobre los valores de CES, presentándose una relación negativa entre ambos valores, es decir cuando aumenta la superficie de las URH, el valor del CES disminuye. Esto se puede apreciar con mayor claridad en la **Figura 33**, en la que se presenta la variación de los CES de las URH de las microcuencas San Pedro y Cuesta de Campa en función de la superficie. Esta relación inversa cobra sentido al considerar que los sedimentos descargados por una cuenca representan una fracción del total que fueron producidos en la misma cuenca, ya que algunos se depositan en el trayecto, por lo que a mayor superficie, mayor cantidad de sitios de deposición o áreas de sedimentación estarán presentes en el trayecto de los sedimentos. Lo contrario ocurre en superficies menores, donde la distancia de la fuente de sedimento a la salida de la cuenca es menor, reduciendo la cantidad de sitios de depósito de sedimentos.

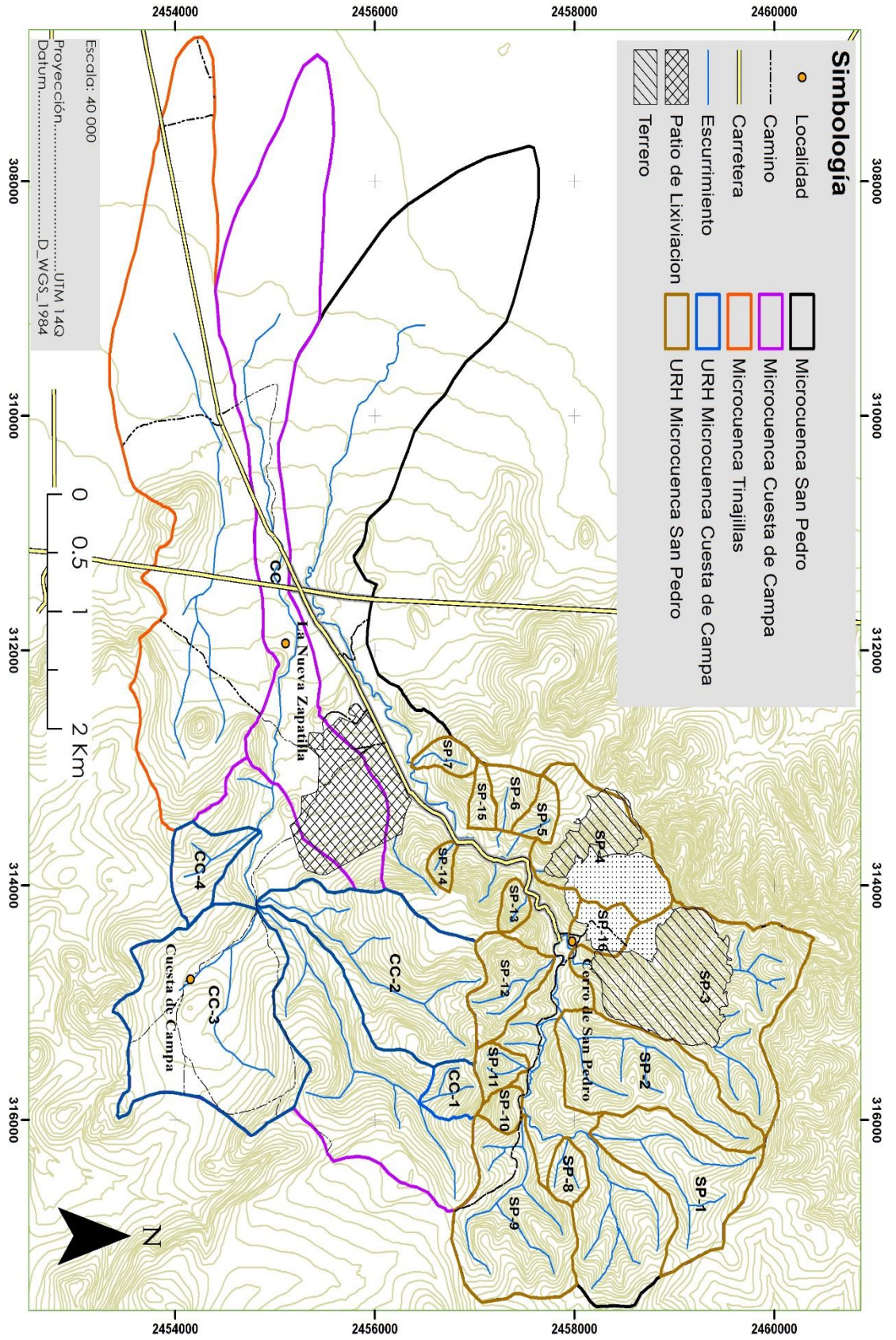


Figura 32. Delimitación de las unidades de respuesta hidrológica (URH) para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

Tabla 10. Valores del área de las unidades de respuesta hidrológica (URH) y sus respectivos coeficientes de entrega de sedimentos (CES) para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

Microcuenca	URH	Área (km²)	CES (%)
San Pedro	SP1	1.10	37.92
	SP2	1.25	37.21
	SP3	2.34	33.34
	SP4	1.07	38.71
	SP5	0.14	56.67
	SP6	0.20	52.63
	SP7	0.13	56.63
	SP8	0.16	54.85
	SP9	1.35	36.36
	SP10	0.12	59.49
	SP11	0.16	54.92
	SP12	0.46	44.97
	SP13	0.10	61.42
	SP14	0.08	64.13
	SP15	0.08	60.84
	SP16	0.22	50.93
	SP (Microcuenca San Pedro)	14.15	24.49
Cuesta de Campa	CC1	0.23	52.85
	CC2	1.83	38.21
	CC3	2.53	33.67
	CC4	0.40	47.07
	CC (Microcuenca Cuesta de Campa)	4.38	29.00
Tinajillas	T (Microcuenca Tinajillas)	6.20	27.53

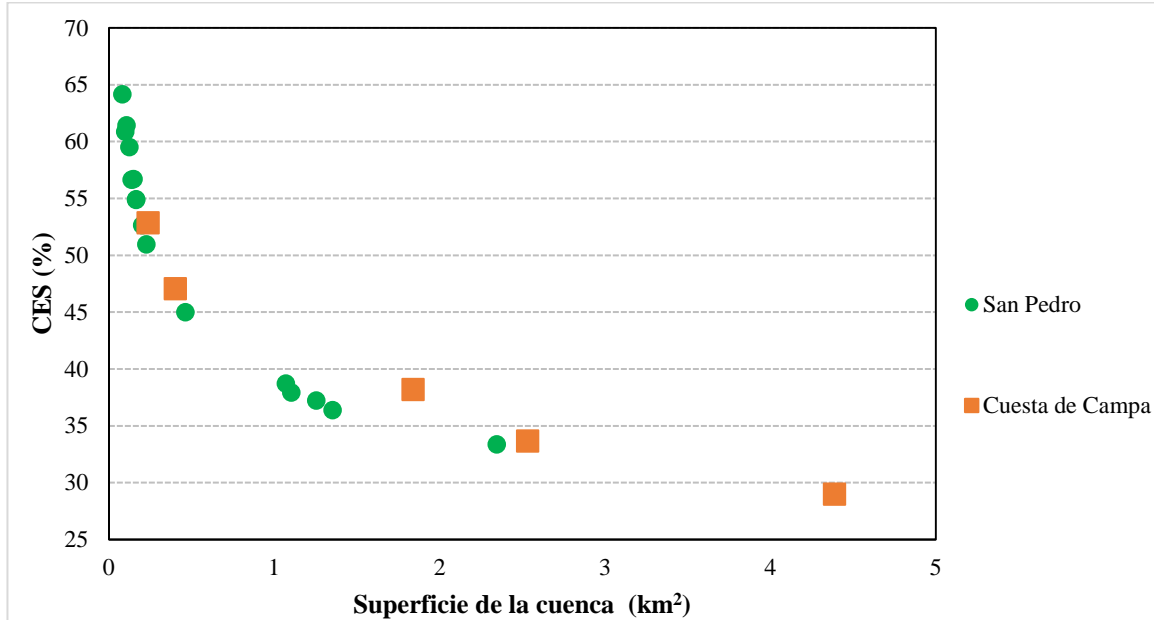


Figura 33. Relación entre los valores del coeficiente de entrega de sedimentos (CES) y la superficie de las microcuencas San Pedro y Cuesta de Campa

IV.1.1.3 Determinación de la carga de sedimentos (SY)

A partir de la ecuación propuesta por Glymp (1954) se calculó la carga de sedimentos (SY), utilizando las URH delimitadas, así como el mapa de pérdida de suelo (**Figura 34**).

En la microcuenca San Pedro (**Tabla 11**) se observa que se presenta un mayor carga de sedimentos por parte de las URH SP-3 y SP-4 con un promedio de 1045.7 y 460.2 t año⁻¹ respectivamente, en las cuales se encuentra la mayor parte de los Terreros Este y Oeste producto de las actividades de minado a cielo abierto, y que se consideraron superficies equivalentes a suelo desnudo. Los valores mínimos de carga de sedimentos se encuentran en las URH SP-15 y SP-16 con 11.5 y 9.0 t año⁻¹, respectivamente. La URH SP-15 obtuvo uno de los valores más bajos debido a la interacción de los factores que componen la ecuación RUSLE, principalmente el Factor LS. Por otra parte, más del 50% de la superficie de la URH SP-16 corresponde al Tajo, el cual no aporta sedimentos al cauce, lo cual explica el valor obtenido de SY.

Los valores de SY de las URH de la microcuenca Cuesta de Campa (**Tabla 11**) son relativamente altos en comparación los valores de San Pedro, pues en la microcuenca San Pedro solo el 12.5% de sus URH sobrepasan las 100 t año⁻¹, mientras que en Cuesta de Campa más del 50% lo supera (CC-2 y CC-3), con 112.4 y 102.3 t año⁻¹ respectivamente, lo anterior, debido a que las superficies de las URH son mayores. Sin embargo, la carga total de sedimentos proveniente de la microcuenca Cuesta de Campa es seis veces menor que la carga de la microcuenca San Pedro, a pesar de que los valores promedio totales de la carga no se ven afectados por los valores extremos que se presentan en la microcuenca San Pedro (Terrerros Este y Oeste). Por otra parte, el valor más bajo corresponde a la URH CC-1 con 25.1 t año⁻¹ y una superficie de tan solo 23 ha, se encuentra ubicada en la parte más alta de la microcuenca, y que a pesar de presentar pendientes muy elevadas, la vegetación que cubre su extensión es capaz de minimizar el impacto de la erosión hídrica.

Para la microcuenca Tinajillas no se trazaron URH, debido a que la topografía del sitio impide su adecuada delimitación, además de que durante los recorridos de campo, se observaron parcelas agrícolas que atravesaban los tributarios de la microcuenca, modificándolos con respecto a las características topográficas observadas en los SIG; por lo que la resolución del modelo digital de elevación (15 m) no permitió realizar la delimitación a detalle de las URH a través de SIG. Por lo anterior, sólo se calculó el valor de potencial pérdida de suelo y SY para el total de la microcuenca, resultando de 280.8 t año⁻¹, siendo el más alto de las tres microcuencas, debido a que su superficie es la más pequeña.

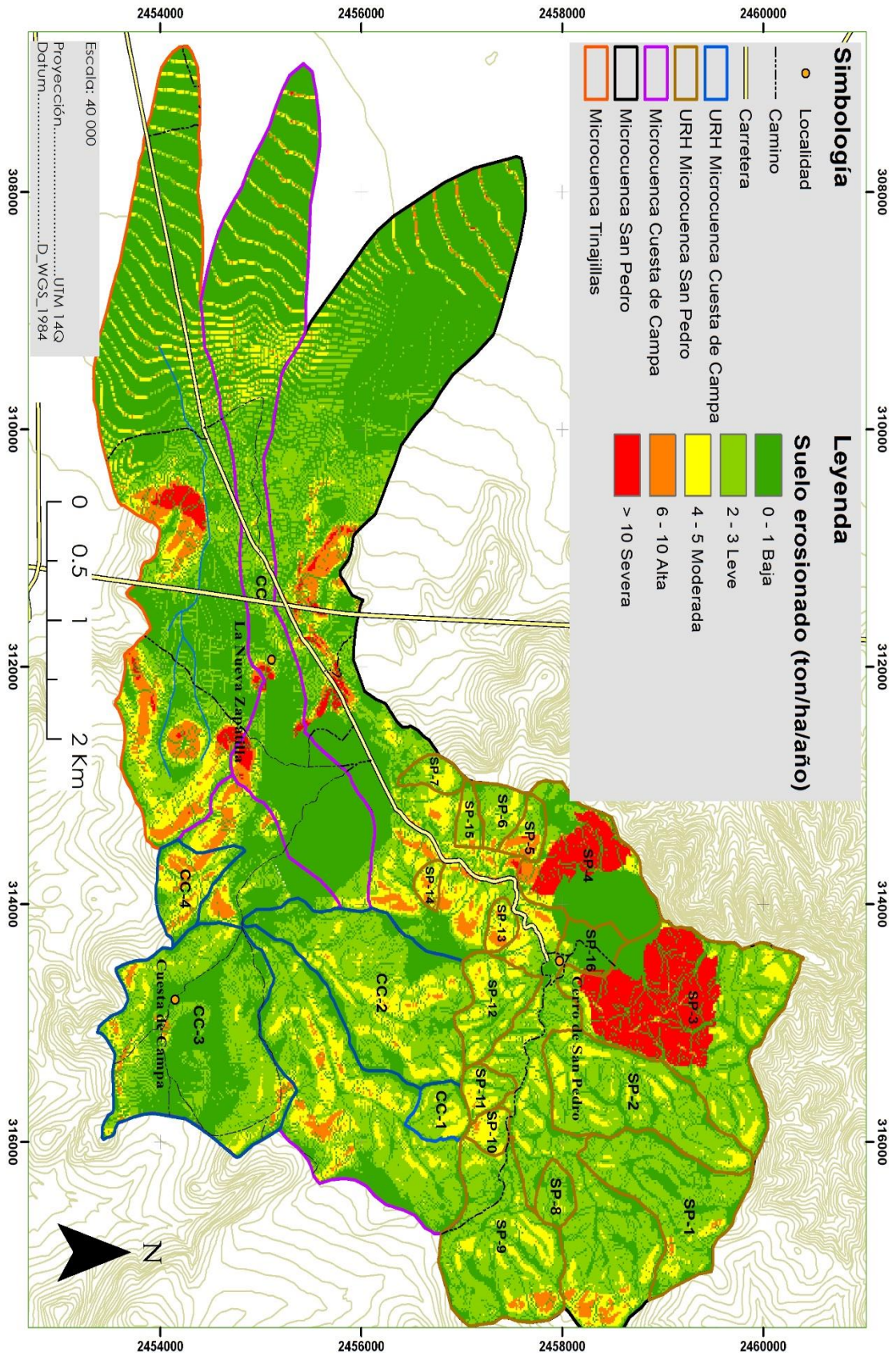


Figura 34. Unidades de respuesta hidrológica (URH) sobre los valores de pérdida de suelo obtenido a partir de la ecuación RUSLE, para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

Tabla 11. Valores de pérdida de suelo obtenidos a partir del modelo RUSLE y valores de carga de sedimentos (SY) para cada URH de la microcuenca San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

Microcuenca	URH	Pérdida de suelo (t ha⁻¹ año⁻¹)	SY (t año⁻¹)
San Pedro	SP-1	1.4	58.2
	SP-2	1.8	84.1
	SP-3	13.4	1045.7
	SP-4	11.1	460.2
	SP-5	3.1	26.1
	SP-6	1.9	20.1
	SP-7	2.1	16.1
	SP-8	1.4	12.7
	SP-9	1.8	88.6
	SP-10	2.9	21.2
	SP-11	2.3	20.9
	SP-12	2.1	43.3
	SP-13	3.5	22.6
	SP-14	3.4	18.0
	SP-15	1.9	11.5
	SP-16	0.8	9.0
	SP (Microcuenca San Pedro)	2.4	693.2
Cuesta de Campa	CC-1	2	25.1
	CC-2	1.6	112.4
	CC-3	1.2	102.3
	CC-4	2.8	52.9
		CC (Microcuenca Cuesta de Campa)	0.9
Tinajillas	T (Microcuenca Tinajillas)	1.6	280.8

IV.1.2 Caracterización fisicoquímica de los sedimentos de arroyo

En la **Tabla 12** se presentan los estadísticos descriptivos de los resultados de pH y conductividad de las muestras de sedimento. Los valores de pH se encuentran en un rango entre moderado y fuertemente alcalino y se explican principalmente por la presencia de calizas en el área de estudio. Los valores de conductividad eléctrica se encontraron en un rango de ligero a moderadamente salino (DOF, 2000). En el **ANEXO 3** se presentan los resultados de pH y conductividad para cada muestra de sedimento de arroyo.

Tabla 12. Estadísticos descriptivos de los resultados de pH y conductividad para las muestras de sedimentos de arroyo de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (N=102)

Elemento	Máximo	Mínimo	Media	Mediana	Desv. Est.
pH	9.10	7.00	8.05	8.00	0.32
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	3540.0	100.0	569.9	340.5	606.2

IV.1.2.2 Distribución espacial de las concentraciones As y Pb en los cauces principales de las microcuencas de estudio

El resumen de los estadísticos descriptivos de las concentraciones totales de As y Pb en sedimento se muestra en la **Tabla 13**. En el **ANEXO 4** se presentan los resultados de As y Pb para todas las muestras. Debido a la falta de regulación de contaminantes en sedimentos en México, se tomaron los criterios de referencia (CR) de la NOM-147-SEMARNAT-SSA1-2004 para suelos de uso residencial con valores de 400 mg kg^{-1} para Pb y 22 mg kg^{-1} para As.

Tabla 13. Estadísticos descriptivos de la concentración total de As y Pb (mg kg^{-1}), para las muestras de sedimentos de arroyo de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (N=102)

Elemento	Máximo	Mínimo	Media	Mediana	Desviación Estándar	CR	>CR
			mg kg^{-1}				
As	1025	18	202	121	183	22	99
Pb	7590	105	1431	851	15418	400	89

La concentración mínima y máxima de As fueron 18 y 1025 mg kg⁻¹, respectivamente, mientras que la concentración mínima y máxima de Pb fueron de 105 y 7590 mg kg⁻¹, respectivamente. Las concentraciones de ambos elementos presentan una correlación positiva alta y significativa (R=0.909, p<0.05). La media es mayor que la mediana para ambos elementos, por lo cual presentan una distribución asimétrica sesgada a la derecha; esto muestra la influencia de valores extremos en el conjunto de muestras.

Cerca del 89% de las muestras de sedimento presentaron concentraciones de Pb superiores al criterio de referencia establecidos por la normativa mexicana, superando hasta 18 veces dicho criterio. Por otra parte, el 99% de las muestras de sedimento presentaron concentraciones de As superiores al criterio de referencia establecido por la normativa, siendo el valor máximo encontrado hasta 46 veces mayor que éste. A partir de estos resultados es posible evidenciar el alto grado de contaminación de sedimentos que presenta el sitio.

En la **Figura 35** se observa la distribución de las concentraciones totales de As en el cauce principal de las tres microcuencas. Los resultados se clasificaron en cinco clases para facilitar la representación gráfica de la variación de las concentraciones totales. En la microcuenca San Pedro se aprecia que las concentraciones más bajas (<100 mg kg⁻¹) se encuentran en la parte Oeste, poco antes de la presa San Nicolás, y que las concentraciones se incrementan (100-400 mg kg⁻¹) en el centro de la microcuenca, justo cuando en la localidad de Cerro de San Pedro. Es importante señalar que en esta parte es donde se concentran la mayoría de las potenciales fuentes de As y Pb. En la parte baja de la microcuenca, el rango de concentración de As se mantiene e inclusive alcanza concentraciones mayores a 400 mg kg⁻¹.

En la microcuenca Cuesta de Campa, todas las muestras de sedimentos del arroyo principal presentaron concentraciones totales de arsénico menores a 400 mg kg⁻¹, encontrando las concentraciones más bajas en la parte noreste de la microcuenca, antes de la intersección del cauce principal con el tributario de segundo orden que proviene de la localidad de Cuesta de Campa, inclusive cerca del área de influencia de los residuos presentes en la comunidad de Cuesta de Campa. Después de este punto, las concentraciones de As alcanzaron el rango de 100-400 mg kg⁻¹; y aguas abajo las concentraciones disminuyen hasta un rango de 30-100 mg kg⁻¹, manteniéndose así hasta el final del cauce principal. Aunque no se alcanzaron los

valores más altos registrados en la microcuenca San Pedro ($> 400 \text{ mg kg}^{-1}$), algunas concentraciones sobrepasaron hasta 7.5 veces el criterio de referencia.

Para la microcuenca Tinajillas, todas las muestras de sedimentos del cauce principal presentaron concentraciones por debajo de 100 mg kg^{-1} , con un máximo de 86.32 mg kg^{-1} . Esta microcuenca presentó los valores más bajos de arsénico, sin embargo, ninguna muestra se encontró por debajo del criterio de referencia.

En la **Figura 36** se presentan las concentraciones totales de As en sedimentos de arroyo de las muestras obtenidas de los tributarios de segundo orden, así como en las muestras que se recolectaron en tributarios con influencia de residuos. En la microcuenca San Pedro, más del 90% de las muestras presentaron concentraciones de As superiores a 100 mg kg^{-1} , siendo en la parte central donde se registraron las concentraciones más elevadas, alcanzando hasta 1025 mg kg^{-1} .

En la microcuenca Cuesta de Campa las concentraciones de As se encontraron en un rango de $30\text{-}400 \text{ mg kg}^{-1}$, las cuales disminuyen en los tributarios que se encuentran aguas abajo, con una concentración mínima de 46.2 mg kg^{-1} .

Para la microcuenca Tinajillas se presentan tres muestras, y se encuentran en un rango de $18.3\text{-}50 \text{ mg kg}^{-1}$, de las cuales solo una se ubicó por debajo del criterio de referencia.

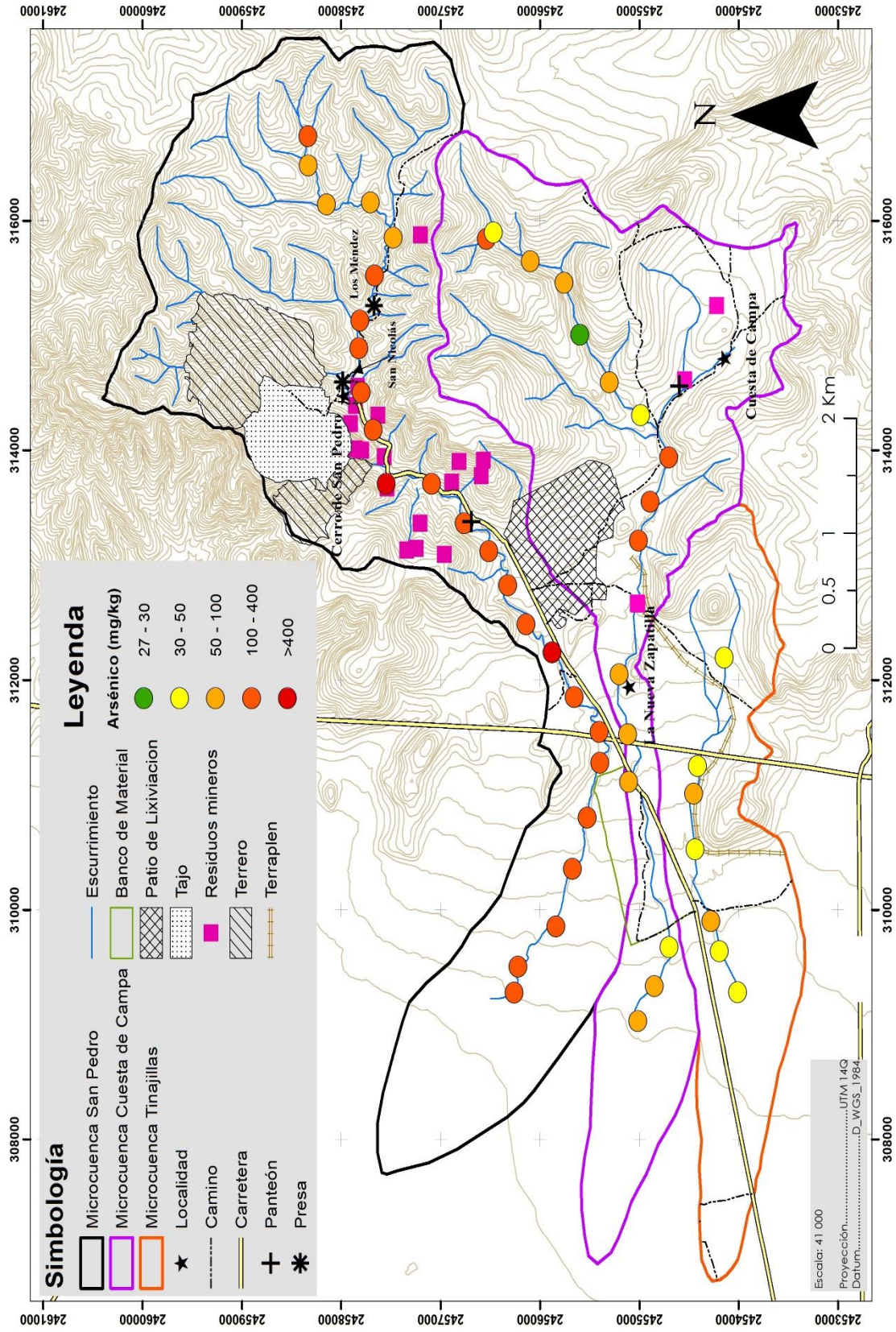


Figura 35. Distribución espacial de las concentraciones de As en sedimentos sobre los cauces principales de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

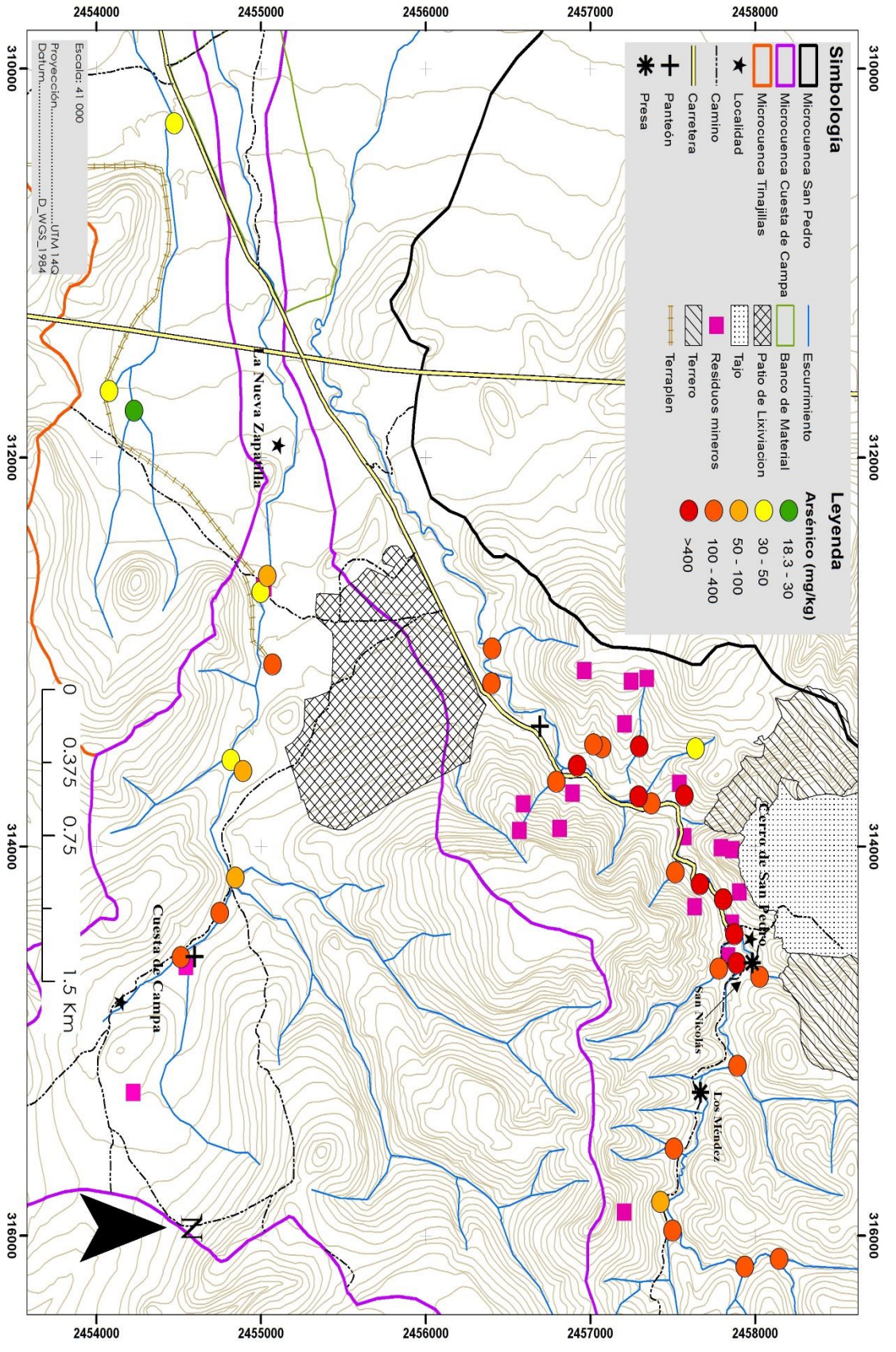


Figura 36. Distribución espacial de las concentraciones de As en sedimentos de arroyo sobre los tributarios de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

En la **Figura 37** se presentan la distribución de las concentraciones totales de Pb en sedimentos de arroyo de los cauces principales de las tres microcuencas de estudio. En general, se puede apreciar que la distribución espacial de concentraciones de Pb presenta la misma tendencia que los valores de arsénico. Las concentraciones de Pb se clasificaron en cinco grupos, el primer grupo engloba las concentraciones que se encuentran por debajo del criterio de referencia utilizado (400 mg kg^{-1}), y los demás grupos se establecieron con la intención de facilitar la representación gráfica de la variación de las concentraciones de Pb.

En la parte Este de la microcuenca San Pedro, aguas arriba de la presa Los Méndez, se situaron las concentraciones más bajas, variando entre 282 y 800 mg kg^{-1} , de las cuales solo una muestra no superó el criterio de referencia. Aguas debajo de la presa Los Méndez, las concentraciones se mantienen por arriba de 1000 mg kg^{-1} hasta el final del cauce principal. Es importante resaltar que en la microcuenca San Pedro se encontraron las concentraciones de Pb más altas de las tres microcuencas ($>1000 \text{ mg kg}^{-1}$).

En la parte noreste de la microcuenca Cuesta de Campa, antes de la confluencia con el tributario proveniente de localidad de Cuesta de Campa, se encontraron las concentraciones de Pb más bajas, inclusive por debajo del criterio de referencia, situándose en un rango de 282 - 800 mg kg^{-1} . A partir esta confluencia y hasta la localidad La Nueva Zapatilla, las concentraciones se incrementan hasta alcanzar 1000 mg kg^{-1} , y posteriormente las concentraciones disminuyen a un rango de 400 - 600 mg kg^{-1} hacia el final del cauce.

En la microcuenca Tinajillas se encontraron las concentraciones más bajas de Pb, con más del 50% de las muestras del cauce principal con concentraciones menores al criterio de referencia y una concentración máxima de 600 mg kg^{-1} .

En la **Figura 38** se presenta la distribución de las concentraciones de Pb en las muestras obtenidas en tributarios de segundo orden y en tributarios con influencia de residuos. En la microcuenca San Pedro la mayoría de las concentraciones más bajas se encontraron en la parte Este, mientras que las concentraciones más elevadas se situaron poco antes de la localidad de Cerro de San Pedro, y se mantuvieron elevadas aguas abajo hasta el último punto de muestreo. Solo una muestra se encontró por debajo del criterio de referencia con concentración de Pb de 105.3 mg kg^{-1} .

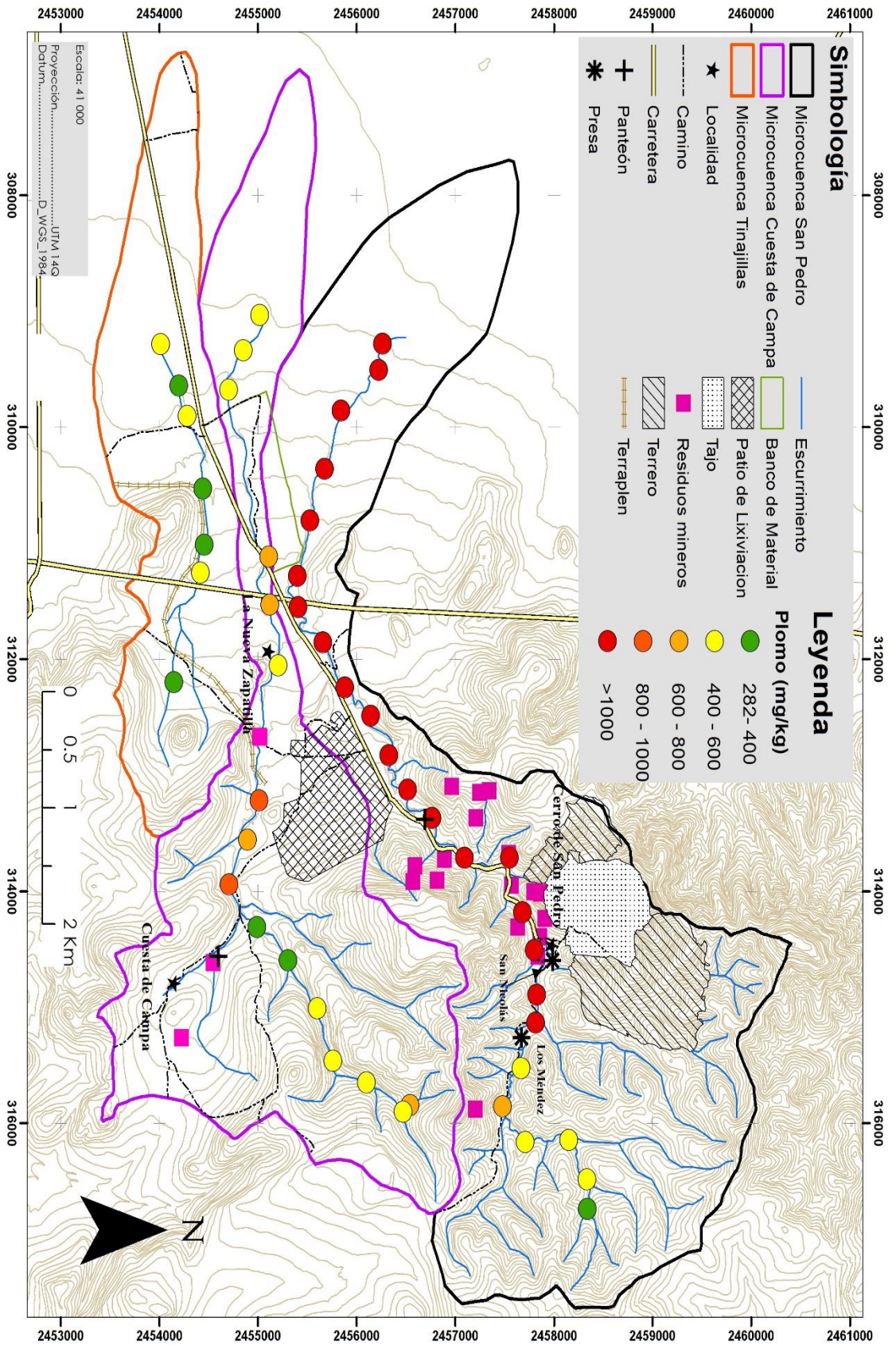


Figura 37. Distribución espacial de las concentraciones de plomo en sedimentos sobre los cauces principales de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

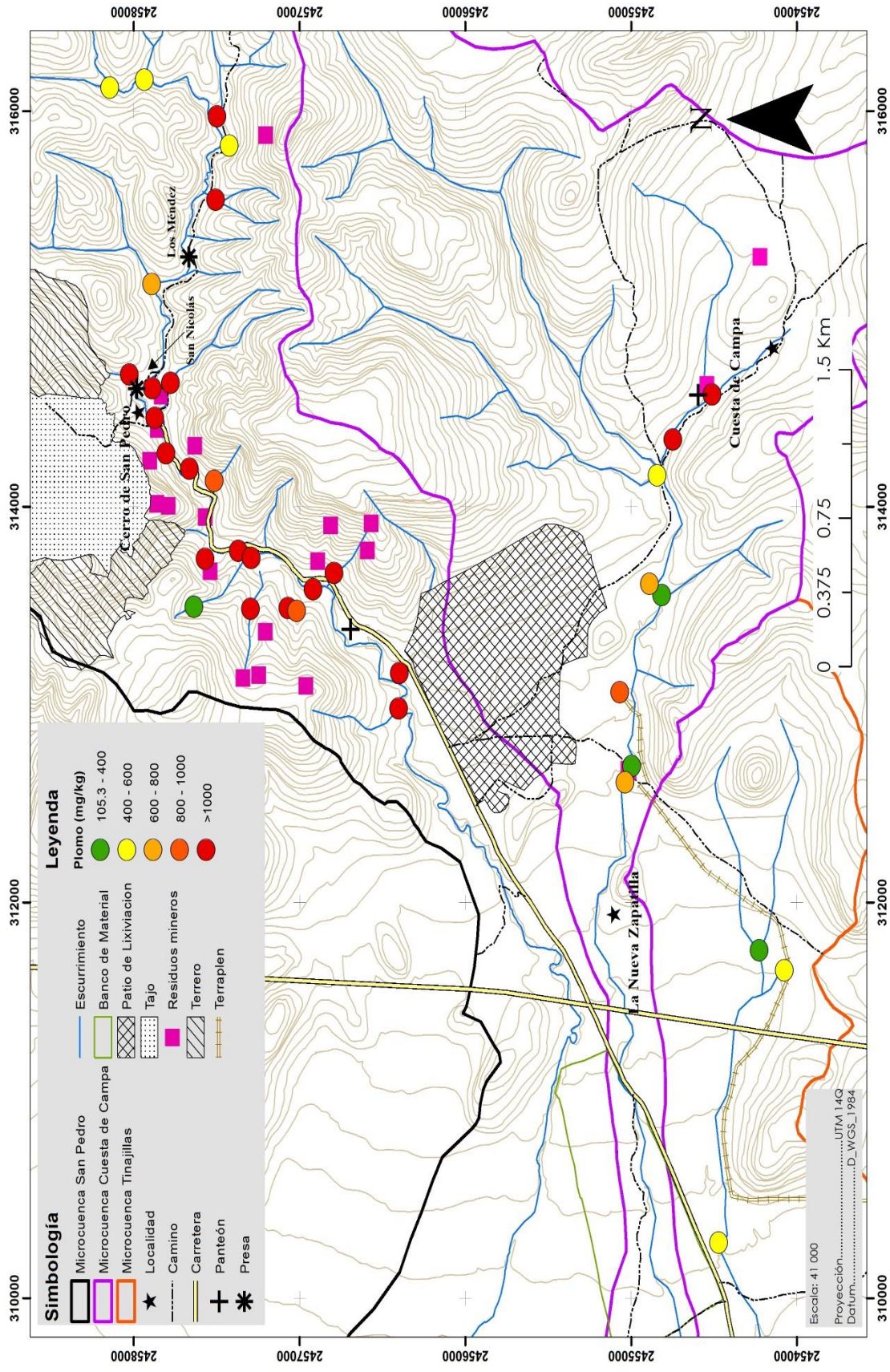


Figura 38. Distribución espacial de las concentraciones de plomo en sedimentos sobre los tributarios de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

En la microcuenca Cuesta de Campa, se encontró solo una concentración superior a 1000 mg kg^{-1} en el tributario proveniente de la localidad Cuesta de Campa, en tanto que los tributarios situados aguas abajo, las concentraciones fueron menores de 800 mg kg^{-1} . Dos de las ocho muestras de sedimento recolectadas en tributarios se situaron por debajo del criterio de referencia (400 mg kg^{-1}).

En la microcuenca Tinajillas se obtuvieron tres muestras de tributarios, de las cuales solo una se ubicó por debajo de los 400 mg kg^{-1} de Pb que señala la normativa. Todas las concentraciones de Pb de estas muestras se encontraron por debajo de los 600 mg kg^{-1} .

Las concentraciones de EPT (As y Pb) en los sedimentos de las microcuencas de estudio son elevadas en comparación con estudios realizados en sitios afectados por la dispersión de residuos mineros. Romero-Guadarrama (2011) realizó un estudio geoquímico de sedimentos de la cuenca del Distrito minero El Triunfo, localizado a 45 km al sureste de la ciudad de La Paz, B.C.S. Este sitio ha sido considerado uno de los centros de mayor explotación minera en la región. El yacimiento presenta mineralización de Au, Ag, Pb, Zn, Cu y As; y en el área se encuentra la presencia de residuos, tales como cenizas, escorias de fundición y presas de jales. Su estudio, reporta valores de As en un rango de $3\text{-}412 \text{ mg kg}^{-1}$ y de Pb entre $11\text{-}1230 \text{ mg kg}^{-1}$. Por otra parte, en un estudio realizado en la zona minera de Santa Bárbara, Chihuahua (Gutiérrez-Ruiz *et al.*, 2007), se determinaron las concentraciones totales de sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos, encontrando concentraciones de $232\text{-}1273 \text{ mg kg}^{-1}$ de As y $1505\text{-}7121 \text{ mg kg}^{-1}$ de Pb. Estas concentraciones, se señalan como altas, superando los valores de fondo reportados. Por otra parte, Castro-Larragoitia *et al.*, (2013), evaluó la dispersión de metales pesados y As en el distrito minero Concepción del Oro en Zacatecas, el área presenta mineralogía skarn, asociado a Fe_3O_4 , Fe_2O_3 , CuFeS_2 , Au-FeS_2 en abundancia, silicatos cálcicos, CaCO_3 y SiO_2 , así como presencia de venas de Pb-Ag. Los valores reportados de las concentraciones totales de As y Pb se encontraron por debajo de los 500 mg kg^{-1} .

Por otra parte, las concentraciones totales de As y Pb reportadas en esta investigación, se encuentran en algunos casos por debajo de las reportadas por Razo *et al.*, (2004) en el distrito minero de Villa de la Paz-Matehuala en San Luis Potosí. El yacimiento mineral de tipo skarn Pb-Zn-Ag (Cu.Au), presenta dos tipos de mineralización, Pb-Zn-Ag y Cu-Au (Zn) y su

mineralogía está constituida principalmente por PbS, ZnS, FeAsS, FeS₂ y sulfosales de Cu-Sb. Las concentraciones de Pb en sedimentos de arroyos intermitentes se encontraron en un rango de 50-2160 mg kg⁻¹ y las concentraciones de As entre 29-28,600 mg kg⁻¹.

Las altas concentraciones de As y Pb distribuidas en los cauces principales, confirman el transporte hídrico de ambos EPT en dirección Este-Oeste. En las **Figuras 35 a 38**, se observa que las concentraciones de ambos elementos son influenciadas por la presencia de residuos históricos. Sin embargo, las zonas sin aparente influencia de residuos también presentaron concentraciones por encima del criterio de referencia (400 mg kg⁻¹). Además, Kabata-Pendias (2011), reporta un rango de concentraciones de As y Pb para suelos no impactados en rangos de 1.8-2.5 mg kg⁻¹ y 14-15 mg kg⁻¹, respectivamente. Ninguna de las concentraciones de estos elementos encontradas en las microcuencas de estudio coincide con los rangos anteriores.

Una de las posibles causas de las altas concentraciones de As y Pb encontradas en áreas fuera de la influencia de residuos, sería la presencia en el área de estudio de una mineralización polimetálica tipo skarn Au-Ag, la cual se encuentra asociada a óxidos de hierro y sulfuros diseminada en calizas. A este tipo de mineralización se encuentran comúnmente asociadas mineralizaciones de Pb-Zn (Hammarstrom *et al.*, 1995), en las cuales se pueden presentar elevadas concentraciones de As por la presencia de arsenopirita (FeAsS) como mineral de ganga (Megaw, 1999). Al considerar los resultados reportados por Kelepertzis *et al.*, (2010), para concentraciones de As y Pb en sedimentos de un sitio mineralizado (43-1136 mg kg⁻¹ As y 76-1812 mg kg⁻¹ Pb); es posible advertir que la presencia de mineralizaciones podría influir en la presencia de concentraciones de Pb y As relativamente elevadas, tal como se encontró en las muestras de sedimento fuera de la influencia de residuos en esta investigación.

Otra probable causa de las concentraciones anómalas que se identificaron en las zonas sin presencia de residuos, sería la presencia de altas concentraciones de As y Pb en suelos de las partes altas de las microcuencas debido a la dispersión eólica de residuos. La erosión eólica es un proceso muy importante en climas secos y semi áridos y puede llegar a ser casi tan importante como la erosión hídrica (Kirkby, 1980). Así, las actividades mineras que se llevaron a cabo en el área de estudio posiblemente contribuyeron al proceso de dispersión de material particulado; que dependiendo del tamaño de partícula y de la velocidad del viento,

sería capaz de transportarse por decenas de kilómetros antes de depositarse en la superficie por vía seca o húmeda (Lancaster, 2009). A la fecha, no se ha evaluado la calidad del suelo en la extensión total de las microcuencas del área de estudio, por lo que sería importante realizar estudios orientados a evaluar el grado y la extensión de los impactos en suelo en cuanto a contaminación como metales.

Para determinar si existen diferencias entre las concentraciones de As y Pb en los sedimentos de las partes alta, media y baja de las microcuencas, se realizó una comparación múltiple por la prueba Kruskal-Wallis ($p < 0.05$), así como la prueba de comparaciones por pares Steel Dwass Critchlow-Fligner (SDCF) ($p < 0.05$). La hipótesis nula (H_0) afirma que las concentraciones de As o Pb en sedimentos son iguales entre los tratamientos con y sin presencia de residuos históricos; la hipótesis alternativa (H_a) afirma que las concentraciones de As o Pb en sedimentos son diferentes entre los tratamientos con presencia de residuos históricos y los que no presentan residuos históricos. El valor de “p” obtenido de la prueba de Kruskal-Wallis tuvo que ser menor al valor de significancia (0.05) para rechazar la hipótesis nula. En el **ANEXO 5** se encuentran los resultados de ambas pruebas.

En la **Figura 39** se presentan las muestras seleccionadas en cada microcuenca para llevar a cabo el análisis estadístico. Las estrellas representan al grupo de la parte alta de cada microcuenca, los triángulos corresponden al grupo de la parte media de cada microcuenca y los círculos negros corresponden al grupo de la parte baja. Los tratamientos se definieron en función de la presencia de residuos históricos y de las concentraciones de As y Pb. Las muestras seleccionadas de cada grupo para realizar las pruebas se eligieron al azar para que cada tratamiento tuviese el mismo número de muestras.

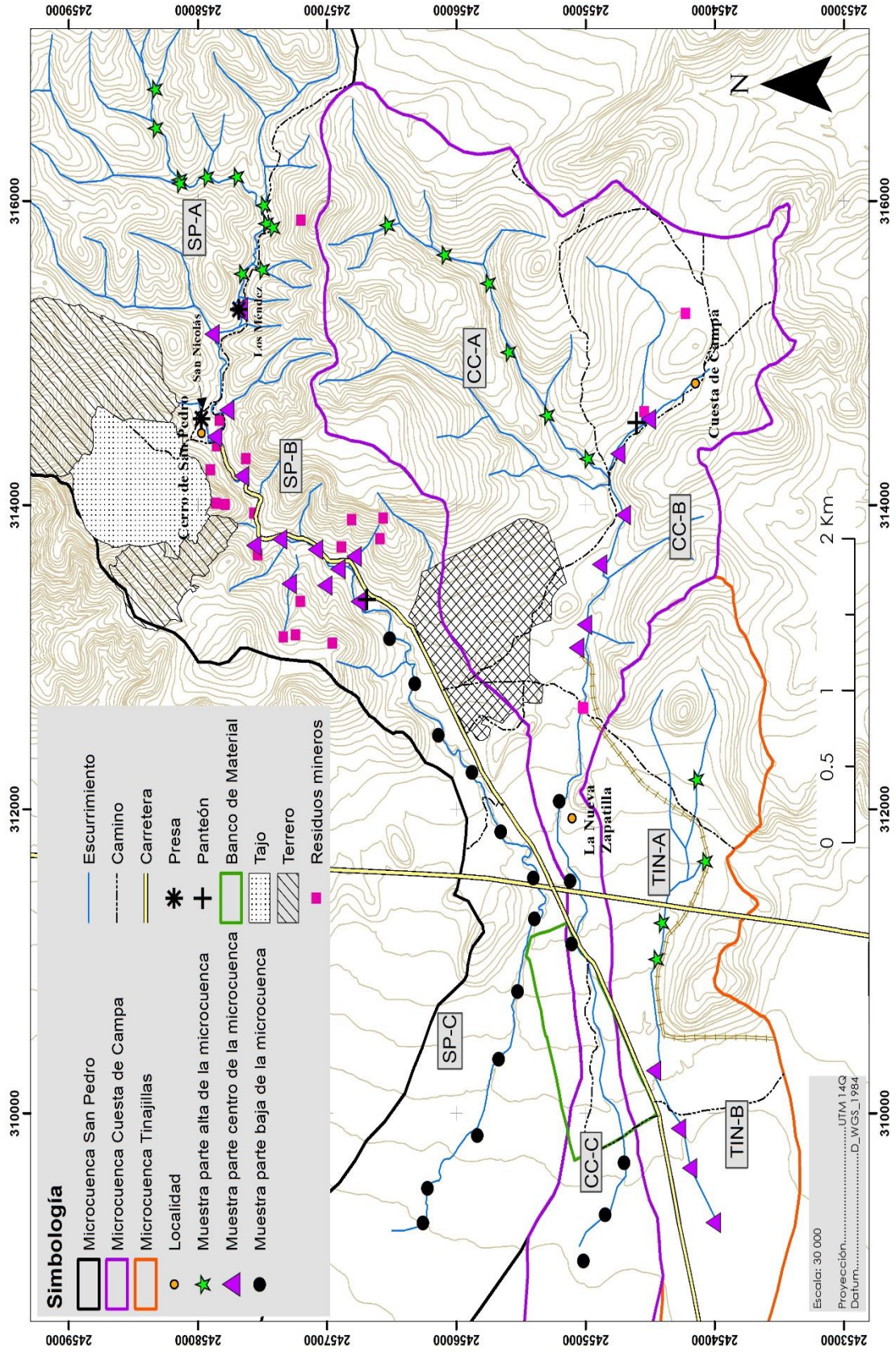


Figura 39. Ubicación de los tratamientos y sus respectivas muestras seleccionadas para las pruebas Krustal-Wallis y SDCF

En la microcuenca San Pedro, se delimitaron tres tratamientos de trece muestras cada uno. El grupo de muestras localizadas antes de la presa Los Méndez (estrellas), que no superaron las concentraciones reportadas en sitios mineralizados, conforman el primer tratamiento (SP-A); las muestras ubicadas después de este punto y antes del panteón de Cerro de San Pedro (triángulos morados), que presentan la influencia de residuos, y las concentraciones más altas, conforman el segundo tratamiento (SP-B); y las muestras situadas después de este punto y hasta el final del cauce principal de la microcuenca San Pedro (círculos negros), conforman el tercer tratamiento (SP-C). Las muestras del tratamiento SP-C, también presentaron concentraciones elevadas, pero no se encuentran bajo la influencia directa de un residuo, si no que podrían verse afectadas por el transporte hídrico de los contaminantes desde las partes más altas de la microcuenca. En la microcuenca Cuesta de Campa se delimitaron tres tratamientos de seis muestras cada uno; y en la microcuenca Tinajillas dos tratamientos de cuatro muestras cada uno, siguiendo el mismo criterio aplicado en la microcuenca San Pedro.

Los resultados de las pruebas estadísticas indicaron que en la microcuenca San Pedro existen diferencias significativas entre las concentraciones de As y Pb de los tratamientos (se rechazó H_0). A través de la prueba SDCF se determinó que el tratamiento SP-B, el cual presenta influencia de la mayor cantidad de residuos históricos y las concentraciones más elevadas de ambos EPT, es diferente al tratamiento SP-A, en el cual se encontraron concentraciones relativamente altas de As y Pb aún sin tener influencia de residuos. Los tratamientos SP-B y SP-C no mostraron diferencias significativas a pesar de que ésta última no presenta influencia de residuos históricos, por lo que el grado de contaminación de sedimentos causado por el transporte hídrico de As y Pb desde las fuentes es comparable entre las muestras cercanas a los residuos y las muestras más alejadas aguas abajo de los mismos.

En la microcuenca Cuesta de Campa se encontraron diferencias entre los tratamientos (se rechazó H_0); y a partir de la prueba SDCF se determinó que los tratamientos CC-A y CC-B son diferentes por la influencia de residuos históricos en CC-B. El tratamiento CC-C fue el que presentó las concentraciones más bajas en comparación con los demás tratamientos, esto podría explicarse a la ausencia de fuentes de EPT, y a que el transporte de los sedimentos sobre el cauce se ve interrumpido por la operación de un banco de materiales.

En la microcuenca Tinajillas, a pesar de que las muestras del tratamiento TIN-A se encuentran bajo la influencia del terraplén (residuo histórico) y que en el tratamiento TIN-B no hay evidencia de la presencia de potenciales fuentes, no se encontraron diferencias entre ellos, por lo que se puede decir que el residuo no tiene influencia significativa sobre las concentraciones de As y Pb en los sedimentos. Las concentraciones de ambos EPT en esta microcuenca fueron las más bajas en comparación con las microcuencas Cuesta de Campa y San Pedro. Sin embargo, casi el 50% y 100% de las muestras presentaron concentraciones que superaron el criterio de referencia para Pb y As, respectivamente, por lo que no se podría descartar que el terraplén construido con residuos, u otra fuente diferente a una mineralización (contaminación de suelo, por ejemplo) influya en las concentraciones de Pb y As en los sedimentos.

IV.1.2.3 Variación vertical de las concentraciones de As y Pb en las presas Los Méndez y San Nicolás

Para conocer la variación de las concentraciones de As y Pb en los sedimentos acumulados (azolve) en los vasos de las presas San Nicolás y Los Méndez, ambas ubicadas en la microcuenca San Pedro (**Figura 40**), se tomaron tres muestras con una barra acanalada (1 m) lo más cerca a la cortina de las presas. En cada muestra obtenida se identificaron los diferentes horizontes y en cada uno se determinaron las concentraciones totales de As y Pb.

Para la presa Los Méndez, las concentraciones de As se encontraron en un rango de 71-78 mg kg⁻¹. En la presa San Nicolás, las concentraciones de As se encontraron entre 326 y 457 mg kg⁻¹. Todas las concentraciones para As superaron el criterio de referencia de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (22 mg kg⁻¹). Las concentraciones encontradas en el azolve de la presa Los Méndez fueron más bajas que las encontradas en los sedimentos de arroyo aguas arriba de la presa, el promedio de estas fue de 110 mg kg⁻¹. Con respecto a la presa San Nicolás, solo una muestra de arroyo fue tomada a 80 m aguas arriba de la presa, la cual presentó una concentración de As de 323 mg kg⁻¹, ligeramente por debajo del rango que presentaron las muestras de la presa.

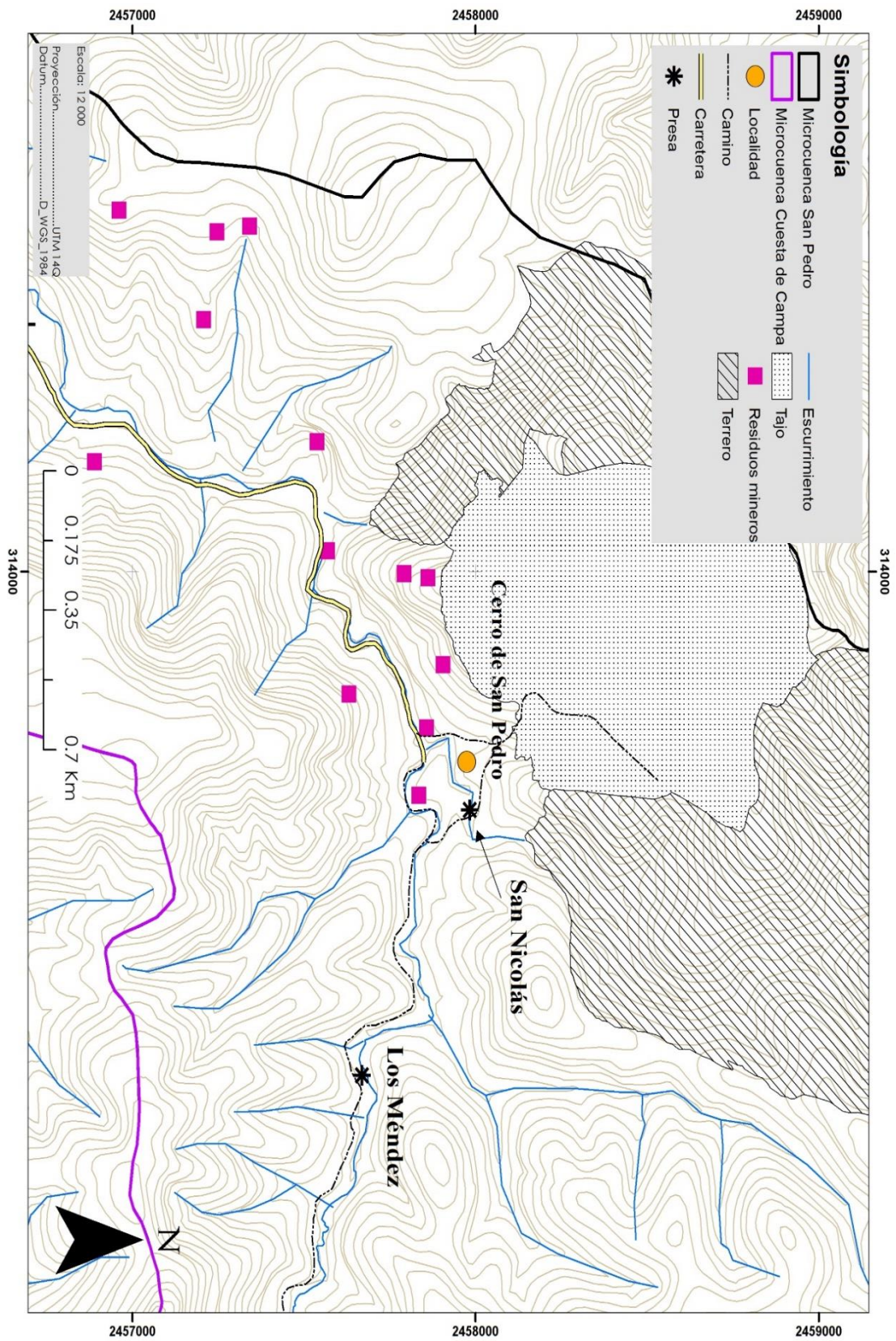


Figura 40. Ubicación de las presas Los Méndez y San Nicolás en la microcuenca San Pedro

En la **Figura 41** se presenta la variación vertical de As en las muestras de azolve de las presas San Nicolás y Los Méndez, en la que es posible apreciar que las concentraciones en la presa Los Méndez son más de tres veces menores que las registradas en la presa San Nicolás. Esta diferencia sería explicada por las condiciones de los cauces que alimentan a cada una, así, la presa San Nicolás se ubica en un área de drenaje en la que se localizan residuos mineros, mientras que en el área de captación que alimenta a la presa Los Méndez no se identificaron fuentes de contaminación. Por otra parte, es posible observar que las concentraciones de As en la presa Los Méndez se mantienen prácticamente constantes con respecto a la profundidad, mientras que en la presa San Nicolás se observa una tendencia de incremento de la concentración al aumentar la profundidad.

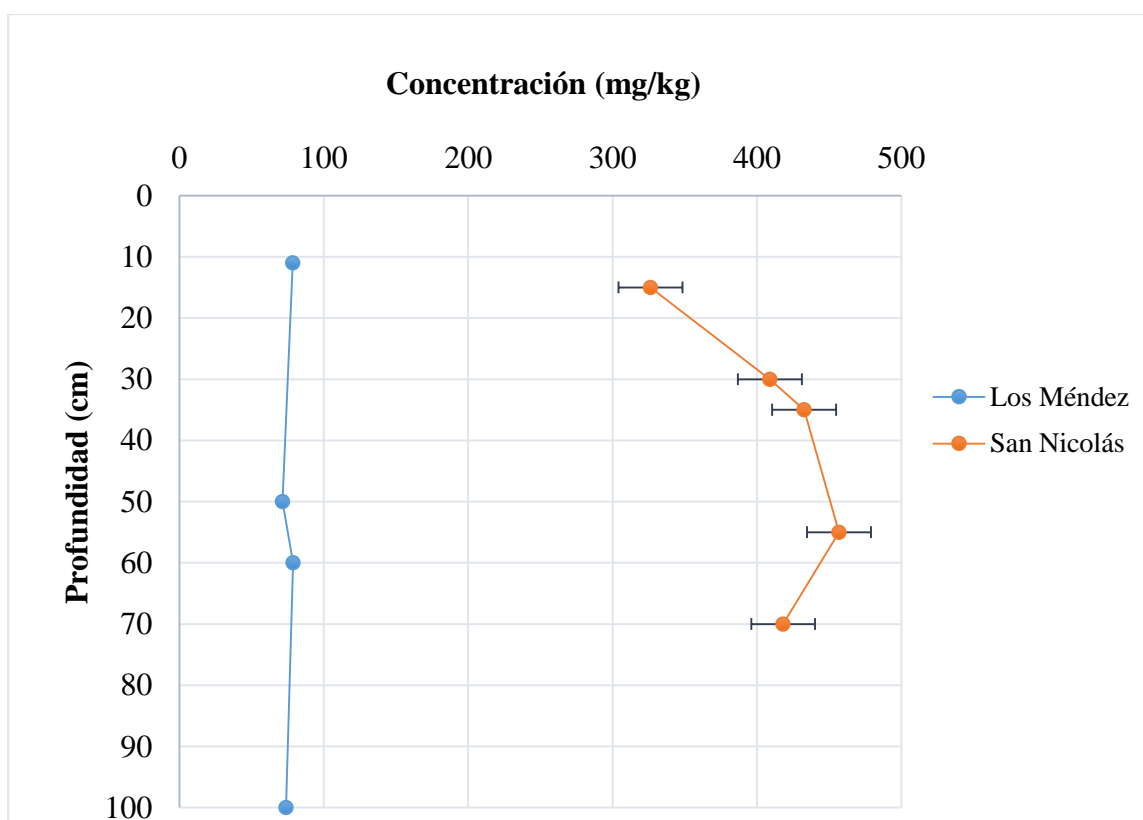


Figura 41. Variación vertical de las concentraciones de As en núcleos extraídos del azolve en el vaso de las presas Los Méndez y San Nicolás

Las muestras de azolve de ambas presas pueden considerarse registros históricos de la depositación de sedimentos que son transportados por los arroyos que las alimentan. Así, a partir de los resultados de la concentración de As a diferentes profundidades del azolve de la

presa Los Méndez, sería posible indicar que el transporte de este elemento desde el área de captación aguas arriba, se ha mantenido constante, a diferencia del caso de la presa San Nicolás, en donde se presentó un mayor aporte de As en el pasado.

En cuanto a las concentraciones de Pb, en la presa Los Méndez se encontraron en el rango 402-453 mg kg⁻¹, y para la presa San Nicolás las concentraciones se encontraron en el rango 1782-2398 mg kg⁻¹. De manera similar al As, todas las concentraciones rebasaron el criterio de referencia de 400 mg kg⁻¹ y las concentraciones encontradas en el azolve de la presa Los Méndez fueron más bajas que las encontradas en los sedimentos ubicados aguas arriba de la presa, con un promedio de 679.4 mg kg⁻¹; mientras que en la presa San Nicolás, la muestra de sedimento de arroyo tomada aguas arriba, presentó una concentración ligeramente menor (1672 mg kg⁻¹) al rango de las muestras de la presa.

En la **Figura 42** se presenta una gráfica de la variación de la concentración de Pb con respecto a la profundidad, en la que se puede observar que el comportamiento de este elemento es similar al caso del As. Las concentraciones de Pb en el azolve de la presa Los Méndez resultaron menores que en la presa San Nicolás, y prácticamente no presentan variación con respecto a la profundidad, mientras que en la presa San Nicolás, la concentración de Pb tiende a aumentar con respecto a la profundidad, indicando que al igual que el As, que el transporte de Pb en el área de captación que abastece a la presa Los Méndez se ha mantenido sin variaciones en contraste al área de captación de la presa San Nicolás en donde el transporte de Pb ha disminuido. Una posible causa de los gradientes de concentraciones de As y Pb observados en la presa San Nicolás podría ser un efecto de dilución ocasionado por un incremento de la carga de sedimentos con bajas concentraciones de estos elementos. El principal cambio que ha ocurrido en cuanto a posibles fuentes de sedimento por erosión hídrica en el área aguas arriba de la presa San Nicolás ha sido la disposición del Terrero Este de la actual operación minera., pero sin contar con información sobre la composición química de ese residuo, no es posible confirmar si es la causa de la disminución en la carga de Pb y As por dilución.

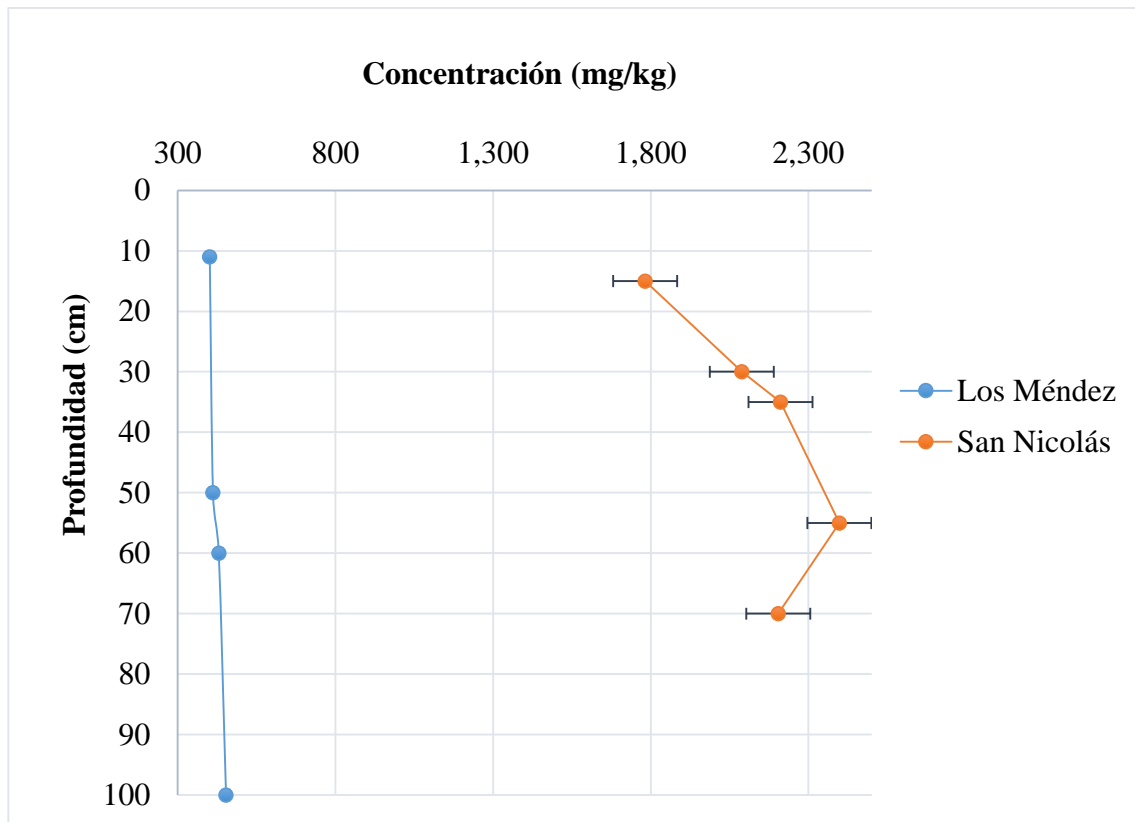


Figura 42. Variación vertical de las concentraciones de Pb de en núcleos extraídos del azolve en el vaso de las presas Los Méndez y San Nicolás

IV.1.3 Carga de As y Pb en las microcuencas de estudio y en sus respectivas URH

Una de las finalidades de esta investigación, fue conocer las cargas de arsénico y plomo (kg año^{-1}) contenidos en sedimentos provenientes de las microcuencas de estudio, así como de sus respectivas URH, ubicadas en áreas con y sin presencia de residuos históricos, para poder identificar aquellas que contribuyen en mayor o menor medida con ambos EPT.

En la **Figura 43** se presenta el mapa con la clasificación de las diferentes cargas de As en sedimentos provenientes de las URH. Las URH de color verde aportan cargas de 0.3 a 5 kg año^{-1} ; las de color amarillo tienen cargas de 6 a 10 kg año^{-1} ; las de color naranja tienen cargas de 11 a 20 kg año^{-1} , y las de color rojo, son todas aquellas que aportan cargas mayores a 20 kg año^{-1} .

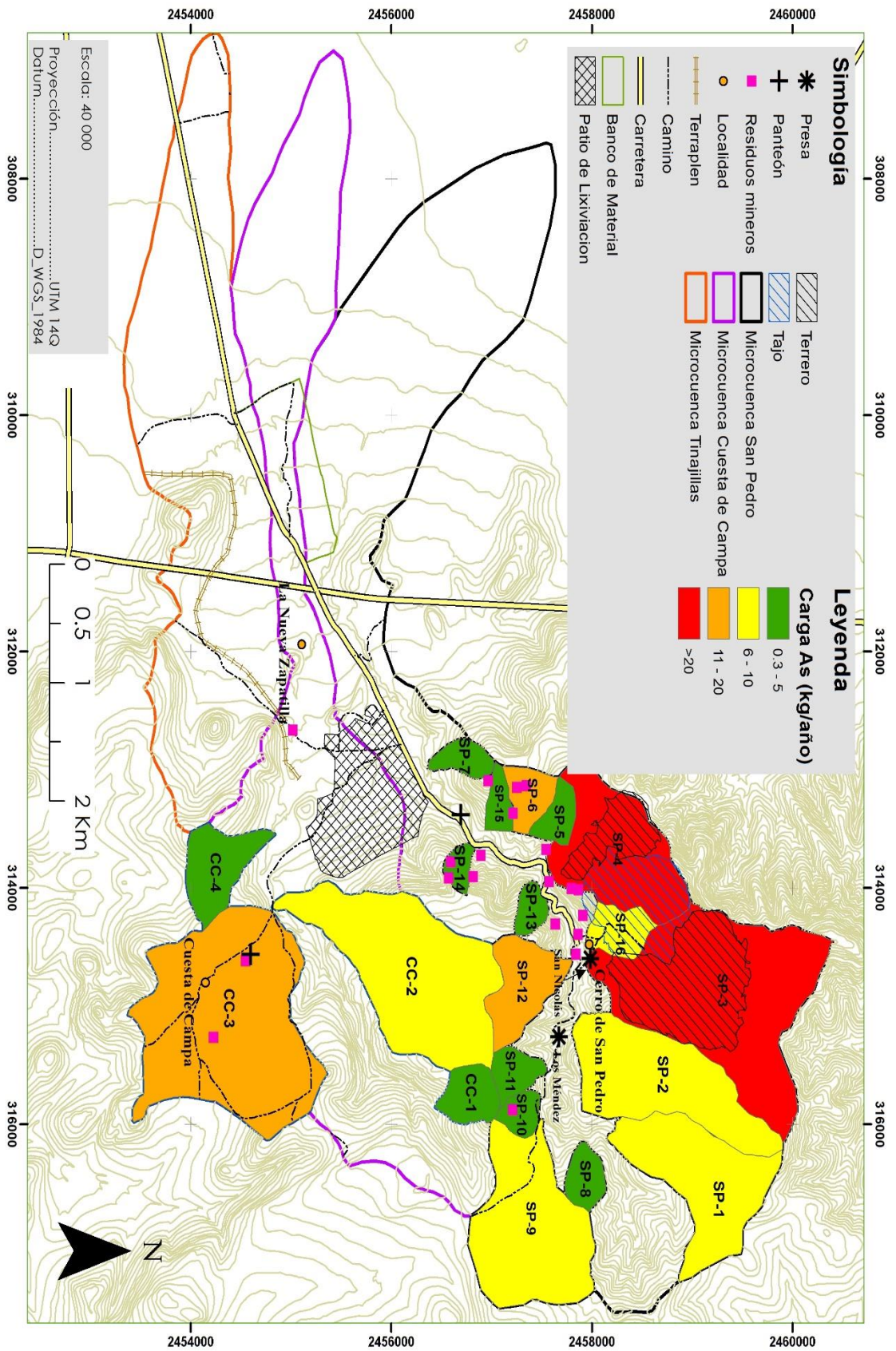


Figura 43. Variación de las cargas de arsénico por unidad de respuesta hidrológica (URH) para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

Para la microcuenca San Pedro, el 50% de las URH entra en la primera clasificación, en la que se encuentran las URH SP-5 y SP-15, pero puntos de descarga se encuentran actualmente bloqueados por el camino de acarreo de mineral que se construyó para transportar mineral desde el tajo hacia el patio de lixiviación de la operación minera presente en el sitio, lo cual podría impedir el paso del sedimento proveniente de estas URH hacia el cauce principal. Sin embargo, antes de la construcción de esta barrera, pudo existir el transporte del material proveniente de estas URH. El 25% de las URH, entra en el segundo rango, y la mayoría de ellas se encuentran ubicadas en la parte alta de la microcuenca. El 12.5% de las URH entra en la tercera clasificación; y en el mismo porcentaje se encuentran las URH que aportan con más de 20 kg año⁻¹, y en estos últimos, se encuentran las URH SP-3 y SP-4, en las que se encuentran ubicados los Terreros Este y Oeste. Las elevadas cargas de As y Pb de las URH SP-3 y SP-4 se deben en parte a las altas pérdidas de suelo estimadas con el modelo RUSLE en el que se consideró que toda la superficie de los terreros correspondía a suelo desnudo, pero también a las elevadas concentraciones de As y Pb que se determinaron en el sedimento del tributario en su punto de descarga al cauce principal. Sin embargo, se debe mencionar que no puede establecerse que el sedimento producido por la erosión de los terreros presente las mismas concentraciones de As y Pb que se determinaron en el sedimento del tributario, debido a que existen otros residuos históricos en las mismas URH en las que se localizan los terreros. Entonces, será necesario que en estudios futuros se determine con mayor precisión la aportación de los diferentes residuos presentes en estas URH para conocer si el enriquecimiento de los sedimentos con As es, en efecto, proveniente de los terreros. Finalmente, la carga total de As proveniente de la microcuenca San Pedro resultó de 225 kg año⁻¹. Este valor se calculó a partir de los promedios de las concentraciones totales de As provenientes de las URH y del cauce principal.

En la microcuenca Cuesta de Campa, el 50% de las URH se encuentran en la primera clasificación (0.3 a 0.5 kg año⁻¹). El 25% corresponde a la segunda clasificación y el 25% restante entró en la tercera clasificación (11 a 20 kg año⁻¹), la cual corresponde la URH CC-3, donde se ubican los residuos cercanos al poblado Cuesta de Campa. El aporte total de As proveniente de la microcuenca Cuesta de Campa, es de 8 kg año⁻¹. Debido a que en la microcuenca Tinajillas no se delimitaron URH, la carga total de As se determinó para toda la microcuenca y fue de 13 kg año⁻¹.

En la **Figura 44** se presenta un mapa de la carga de Pb en las URH de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas. Para construir este mapa, las cargas de Pb se dividieron en cuatro categorías, la primera, representada en color verde, corresponde a cargas de 2 a 10 kg año⁻¹; la segunda de 11 a 50 kg año⁻¹ representada en color amarillo; la tercera de 51 a 100 kg año⁻¹, representada en color naranja y por último, las cargas mayores a 100 kg año⁻¹, representadas en color rojo.

En la microcuenca San Pedro, el 25% de las URH se encontraron en la primera categoría; el 37.5% aporta cargas de Pb de 11 a 50 kg año⁻¹; el 18.7% se encuentra dentro de la tercera clasificación y solamente el 12.5% de las URH aporta más de 100 kg año⁻¹ de Pb al cauce principal. Las URH que corresponden al mayor rango son las SP-3 y SP-4, las mismas que contribuyen con el mayor aporte de As. El aporte de Pb por la microcuenca San Pedro fue de 1664 kg año⁻¹.

En la microcuenca Cuesta de Campa, el 25% de las URH contribuyen con un aporte de 2 a 10 kg año⁻¹; el 50% tienen un aporte de 11 a 50 kg año⁻¹; y el 25% restante tiene un aporte mayor a 100 kg año⁻¹. De igual manera que para el caso del As, la carga más significativa la presentó la URH CC-3 (114 kg año⁻¹), en la cual se encuentran los residuos de la localidad. La carga global de la microcuenca Cuesta de Campa fue de 64 kg año⁻¹. La carga de Pb en la microcuenca Tinajillas fue de 101.4 kg año⁻¹.

Se han realizado estudios similares para conocer el aporte de metales pesados contenidos en sedimentos. En un estudio realizado por Tamás y Kovacks (2006), en Gyöngyösoroszi, al norte Hungría, sobre un residuo rico en Pb, Zn, Cd, Cu, Ni y As, se obtuvieron cargas de Pb y As de 42.19 kg año⁻¹ y 26.22 kg año⁻¹, respectivamente. Por otra parte Schaidler *et al.*, (2014), también obtuvo la carga de Pb en sedimentos provenientes de un sitio minero de Zn/Pb abandonado en Oklahoma, E.U.A; obteniendo un total de 160 kg año⁻¹. Trimble (2001) determinó que 84 kg año⁻¹ de Pb son liberados al canal Chat Creek, sus resultados sugieren que esta carga se encuentra relacionada con la actividad minera que hubo en el sitio años atrás.

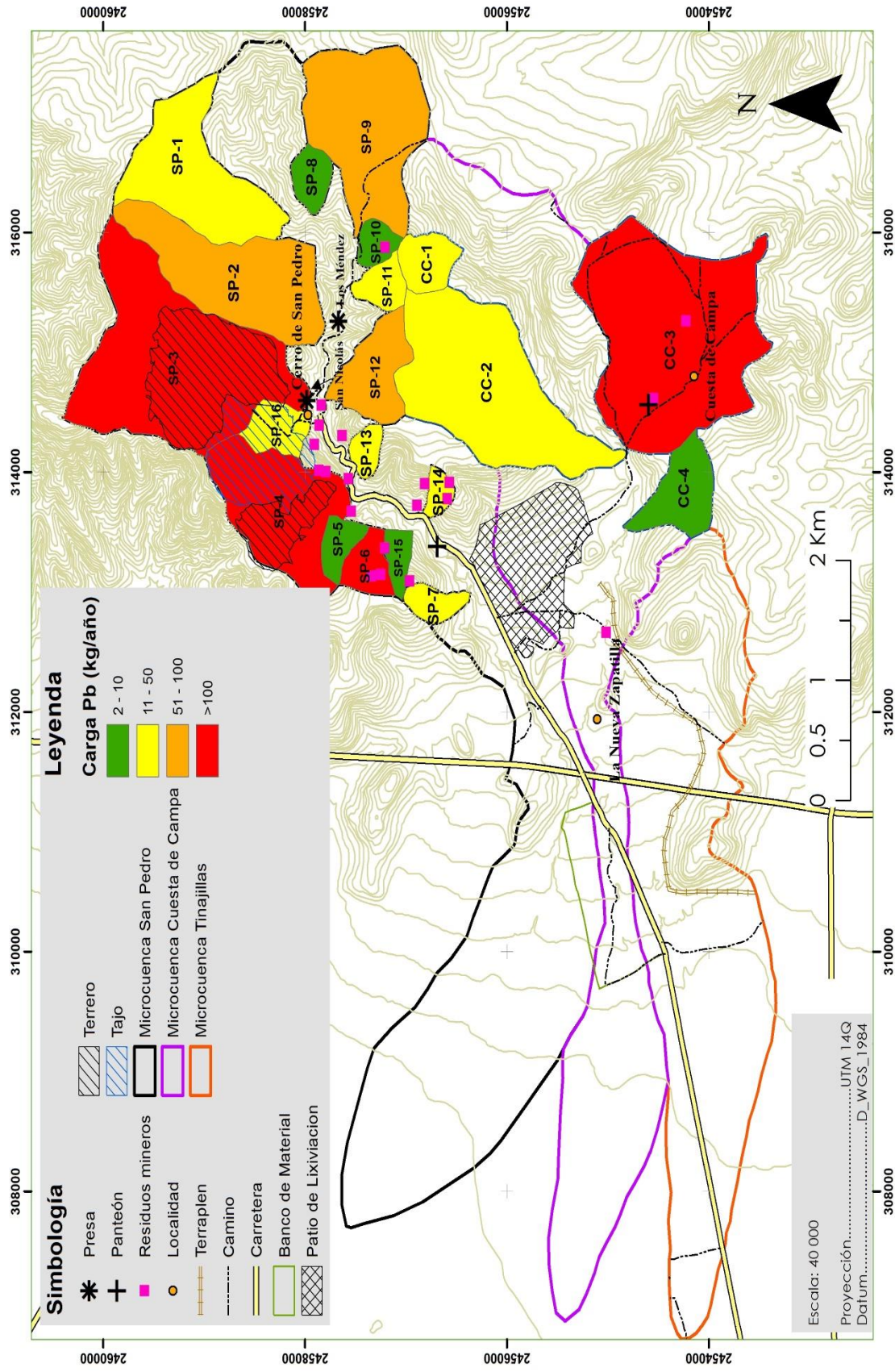


Figura 44. Variación de las cargas de Pb en sedimentos de arroyo por unidad de respuesta hidrológica (URH) para las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

De acuerdo a la información disponible en la literatura, el 30% de las URH del área de estudio se encuentran en el rango de cargas de Pb en otros sitios mineros, para el As, solo el 10% de las URH se encontraron cercanas al valor reportado. Los aportes de As y Pb del total de la microcuenca San Pedro se encontraron elevados con respecto a los valores reportados por estudios en sitios mineros.

IV.2 EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LAS CONCENTRACIONES DE PLOMO Y ARSÉNICO EN SEDIMENTOS A LOS RECURSOS HÍDRICOS

IV.2.1 Evaluación de la movilidad de As y Pb en agua en equilibrio con CO₂

Con la finalidad de evaluar la capacidad de liberación de As y Pb contenidos en sedimentos hacia la fase acuosa, se determinaron las concentraciones solubles de As y Pb en muestras seleccionadas, la cual representa la masa del elemento químico (As o Pb) expresada en mg, por unidad de volumen de la solución extractante (agua en equilibrio con CO₂) expresada en L. Esta fracción, es la que representa un riesgo ambiental ya que podría transferirse a otros medios (DOF, 2004). Los resultados de esta etapa también se reportan mediante la concentración móvil, la cual representa la masa del elemento químico (As o Pb) expresada en mg, por unidad de masa de la muestra, expresada en kg. Esta fracción representa la masa del contaminante movilizado por kilogramo de muestra.

Se seleccionaron 22 muestras para realizar las pruebas de movilidad acorde a la NOM-147-SEMARNAT-SSA1-2004. Estas muestras se seleccionaron de acuerdo a sus concentraciones totales de As y Pb, debido a que eran las más elevadas, pero además se buscó que las muestras se encontraran distribuidas en las tres microcuencas de manera que a partir de los resultados tuvieran una mejor representatividad. En la **Tabla 14** se presentan las concentraciones totales de As y Pb de las muestras seleccionadas para realizar las pruebas de movilidad.

Tabla 14. Concentraciones totales (mg kg^{-1}) de As y Pb en las muestras de sedimento de arroyo seleccionadas para las pruebas de movilidad con agua en equilibrio con CO_2

Microcuenca	No.	Muestra	As (mg kg^{-1})	Pb (mg kg^{-1})
San Pedro	1	SPs_14	384	7317
	2	SPs_17	429	3311
	3	SPo_04	96	558
	4	SPo_06	290	1462
	5	SPr_04	323	1673
	6	SPr_05 A	326	1782
	7	SPr_06	694	6121
	8	SPr_07	611	5162
	9	SPr_10	409	4288
	10	SPr_11	1025	7590
	11	SPr_05 E	418	2204
	12	SPr_09	298	1609
	13	SPo_07	509	5437
	14	SPs_24	284	1943
Cuesta de Campa	1	CCr_01	117	1422
	2	CCr_04	109	994
	3	CCs_09	148	845
	4	CCs_18	57	437
	5	CCo_01	167	1117
Tinajillas	1	Tr_05	86	700
	2	Ts_07	47	522
	3	To_02	48	426

En la **Tabla 15** se presentan los estadísticos descriptivos de las concentraciones solubles y móviles de As y Pb obtenidas en las pruebas de movilidad. En el **ANEXO 6** se presentan los resultados de estas concentraciones para cada muestra.

El promedio de las concentraciones móviles fue de 1.31 mg kg⁻¹ y 0.049 mg kg⁻¹ para Pb y As respectivamente. Ninguna concentración soluble de As o Pb rebasó el criterio de referencia correspondiente que establece la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Por lo tanto, estas muestras no representan un peligro al ambiente en términos de la movilidad de As y Pb, según el criterio establecido por la normativa.

Tabla 15. Estadísticos descriptivos de las concentraciones solubles (mg L⁻¹) en el extracto y concentraciones móviles (mg kg⁻¹) de Pb y As en sedimentos de arroyo de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas en las pruebas de movilidad con agua en equilibrio con CO₂; así como los valores de pH y CE del extracto al final de la prueba (N=22)

	Pb (mg L⁻¹)	Pb (mg kg⁻¹)	As (mg L⁻¹)	As (mg kg⁻¹)	pH	CE
Máximo	0.500	6.230	0.500	2.05	8.9	1161
Mínimo	0.001	0.020	0.003	0.054	7.5	120
Media	0.088	1.311	0.049	0.555	8.0	385
Mediana	0.033	0.585	0.021	0.428	8.0	330
Desv. Est.	0.133	1.936	0.104	0.496	0.2	238
CR*	0.5	-	0.5	-	-	-

* NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004

Es importante señalar que la concentración móvil es independiente de la concentración total, por lo tanto, aunque las concentraciones totales sean bajas, podrían movilizar una mayor cantidad de As y Pb, lo cual pudo observarse principalmente en algunas muestras de la microcuenca San Pedro (SP_{Pr_07}, SP_{Po_07}, SP_{S_24}).

Existen varios factores que regulan la movilidad de metales en suelo, uno de ellos es el pH, en especial para el Pb, del cual depende directamente (Sherene, 2010). A un pH bajo, la movilidad del Pb aumenta significativamente, y a pH elevados, la movilidad del Pb disminuye; por lo cual, los valores de pH alcalinos, producto de la geología del sitio rico en calizas (CaCO₃), encontrados al final de las pruebas de movilidad (promedio 8) podrían explicar las bajas concentraciones solubles de este elemento. A pH altos, el Pb es capaz de precipitar como cerusita (PbCO₃), que es relativamente estable. Por otra parte, en condiciones alcalinas también se incrementa su capacidad de adsorción en suelos áridos y semi áridos, sin embargo, el Ca²⁺ compite con sitios de adsorción con el plomo reduciendo su sorción en suelos calcáreos (Han, 2007). El arsénico se ve menos afectado por la influencia del pH, al ser móvil en un amplio rango de pH (Smedley y Kinniburgh, 2002), sin embargo, aniones como AsO₄³⁻, HAsO₂²⁻, H₂AsO₄⁻, las cuales son las formas más móviles de arsénico que

podrían estar presentes según las condiciones oxidantes del sitio, son capaces de adsorberse sobre óxidos de Fe y Mn (Kabata-Pendias, 2011), por lo que podría esperarse que los procesos de adsorción sean un importante factor que controla la solubilidad del As bajo las condiciones de la prueba de movilidad.

Los resultados obtenidos en esta investigación, son similares a los encontrados por Gutiérrez-Ruiz *et al.*, (2007) que van de 0.03-0.05 mg L⁻¹ de As y para Pb se encontraron por debajo del límite de detección (0.07 mg L⁻¹), así como los reportados Castro-Larragoitia *et al.*, (2013), donde todas las concentraciones solubles de As y Pb para las muestras de sedimento se encontraron por debajo del criterio de referencia de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (0.5 mg L⁻¹).

IV.2.2 Análisis de la caracterización mineralógica de las muestras a través de Difracción de Rayos X

Con la finalidad de identificar los componentes mineralógicos principales y secundarios, se seleccionaron cuatro muestras del grupo al que se les realizaron las pruebas de movilidad, y se escogieron aquellas muestras que tuvieran las concentraciones más altas en cada microcuenca; las cuales se presentan en la **Tabla 16**. Los difractogramas obtenidos de estas muestras se presentan en el **ANEXO 7**.

Tabla 16. Componentes mineralógicos primarios y secundarios de las muestras de sedimento de arroyo de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas (+ Escaso; ++ Ligeramente abundante; +++ Moderadamente abundante; ++++ Muy abundante.)

Muestra	pH	Ce ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Componentes principales			Otros componentes		
			CaCO ₃	SiO ₂	Feldespatos	MgCO ₃	PbCO ₃	Fe ₂ O ₃
SPs_14	7.7	1350	++++	+++	++		++	
SPr_11	8.2	375	++	++++	+++	+		+
SPO_07	7.8	580	++++	+++	++			+
CCr_01	8.7	255	+	++++	+++			
Tr_05	8.2	256	++++	+++	++			

Los resultados indicaron que para todas las muestras los componentes de mayor abundancia fueron calcita (CaCO₃) y cuarzo (SiO₂). Los feldespatos también se presentaron en todas las

muestras, principalmente de tipo potásicos, como ortoclasa, sanidina, anortoclasa y microclina sódica; así como plagioclasas, como albita, anortita, sanidino. Todos los minerales anteriores son un reflejo de las características geológicas corresponden a una base de andesita sobrepuesta a calizas, la cual se encuentra cubierta en las cimas por riolita (Petersen *et al.*, 2001).

En la microcuenca San Pedro se encontró una mayor diversidad de fases mineralógicas. Esto como resultado del contexto geológico del área, pero también podría deberse a la heterogeneidad de composiciones de los residuos históricos presentes. La cerusita (PbCO_3) señala la presencia de Pb asociado a carbonatos, se catalogan como minerales secundarios producto del intemperismo en residuos mineros sulfurados (Lottermoser, 2010). Este mineral se encontró presente en la muestra SPs_14, la cual se encuentra ubicada aguas abajo del Terrero Victoria. Tanto en la muestra SPr_11 como en la muestra SPo_07, se identificó hematita (Fe_2O_3). Todas las muestras de la microcuenca San Pedro, presentaron minerales de arcilla en su composición, principalmente caolinita y moscovita, las cuales son capaces de consumir iones hidrógeno al disolverse, en especial la caolinita (Lottermoser, 2010), además de poseer grandes áreas específicas, en los que puede adsorberse el As o Pb.

IV.2.3 Evaluación de la movilidad a través de un proceso de extracción secuencial selectiva (ESS)

El estudio de caracterización de muestras de sedimento se complementó con el análisis del fraccionamiento geoquímico Pb y As en cuatro muestras de sedimentos mediante extracción secuencial selectiva. Estas muestras fueron seleccionadas del grupo de muestras a las que se les realizaron las pruebas difracción de rayos X, en función de los resultados de las concentraciones totales y solubles.

En la extracción secuencial para Pb se realizaron seis fracciones: (1) Fracción soluble; (2) Fracción intercambiable; (3) Fracción ligada a carbonatos; (4) Fracción ligada a óxidos de Fe y Mn; (5) Fracción ligada a materia orgánica y sulfuros; (6) Fracción residual. La fracción residual, se determinó restando la suma de las concentraciones cuantificadas en los extractos

de cada fracción a la concentración total de cada muestra. En la **Figura 45** se reportan los resultados de los porcentajes de Pb asociados a cada una de estas fracciones.

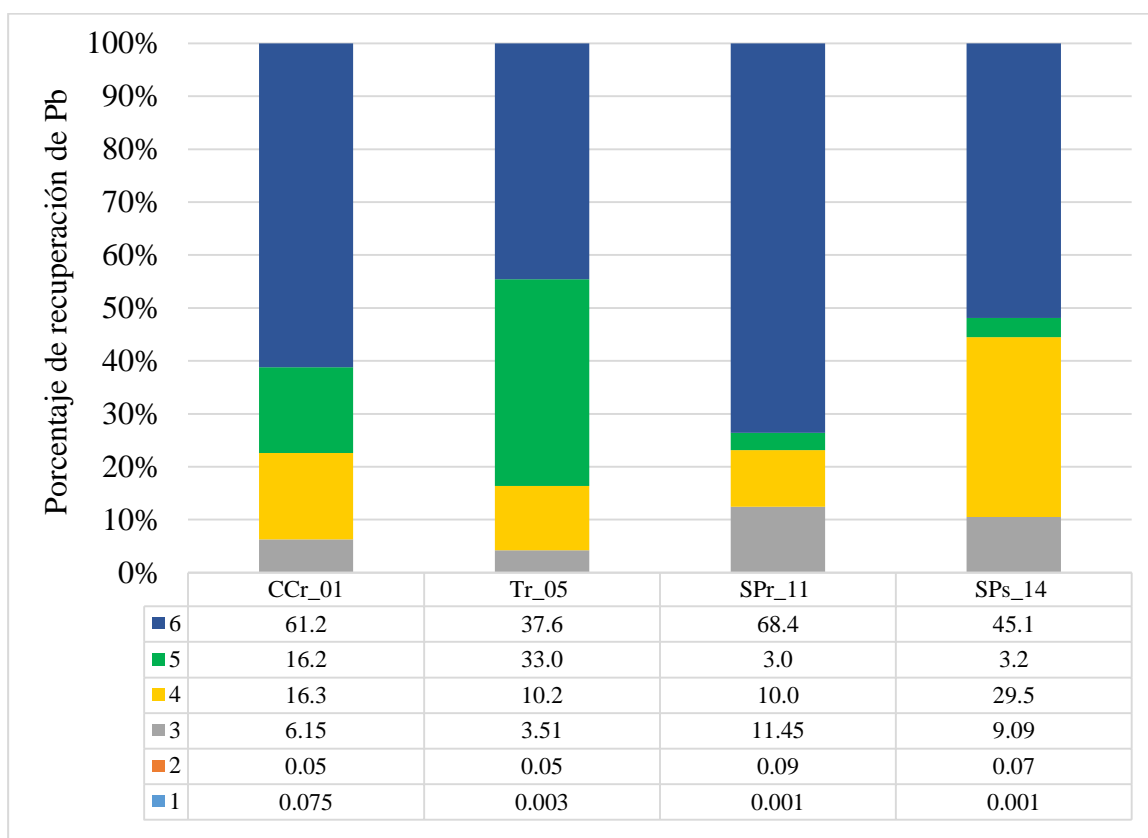


Figura 45. Distribución de plomo en sedimentos de arroyo de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas. Los porcentajes de recuperación se presentan en la tabla para fines explicativos.

(1) Fracción soluble; (2) Fracción intercambiable; (3) Fracción ligada a carbonatos; (4) Fracción ligada a óxidos de Fe y Mn; (5) Fracción ligada a materia orgánica y sulfuros; (6) Fracción residual

La proporción de Pb extraído de la fracción soluble fue menor al 0.1% en todas las muestras, que podría ser debido a la baja capacidad del Pb para solubilizarse en ambientes alcalinos, ya que los pH de todas las muestras se encontraron en un rango de 7.7-8.8, lo cual limitaría su transferencia a la fase acuosa. La abundancia de calizas encontradas a partir de los análisis de DRX, explica la alcalinidad del medio, su presencia favorece reacciones de adsorción o coprecipitación de EPT (ATSDR, 2007; Mehmood *et al.*, 2009). Otro mineral abundante encontrado en las pruebas de DRX fueron los feldespatos, los cuales también pueden aportar alcalinidad al medio, aunque en mucha menor proporción que los carbonatos, por lo que su rol se vuelve importante a pH muy bajos (Blowes y Ptacek, 1994).

El porcentaje de Pb asociado a la fracción intercambiable catiónicamente también fue menor al 0.1%, lo cual demuestra que el Pb se encuentra fijado firmemente al sedimento, y no se encuentra disponible para ser liberado por procesos de intercambio catiónico.

La presencia de plomo fue evidente en la fracción asociada a carbonatos, encontrándose todas las muestras en un rango de 3-11%. Los porcentajes más altos de esta asociación fueron para las muestras SPr_11 y SPs_14. El residuo que tenía influencia sobre la muestra SPs_14 era el Terrero Victoria, el cual presentaba avanzada oxidación de sulfuros y era considerado como generador de drenaje ácido; sin embargo, en la muestra se encontraron pH ligeramente alcalinos (7.7). Bajo estas condiciones, podrían estarse formado fases como la cerusita (PbCO_3); la cual además se presenta de manera natural en el sitio (Laird, 1905). La cerusita es un mineral estable de baja solubilidad, sin embargo, la movilidad de Pb estará controlada por la disolución de los carbonatos, los cuales son susceptibles a cambios de pH, y a valores de pH ácidos podrían permitir la liberación del contaminante (Lottermoser, 2010; Yong y Thomas, 2004).

Una de las fracciones en las que se encontró la mayor proporción de Pb, fue en la fracción asociada a óxidos de Fe y Mn. Los porcentajes de recuperación de Pb se encontraron entre 10 y 29.5%. Esta fracción es una de las más importantes en el control, distribución y disponibilidad de elementos en sitios áridos. Algunos óxidos de Fe como la hematita (Fe_2O_3) o la goethita ($\alpha\text{-FeO(OH)}$), son capaces de acumular metales pesados, a través de mecanismos de adsorción; en especial al Pb, el cual presenta una alta afinidad por óxidos de Fe, inclusive en mayor proporción que los carbonatos. La adsorción de metales a óxidos de Fe se lleva a cabo a través de complejos de esfera interna, disminuyendo su capacidad de liberarse al medio (Han, 2007). Sin embargo, su liberación se verá controlada por las condiciones del sitio, ya que, bajo condiciones reductoras, esta fase se vuelve inestable, pudiendo favorecer la liberación de Pb a los recursos hídricos (Yong y Thomas, 2004).

La proporción de plomo asociada a la fracción de materia orgánica y sulfuros fue abundante, variando en un rango de 3% a 33%. Los porcentajes más elevados se obtuvieron en las muestras donde fue evidente la presencia de materia orgánica (CCr_01 y Tr_05). La materia orgánica es un importante reservorio de Pb, siendo capaz de adsorber a este elemento, incluso con mayor afinidad que la presentada con óxidos de Fe y Mn. Las propiedades electrónicas

del plomo resultan en una fuerte afinidad para formar complejos de esfera interna con grupos funcionales que abundan en la materia orgánica. La sorción se incrementa con el aumento del pH, sin embargo, a pH fuertemente alcalinos la disolución de los ácidos húmicos puede producir la disolución de plomo asociado a la materia orgánica (Han, 2007; Sherene, 2010). Por otra parte, los porcentajes de Pb asociado a esta fracción también se pueden atribuir a la presencia de sulfuros de Pb como la galena (PbS), sobre todo en la muestra SPs_14, la cual se encontraba aguas debajo del residuo conocido como Terrero Victoria, el cual presentaba presencia de minerales sulfurosos. La liberación de Pb en esta fase, estará determinada por la susceptibilidad del mineral a oxidarse.

La proporción de Pb estimada en la fracción residual varió de 37% a 68%. En esta fracción se encuentran especies de Pb alojados en la estructura cristalina de silicatos o filosilicatos principalmente, o bien, otras fases minerales de Pb que se encuentran ocluidas en silicatos, por lo cual su incorporación a la solución es improbable en condiciones ambientales normales (Barba *et al.*, 2008).

La elevada asociación del Pb a fracciones poco lábiles (carbonatos, óxidos de Fe y Mn, materia orgánica y sulfuros, residual) explica las bajas concentraciones solubles encontradas en las pruebas de movilidad.

En la extracción secuencial para As se realizaron siete fracciones: (1) Fracción soluble; (2) Fracción intercambiable catiónicamente; (3) Fracción ligada a carbonatos; (4) Fracción intercambiable aniónicamente; (5) Fracción ligada a óxidos de Fe y Mn; (6) Fracción ligada a materia orgánica y sulfuros; (7) Fracción residual. La fracción residual se determinó restando la suma de las concentraciones cuantificadas en los extractos de cada fracción a la concentración total de cada muestra. En la **Figura 46** se reportan los resultados de los porcentajes de Pb asociados a cada una de las fracciones.

El porcentaje de As extraído en la fracción soluble fue menor al 0.1% en todas las muestras. Estos resultados son similares a los obtenidos en las pruebas de movilidad, e indican la baja capacidad del As para transferirse a la fase acuosa bajo las condiciones presentes en el sitio. La proporción de As obtenido de la fracción intercambiable catiónicamente fue de 0.1% en todas las muestras, lo cual confirma que este elemento no se encuentra asociado a sitios de intercambio con cationes.

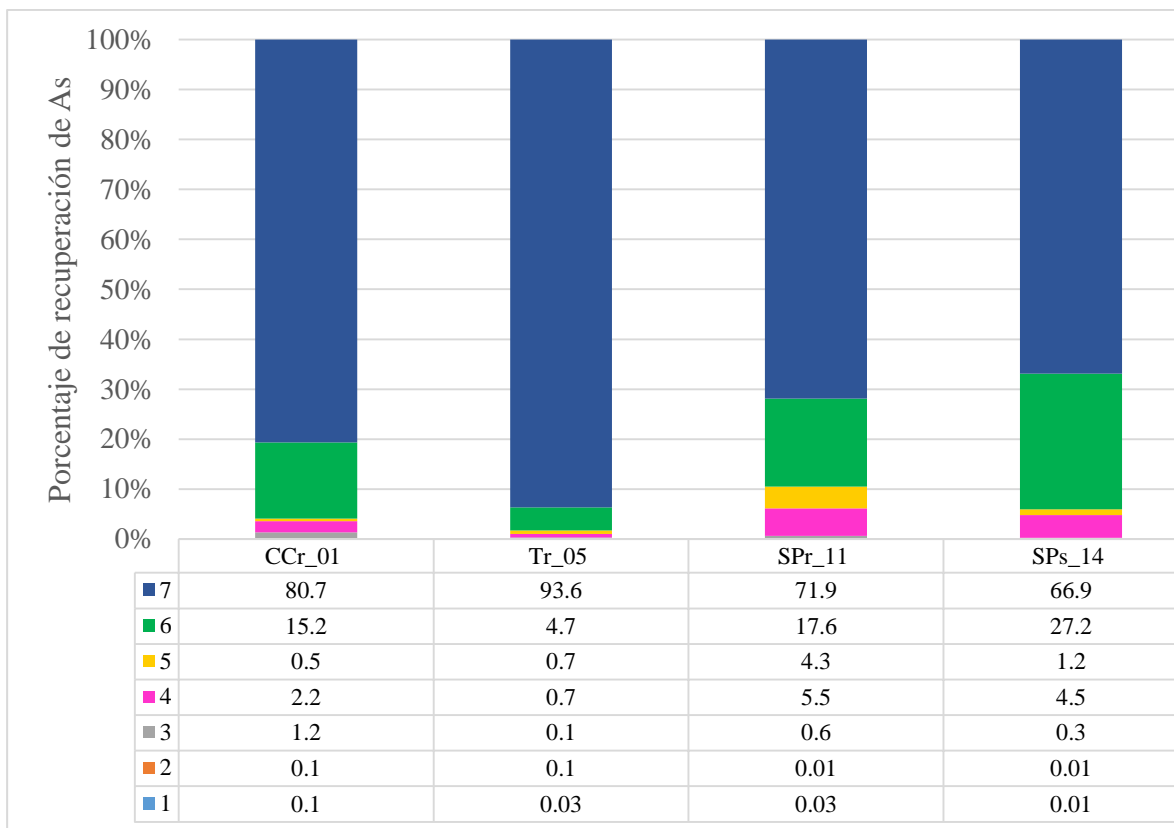


Figura 46. Distribución de As en sedimentos de arroyo de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas. Los porcentajes de recuperación se presentan en la tabla para fines explicativos.

(1) Fracción soluble; (2) Fracción intercambiable; (3) Fracción ligada a carbonatos; (4) Fracción intercambiable aniónicamente; (5) Fracción ligada a óxidos de Fe y Mn; (6) Fracción ligada a materia orgánica y sulfuros; (7) Fracción residual

A pesar de que el As, en la forma AsO_4^{3-} , es capaz de adsorberse en la superficie de los carbonatos, su presencia en la fracción ligada a carbonatos no fue elevada (<1.2%). Generalmente, los compuestos de As formados en suelos ricos en CaCO_3 son insolubles, pero este comportamiento estará mediado por las condiciones de pH del sitio (Carbonell *et al.*, 1995).

La asociación de As a las fases de óxidos de Fe y Mn fue relativamente baja (<5%), siendo la más elevada para la muestra SPr_11, en la cual se identificó presencia de hematita (Fe_2O_3) en el análisis por difracción de rayos X. La importancia de la presencia de óxidos de Fe como principal control de la solubilidad de As en ambientes oxidantes, es ampliamente reconocida. Sin embargo, factores como el potencial redox, la cantidad disponible de óxidos de Fe o el

pH, juegan un papel fundamental en los procesos de adsorción o desorción de As en óxidos de Fe. Las muestras analizadas presentaron un rango de pH de 7.7-8.8, lo cual podría explicar los bajos porcentajes de As asociado a esta fracción, ya que a $\text{pH} > 8.5$, se reduce la capacidad de adsorción de As en los oxihidróxidos de Fe (Mehmood *et al.*, 2009). La liberación de As fuertemente adsorbido en óxidos de Fe, estará controlada por la disolución de los minerales adsorbentes, los cuales son susceptibles de disolverse en ambientes reductores. Además, la movilidad del As adsorbido dependerá del pH, de la cristalinidad de los adsorbentes (óxidos de Fe y Mn) o de la abundancia de estas fases (Smedley y Kinninburg, 2002).

El porcentaje de As recuperado en la fracción asociada a materia orgánica y sulfuros, resultó relativamente alto para todas las muestras encontrándose en un rango de 4-27% siendo más elevadas para las muestras SPr_11 y SPs_14. Esta última, como se mencionó previamente, se recolectó aguas abajo del Terrero Victoria. La elevada asociación del As en esta fracción, indicaría que se encuentra principalmente en forma de arsenopirita (FeAsS). Si bien este mineral es de baja solubilidad, es altamente susceptible a intemperizarse en condiciones oxidantes, pudiendo permitir la liberación del As (Carbonell *et al.*, 1995; Lottermoser, 2010). El As también tiene afinidad por la formación de complejos con los ácidos húmicos, sin embargo, el As podría ser fácilmente liberado de esta asociación (Mehmood *et al.*, 2009). Esto podría explicar los resultados encontrados en las muestras CCr_01 y Tr_05, las cuales presentaban como característica un elevado contenido de materia orgánica.

En la fracción intercambiable aniónicamente, la proporción de As asociado se presentó en un rango de 0.7-5.5%, observando los valores más altos en las muestras SPr_11 y SPs_14. El As presente en las muestras podría encontrarse adsorbido no específicamente a la superficie de minerales de arcilla, hidróxidos de Fe o feldspatos cargados positivamente, en especial caolinita, capaz de adsorber el arsénico en un rango de pH de 8-9 (Mehmood *et al.*, 2009). El As encontrado en esta fracción podría ser liberado debido a cambios en el pH del medio que pueden modificar la carga superficial de los hidróxidos o de la superficie de las arcillas, permitiendo la liberación del contaminante a la fase acuosa (Carbonell *et al.*, 1995).

El porcentaje de As encontrado en la fracción residual se encontró en un rango de 66-80%, siendo esta la menos probable para su liberación a la fase acuosa. Los porcentajes de

recuperación de As en las fracciones asociada a carbonatos, óxidos de Fe y Mn, sulfuros, residual explican la baja movilidad del As en agua en equilibrio con CO₂.

CONCLUSIONES

El plomo y arsénico se han dispersado hídricamente durante la temporada de lluvias, en las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas del distrito minero Cerro de San Pedro, causando afectación a los sedimentos, alcanzando valores de hasta 7590 mg kg^{-1} y 1025 mg kg^{-1} de Pb y As, respectivamente, la microcuenca San Pedro, presentó las concentraciones más elevadas; en las tres microcuencas más del 80% de las muestras presentaron concentraciones por encima del criterio de referencia establecido por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 de 22 mg kg^{-1} y 400 mg kg^{-1} para As y Pb, respectivamente, las cuales deben ser consideradas como un riesgo al medio ambiente.

A través del análisis estadístico se determinó que, los residuos históricos provenientes de las actividades mineras, tienen influencia sobre las concentraciones de As y Pb; los sitios sin presencia evidente de fuentes, presentaron concentraciones estadísticamente diferentes a las encontradas en áreas que se encontraban bajo la influencia de residuos históricos.

La mineralización polimetálica de tipo skarn a la cual se encuentra asociada el Pb y el As en el área de estudio, se coloca como una fuente importante de estos EPT, debido a los procesos naturales de intemperismo; al encontrarse altas concentraciones en las partes altas de las microcuencas, sin presencia de potenciales, presentaron concentraciones relativamente altas de As y Pb, inclusive superando los criterios de referencia señalados anteriormente.

Las concentraciones solubles obtenidas a través de las pruebas de extracción con agua meteórica, se encontraron por debajo del criterio de referencia (0.5 mg L^{-1}) por lo cual, no representan un impacto a los recursos hídricos en función de la movilidad de Pb y As; además, las fracciones móviles de las muestras de sedimento fueron menores al 1%; sin embargo, las características del sitio que controlan su movilización a la fase acuosa pueden cambiar, favoreciendo la movilización de las altas concentraciones totales de Pb y As presentes en los sedimentos.

A partir de los resultados obtenidos de las pruebas de DRX y extracción secuencial, se logró observar que la movilidad de los EPT se encuentra gobernada por procesos de atenuación natural, principalmente por las condiciones alcalinas del sitio, brindadas en mayor medida por las calizas y feldspatos; así como por procesos de adsorción, o precipitación en las fases

minerales, como oxihidróxidos de Fe y Mn, feldespatos, minerales de arcilla o materia orgánica, capaces de inmovilizar los metales y metaloides.

Ambos EPT se asociaron en mayor medida a fracciones poco lábiles (carbonatos, óxidos de Fe y Mn, materia orgánica y sulfuros, residual); sin embargo, cambios en las características del sitio, como la disolución de las fases portadoras, las cuales son susceptibles a cambios de pH (carbonatos, materia orgánica), la abundancia de ciertos minerales o cambios en las condiciones redox del medio (óxidos de Fe y Mn, sulfuros); pueden producir la liberación de los contaminantes.

Los sistemas de información geográfica permitieron integrar una gran cantidad de datos espaciales en áreas extensas; su aplicación en la ecuación RUSLE permitió evaluar la influencia espacial de cada factor y visualizar la distribución de la erosión hídrica; sin embargo, la aplicación de modelos indirectos como RUSLE, requiere ser calibrado y validado con mediciones *in situ* para corroborar la sensibilidad de los resultados, debido a que su desarrollo se realizó en condiciones distintas a donde fueron aplicados.

A partir del mapa de pérdida de suelo obtenido a través del modelo RUSLE, se determinó que más del 50% de la superficie de las microcuencas experimentan pérdidas de suelo bajas ($0-1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y que las tasas de erosión alta y severa ($>6 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) ocupan menos del 7% de la superficie de las microcuencas, representando pérdidas de $0.5-0.8 \text{ mm año}^{-1}$ de suelo, las cuales son significativas en zonas áridas.

Con la determinación del aporte de As y Pb en sedimentos, se lograron identificar los sitios con mayor riesgo de transporte hídrico del contaminante, siendo la microcuenca San Pedro, la que presenta un mayor aporte, descargando hasta 225 kg año^{-1} y 1664 kg año^{-1} de As y Pb, respectivamente, situándose por encima de los valores reportados en la literatura. Las zonas que presentan un mayor aporte de EPT dentro de las microcuencas San Pedro y Cuesta de Campa corresponden a sitios con presencia de residuos históricos y donde se encontraron algunas de las concentraciones más altas de As y Pb en los sedimentos, por lo cual se les debe dar prioridad al momento de realizar actividades para prevenir la migración del contaminante.

Finalmente, se acentúa la necesidad de continuar con la evaluación del sitio, para obtener un conocimiento más amplio del área impactada, y se logren seleccionar estrategias o tecnologías que estén mejor orientadas a la eliminación de fuentes o a minimizar los impactos identificados en esta investigación.

Se recomienda determinar las concentraciones de fondo, para conocer si las concentraciones detectadas presentan influencia antropogénica; también se recomienda, evaluar las concentraciones totales de otros EPT que pudieran estar presentes en el área, tales como Zn, Cu, Fe, Mn, y Cd; determinar las concentraciones de estos As y Pb en suelos del abanico aluvial de las tres microcuencas; así como realizar estudios de patrones de viento, a partir de los cuales se pueda crear un mapa de riesgo a varios kilómetros a la redonda.

REFERENCIAS

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2007). Toxicological profile for arsenic. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2007). Toxicological profile for lead. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service.
- Alexandratos, V. G., E. J., Elzinga and R. J. Reeder. 2007. Arsenate uptake by calcite: macroscopic and spectroscopic characterization of adsorption and incorporation mechanisms. *Geochim. Cosmochim. (71)* 4172–4187.
- Avendaño, C., Calvo, J.P., Cobo, R. & Sanz, M.E. (1993). La modelización matemática, ajuste y contraste del coeficiente de entre g a de sedimentos a los embalses. Aplicación al cálculo de la erosión de cuencas fluviales. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), Madrid, (1) 210.
- Avendaño, C., Calvo, J.P., Cobo, R. & Sanz, M.E. (1994). La modelización matemática, ajuste y contraste del coeficiente de entre g a de sedimentos a los embalses. Aplicación al cálculo de la erosión de cuencas fluviales. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), Madrid, (2) 40.
- Ávila-Pérez, P., Balcazár, M., Zarazúa, O., Barceló Q., Delgado, D. (1999). Heavy Metal concentration in water and bottom sediments of a Mexican Reservoir. *The Science of the Total Environment (234)* 185-196.
- Bain J.G., Blowes D.W., Robertson W.D., Frind E.O., 2000. Modelling of sulfideoxidation with reactive transport at a mine drainage site. *Journal of Contaminant Hydrology* 41, 23-47.
- Balbontín, B. H. (1972). Geología del Distrito Minero de Cerro de San Pedro, S.L.P. Trabajo Recepcional. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Escuela de Ingeniería. San Luis Potosí, México.
- Barba-Brioso, C, Delgado-Rodríguez, J., Fernández-Caliani, J. C. (2008). Distribución de elementos pesados en las fracciones geoquímicas de un suelo agrícola afectado por los lixiviados ácidos de Filón Norte (Minas de Tharsis, Huelva). *Revista de la sociedad español de mineralogía.* (10) 111-114.
- Barbosa B. E. (2017). Análisis del funcionamiento hidrológico en cuencas con actividad minera con base en sistemas de flujo como eje integrador. Tesis de doctorado en desarrollo. Doctorado en Ciencias Ambientales. Universidad Autónoma de San Luis Potosí/Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales.
- Bodoque, J. M., Pedraza, J., Martín-Duque, J. F., Sanz, M.A. (2001). Evaluación de la degradación específica en la cuenca vertiente al embalse de Puente Alta (Segovia) mediante métodos de estimación directos e indirectos. *C&G (15)* 3-4.
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J. (1994). Acid-neutralization Mechanism in Inactive Mine Tailings. Mineralogical Association of Canada. Short Course Handbook on the Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes. (22) 271-291.
- Borelli, P. (2011). Risk Assessment of Human-induced Accelerated Soil Erosion Processes in the Intermountain Watersheds of Central Italy. A Case Study of the Upper Turano Watershed (Latium-Abruzzi). Tesis Doctoral. Freie Universität Berlín, Alemania 304.

- Borelli, P., Märker, M., Panagos, P., Schütt, B. (2014). Modeling soil erosion and river sediment yield for an intermountain drainage basin of the Central Apennines. *Catena* 114: 45-58.
- Boss, C. B., Fredeen, K. J. Tercera Edición. (2004). *Concepts, Instrumentation and Techniques in Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry*. Perkin Elmer.
- Boyce R. C. (1975). Sediment routing with sediment delivery ratios. In Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources. US Department of Agriculture, Publication (40) 61-65.
- Carbonell, A. A., Burló, F. M., Mataix, J. Primera edición. (1995). *Arsénico en el sistema suelo-planta*. Universidad Alicante. España
- Carrillo-Rivera J.J., Armienta, M.A., (1990), 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.
- Chalov, S.R., Shkolny'í, D.I., Promakhova, E.V., Leman, V.N., Romanchenko, A.O., (2015). Formation of the sediment yield in areas of mining of placer deposits. *Geogr. Nat. Resour.* (36) 124-131.
- Colegio de San Luis A.C. (COLSAN). (2002). Estudio Técnico del Acuífero de San Luis Potosí. El Agua en el Estado de San Luis Potosí.
- Comisión Binacional para el Desarrollo de la Alta Cuenca del Río Bermejo y el Río Grande de Tarija (COBINABE). Primera edición (2010). *Generación y Transporte de Sedimentos en la Cuenca Binacional del Río Bermejo. Caracterización y análisis de los procesos intervinientes*. Buenos Aires, Argentina.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2012). Atlas Digital del Agua en México. México. *Sistema Nacional de Información del Agua*. Recuperado <http://www.conagua.gob.mx/atlas/ciclo09.html>.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2015). Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero de San Luis Potosí (2411), Estado de San Luis Potosí. Subdirección General Técnica. Gerencia de Aguas Subterráneas. Subgerencia de Evaluación y Ordenamiento de Acuíferos. Publicada en el DOF 20 de Abril 2015.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2015). Información climatológica por Estado. México: *Servicio Meteorológico Nacional*. <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-ver-estado?estado=slp>.
- Cortés, T. H. G. (1991). Caracterización de la erosividad de la lluvia en México utilizando métodos multivariados. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Posgraduados, Montecillos, México. 168.
- Demirci, A., Karaburun, A. (2012). Estimation of soil erosion using RUSLE in a GIS framework: a case study in the Buyukcekmece Lake watershed, northwest Turkey. *Environmental Earth Science* 66 903-913. Istanbul, Turkey.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2000). Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2004). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelo contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- Eguiluz, S. (2000). Tectónica de la Sierra Madre Oriental, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* (56) 1-26.
- Environmental Law Alliance Worldwide (ELAW). Primera edición. (2010). *Guía para Evaluar EIAs de Proyectos Mineros*.
- Espino, O. V. (2014). Afectación de suelos y sedimentos por la dispersión de los residuos mineros históricos del distrito minero San Antonio- El Triunfo, B.C.S. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Evanko, C. R., Dzombak, D. A. (1997). *Remediation of Metals-contaminated Soils and Groundwater. Technology Report TE-97-01. Gwrtac Series 7-9.*
- Fitzpatrick, E. A. (1984). *Suelos: Su formación, clasificación y distribución*. México, D.F., editorial Continental. 430.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (1980). *Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos*. Roma. 86.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (1994). *Erosión de suelo en América Latina*. Department RLC.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (1997). *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO riego y drenaje 55. GEMS/Water Collaborating Centre, Canada Centre for Inland Waters Burlington, Canada.*
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2007). *Base referencial mundial del recurso suelo, un marco conceptual para clasificación, correlación y comunicación internacional. Informes sobre recursos mundiales de suelos. International Union of Soil Sciences, World Soil Information.*
- García, E. Quinta edición. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Serie libros. Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México 6.
- García, F. M., Maza, A. J. (1998). *Origen y propiedades de los sedimentos. Manual de Ingeniería de Ríos*. Instituto de Ingeniería Universidad Autónoma de México.
- Giménez, M., C. (2008). *Metodología de cálculo del factor topográfico, LS, integrado en los modelos RUSLE y USPED. Aplicación al Arroyo del Lugar, Guadalajara (España)*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Departamento de Proyectos y Planificación Rural.
- Glymp, L.H. (1954). *Studies of sediment yields from watersheds. International Association Hydrology*, (1) 178-191.
- Greene, R. S., Tongway, D. J. (1989). *The significance of (surface) physical and chemical properties in determining soil surface condition of red earths in rangelands. Australian Journal of Soil Research*. (27) 213-225.
- Guerrero, C. (2008). *San Luis Potosí: 400 años de historia*. Ed. La Casa del Tiempo. San Luis Potosí, S.L.P., México.
- Hammarstrom, J.M., Kotlyar, B.B., Theodore, T.G., Elliot, J.E., John, D.A., Doebrich, J.L., Nash, J.T., Carlson, R.R., Lee, G.K., Livo, K.E., y Klein, D.P. (1995). *Cu, Au, and Zn-Pb skarn deposits*, in E.A. du Bray (ed.), *Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models*, U.S. Geological Survey Open-File Report 95 (831), 90-111.

- Han, F. X. Treceava edición, (2007). *Biochemistry of trace elements in Arid Environments*. Ontario, Canadá.
- Hua, L., Moran, C. J., Prosser, I. P. (2006). Modelling sediment delivery ratio over the Murray Darling Basin. *Environmental Modelling & Software* 21:1297-1308.
- Hudson, N. W. (1997). Medición sobre el Terreno de la Erosión del Suelo y la Escorrentía. *Boletín de Suelos de la FAO-68*. Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/t0848s/t0848s00.htm>.
- ICE. (1999). Plan Integral de Manejo de la Cuenca del Río Reventazón. Instituto Costarricense de Electricidad. San José, Costa Rica.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. (2001). Conjunto de datos vectoriales Fisiográficos escala 1: 1 000 000 Uso de Suelo y Vegetación Serie V.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. (2002). Capítulo 6: Hidrología. *Síntesis de Información geográfica del estado de San Luis Potosí*. San Luis Potosí, México.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. (2008a). Características edafológicas, fisiográficas, climáticas e hidrográficas de México. Manual de Capacitación.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. (2008b). Conjunto de datos vectoriales escala 1: 1 000 000 Unidades Climáticas.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. (2010a). Red Hidrográfica 1:50 000 Ed. 2.0.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. (2010b). México: *México en cifras, Información Nacional, por entidad federativa y municipios*. Recuperado de <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=24>.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. (2013). México: *Guía para la Interpretación de Cartografía Edafológica*. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/inegi/SPC/doc/INTERNET/EdafIII.pdf>.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. (2015a). Guía para la Interpretación de Cartografía Edafológica escala 1:250 000, Serie III.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. (2015b). Guía para la Interpretación de Cartografía Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000 Serie V.
- Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal INAFED. (2010). México: Secretaría de *Gobernación* Recuperado de <http://www.inafed.gob.mx/>.
- Jain, M. K., Kothyari, U. C. (2009). Estimation of soil erosion and sediment yield using GIS. *Hydrological Science Journal*, 45 (5), 771-1786.
- Jinze M., Qingmei, M. (1981). Sediment Delivery Ratio as used in the computation of watershed sediment yield.
- Jung M.C., 2001. Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. *Applied Geochemistry*, 16, 1369-1375.
- Kabata-Pendias, A. Cuarta edición. (2011). *Trace Elements in Soils and Plants*. Nueva York.

- Kelepertzis, E., Argyraki, A., Daftsis, E. I., Ballas, D. (2010). Geochemical background heavy metal concentrations of stream sediments at mineralized areas of NE Chalkidiki. *Hellenic Journal of Geosciences*, (45) 153-162.
- Min-Kim, S., Yosoong, C., Jangwon, S., Sungchan, O., Hyeong-Dong, P. (2012). ArcMine: A GIS extension to support mine reclamation planning. *Computers & Geosciences* (46) 84-95.
- Kirkby, M. J., Morgan, R. C. P. (1980). *Soil Erosion*. Gran Bretaña.
- Labarthe, G., Tristán, M. (1978). Cartografía Geológica Hoja "San Luis Potosí". Folleto Técnico No. 59. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Instituto de Geología y Metalurgia.
- Lancaster, N. (2009). Aeolina features and processes. The Geological Society of America Geological Monitoring: Boulder, Colorado, Geological Society of America, 1–25.
- López-Julián P. L. y Mandado-Collado J. M. (2002). Extracciones químicas secuenciales de metales pesados: Aplicación en ciencias geológicas. *Estudios Geol.* 58, 133-144.
- Lottermoser, B. G. Tercera edición. (2010). *Mine Wastes: characterization, treatment and environmental impacts*. Aachen University.
- Marcus, J. (1997). *Mining environmental handbook: Effects of Mining on the Environment and American Environmental Controls on Mining*. Imperial College Press. E.U.A.
- Merritt, W. S., Letcher, R. A., Jakeman, A. J. (2003). A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software* (18) 761-799.
- Martínez, O. A. (2014). Movilidad de metales y metaloides en sitios mineros: Predicción de impacto en los recursos hídricos. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, México.
- Megaw, P. 1999. The High-Temperature Ag-Pb-Zn-(Cu) Carbonate-Replacement Deposits of Central Mexico, VMS and Carbonate-Hosted Polymetallic Deposits of Central Mexico, British Columbia and Yukon Chamber of Mines, Vancouver, B.C., Canada. 84.
- Mehmood, A., Hayat, R., Wasim, M., Akhtar, S. (2009). Mechanisms of Arsenic Adsorption in Calcareous Soils. Department of Soil Science & SWC, PMAS Arid Agriculture University, Rawalpindi, Pakistan.
- Mendoza- Amézquita, E., Armienta-Hernández, M.A., Ayora, C., Soler., Ramos-Ramírez, E. (2006). Potencial de lixiviación de elementos traza en jales de las minas La Asunción y Las Torres, en el Distrito Minero de Guanajuato, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 23 (1) 75-83.
- Minera San Xavier S.A de C.V. (MSX). (2010). Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Regional. UMCSP- Proyecto de optimización de la operación, consolidación de reservas y cierre. New Gold Minera San Xavier S.A de C.V.
- MINEO Consortium (2000). *Review of potential Environmental and social impact of mining*. Recuperado de <http://www2.brgm.fr/mineo/UserNeed/IMPACTS.pdf>.

- Mitasova, H., Brown, W.M., Johnston, D., Mitas, L. (1996). GIS Tools for Erosion/Deposition Modeling and Multidimensional Visualization. PART II: Unit Stream Power-Based Erosion/Deposition Modeling and Enhanced Dynamic Visualization. Report for USA CERL. University of Illinois, Urbana-Champaign, IL.
- Moore, I. D.; Wilson, J. P. (1992) Length-slope factors for the Revised Universal Soil Loss Equation: Simplified method of estimation. *Journal of Soil and Water Conservation*. 47 (5) 423-248.
- Onrubia, S. E. (2001). Desarrollo de Modelos de Erosión y Aplicaciones con Modelos Digitales del Terreno. Tesis de Doctorado. Departamento de Ingeniería Forestal, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.
- Ortega, N. B. (2012). Asociación entre la fracción bioaccesible y la bioacumulación en algunas especies vegetales que crecen en el cauce del arroyo San Pedro. Tesis de Maestría. San Luis Potosí, México.
- Palacios, R. G. Primera edición. (2008). *El piojito, Ferrocarril El Potosí y Rio Verde 1898-1949*. San Luis Potosí. México.
- Panagos, P., Borelli, P., Meusburger, K.; Alewell, C. (2015). Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* (48) 38-50.
- Perkin Elmer Inc. (1996). Analytical Methods for Atomic Absorption Spectroscopy.
- Perkin Elmer Inc. (2011). The 30-Minute Guide to ICP-MS. Technical Note, ICP-MS Spectrometry
- Petersen, M. A., Libera, M. D., Jannas, R. R. Maynard, S. R. (2001). Geology of the Cerro San Pedro Porphyry-Related Gold-silver Deposit, San Luis Potosí, México. *Society of Economic Geology*. (8) 217-241.
- Pietrón, J., Chalov, S. R., Chalova, S. A., Alekseenko, A. V., Jarsjö. (2017). Extreme spatial variability in riverine sediment load inputs due to soil loss in Surface mining areas of the Lake Baikal basin. *Catena* (152) 82-93.
- Plan Bleu. (2003). Threats to soils in Mediterranean countries, Plan Bleu Papers. Recuperado de: http://www.planbleu.org/publications/cahiers2_sols_us.pdf.
- Razo, I., Carrizalez, L., Castro, J., Díaz-Barriga, F., 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.
- Razo I., R., Muñoz C., Cepeda M., Monroy. (2007). Caracterización ambiental de residuos mineros históricos del Distrito Minero Cerro de San Pedro, (San Luis Potosí, México). Memoria de la XXVII Convención Internacional de Minería de la Asociación de Ingenieros de Minas, Metalurgistas y Geólogos de México. Veracruz, México.
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., Yoder, D. C. (1997). Predicting Soil Erosion by Water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE).
- Rodríguez-Elizalde, M. A. (2006). Adaptación y desarrollo de tres especies ornamentales para crecer en suelos contaminados con residuos mineros. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias. Montecillo, Texcoco, Estado de México.
- Rodríguez-León, 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. San Luis Potosí, México.

- Rodríguez, P. (2013). Evaluación fisiológica de especies vegetales que crecen en sitios impactados por residuos generados de drenaje ácido de roca. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, México.
- Romero-Guadarrama, J. A. (2011). Geoquímica de As, Hg, Pb y Zn y mineralogía en sedimentos superficiales de la cuenca de drenaje del distrito minero El Triunfo, B.C.S., México. Tesis que para obtener el grado de Maestro en Ciencias en Manejo de Recursos Marino. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Rubinos-González, D., Iglesias, L., Devesa R., Díaz-Fierros, F., Barral, M. (2010). Arsenic release from river sediments in a gold mining area (Allons River basin, Spain): effect on time, pH and phosphorus concentration. *European Journal of Mineralogy*. (22) 665-678.
- Rzedowski, J. (1961). Vegetación del Estado de San Luis Potosí. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, D.F.
- Salazar, G. (2000). *Las haciendas en el siglo XVII en la región minera de San Luis Potosí. Su espacio, forma, función, material, significado y estructuración regional*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Facultad del Hábitat. San Luis Potosí, S.L.P, México.
- Loredo-Osti C. S., Beltrán-Lóez, S., Moreno Sánchez, F., Casiano-Domínguez, M. Riesgo a la erosión hídrica y proyección de acciones de manejo y conservación del suelo en 32 microcuencas de San Luis Potosí. Libro Técnico No. 3 INIFAP-CIRNE-Campo Experimental San Luis. San Luis Potosí, S.L.P. México.
- Scott Wilson Mining. (2010). Technical Report on the Cerro de San Pedro Mine, San Luis Potosí, México. New Gold Inc. Scott Wilson Rosoe Postle Associates Inc.
- Salomons, W., de Rooji, N. M., Kerdijk, H., Bril, J. (1987). Sediments as a source for contaminants. *Hydrobiology*. Noruega. 149 13-30.
- Salminen, R., Tarvainen, T., Demetriades, A., Duris, M., Fordyce, F. M., Gregorauskiene, V., Kahelin, H., Kivisilla, J., Klaver, G., Klein, H., Larson, J., Lis, J., Locutura, K., Marsina, H., Mjartanova, H., Mouvet, C., O'Connor, P., Odor, L., Ottonello, G., Paukola, T., Plant, J. A., Reimann, C., Schermann, O., Siewers, U., Steenfelt, A., Van der Sluys, J., de Vivo, B., Williams, L. (1998). FOREGS geochemical mapping field manual. Geological tutkimuskeskus Opas- Geological Survey of Finland Guide 47.
- Sauvé, S., Martínez, C. E., Mc Bride, M., Hendershor, W. (2000). Adsorption of free lead (Pb²⁺) by pedogenic oxides, ferrihydrite, and leaf compost. Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada.
- Schaider, L. A., Senn, D. B., Estes, E. R., Brabander, D. J., Shine, J. P. (2014). Sources and fates of heavy metals in a mining-impacted stream: Temporal variability and the role of iron oxides. *Science of the Total Environment* (490) 456-466.
- Sistema Nacional de Información del Agua SINA (2016). Recuperado de <http://201.116.60.25/sina/index.html>
- Smedley, P. L., Kinniburgh, D. G. (2002). A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry* (17) 517-568.
- Sherene, T. (2010). Mobility and transport of heavy metals in polluted soil environment. *Biological Forum* (13) 112-121
- Strahler A. V. (1952): Hypsometric analysis of erosional topography. *Bull, Geol. Soc. Am.* (63) 923-938.





- Tessier A. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of Particulate trace metals. *Anal Chem* 51: 844-851.
- Trimble, J. C. (2001). Spatial patterns and floodplain contributions of mining related contaminants in Chat Creek watershed, Southwest Missouri. Tesis de maestría. Universidad del Suroeste del estado de Missouri. Missouri. E.U.A.
- United States Department of Agriculture (USDA). (1995). Water erosion prediction project, hillslope profile and watershed model documentation. Technical documentation. NSERL Report No. 10. National Soil Erosion Research Laboratory USDA-ARS-MWA.
- United States Department of Agriculture (USDA). (2015). *Agricultural Non-Point Source Pollution Model (AGNPS)*. Recuperado de <http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/null/?cid=stelprdb1042468>.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2010). *ANSWERS- USERS MANUAL*. EPA-905/9-82-001.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2002). *Chemicals, Runoff, an erosion from Agricultural Management Systems-CREAMS. EPA Science Inventory*. Recuperado de https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?dirEntryId=2917&keyword=hydrosphere&actType=&TIMSType=+&TIMSSubTypeID=&DEID=&epaNumber=&ntisID=&archiveStatus=Both&ombCat=Any&dateBeginCreated=&dateEndCreated=&dateBeginPublishedPresented=&dateEndPublishedPresented=&dateBeginUpdated=&dateEndUpdated=&dateBeginCompleted=&dateEndCompleted=&personID=&role=Any&journalID=&publisherID=&sortBy=revisionDate&count=50&CFID=55030748&CFTOKEN=73179444.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1976). Loading functions for assessment of water pollution from nonpoint sources. Environmental Protection Agency Series. Office of Air, Land and Water Use. Office of Research and Development. Washington, D.C. 20460.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2006). Terms of Environment: Glossary, Abbreviations and Acronyms.
- Uribe, M. L. (2011). *Doscientos años de Historia en San Luis Potosí: actores, prácticas e instituciones*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Derecho. CENEJUS. San Luis Potosí, México.
- Vázquez, G. (2007). Movilización de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en la rizósfera de *Viguiera Dentata*, una especie vegetal tolerante, de suelos de Villa de la Paz, Matehuala, S.L.P. Tesis de maestría. San Luis Potosí, México.
- Vázquez, S. E. (2012). Caracterización de un depósito no controlado de residuos mineros y evaluación de su impacto en suelo superficial. Tesis de maestría. San Luis Potosí, México.
- Violante, A., Cozzolino, V., Perelomov, L., Caporale, A. G., Pigna, M. (2010). Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. *J. Soil. Sci. Plant Nutr.* 10 (3): 268-292.
- Volke, T., Velasco, J. A., De la Rosa, D. A. Primera edición. (2005). *Suelos contaminados por metales y metaloides*. Secretaria de Medio Ambiente y recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México.
- Walling, D. E.; (1983). The sediment delivery problem. *J. Hydrol.* (65) 209-237.
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses- a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537.

- Wordofa, G. (2011). Soil erosion modeling using GIS and RUSLE on the Eurajoki watershed Finland. Tesis de Doctorado. TAMK University of Applied Sciences, Tapmpere, Finlandia.
- Yacoub, C., Pérez-Foguet, A., Miralles, N. (2012). Trace Metal Content of Sediment Close to Mine Sites in the Andean Region. *The Scientific World Journal*. 2012 (3) 12.
- Yong, R. N., Thomas, H. R. Tercera edición. (2004). *Geoenvironmental engineering: Integrated management of groundwater and contaminated land*. Heron Quay, Londres.

ANEXOS

ANEXO 1

Descripción de los sitios de muestreo de sedimentos de arroyo de la microcuenca San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

No.	ID Muestra	Descripción	Fotografía
1	SPs_01	Cauce angosto y con abundante presencia de vegetación. El sedimento muestreado presentaba una coloración café con humedad del 10%, abundante materia orgánica y pedregosidad. Las especies vegetales predominantes fueron: nopal, uña de gato y maguey.	
2	SPs_02	Cauce angosto y con abundante presencia de vegetación. Las paredes del cauce presentaron arcillas y caolín. La muestra contenía abundante materia orgánica, era de color café y con una humedad del 5%. Las especies vegetales predominantes fueron: uña de gato, pastos y maguey.	
3	SPs_03	Cauce angosto y con abundante presencia de vegetación. La muestra se encontraba en un meandro, presentó abundante materia orgánica, de color gris claro y humedad menor al 5%. La especie vegetal predominante fue: uña de gato.	
4	SPs_04	La muestra presentaba color café claro con humedad del 5%, del tamaño de limos y arenas, con poca materia orgánica presente en la muestra. El cauce presentaba elevada pedregosidad, las paredes de éste estaban formadas por calizas y arcillas, la vegetación predominante fue uña de gato, nopal y pastos.	

5 SPS_05 El cauce presenta poca vegetación y abundante pedregosidad, también se observó la presencia de calizas en las paredes del cauce. El sedimento presentó una coloración gris claro, con humedad del 10%. La vegetación predominante fue uña de gato y especies herbáceas.



6 SPS_06 El cauce presenta elevada pedregosidad, y moderada cantidad de pastos, antes de la toma de las muestras se encontraba un parche de mezquites, las paredes del cauce se encontraban formados por calizas y caolín. La muestra presentaba una coloración café claro, humedad menor al 5% y moderada materia orgánica. El sitio presentaba una vegetación de tipo matorral desértico micrófilo.



7 SPS_07 Las paredes del cauce estaban formadas por arcillas y caolín, en ellas también se encontraba abundante vegetación, sobre el cauce se encontraron pastos. El sedimento era de color gris claro con humedad menor al 5%, presentaba un aspecto similar a suelo con abundante materia orgánica.



8 SPS_08 Arroyo intermitente con presencia de charcos, humedad >10%, 500 m de distancia al poblado de Cerro de San Pedro, presencia de roca madre e intrusivo rojizo, presenta vegetación de tipo matorral desértico micrófilo, y vegetación secundaria



9 SPS_09 El cauce presenta pedregosidad y moderada vegetación, cerca del punto de la muestra se observó un escombro café rojizo. La muestra presentaba un color gris-chafe claro y humedad menor al 5%. Las especies vegetales predominantes fueron pirul, garambullo y nopal.



10 SPS_10 Se encuentra ubicada a un costado del hospital y del camino a Cerro de San Pedro, presenta restos de vegetación, el sedimento presenta un color grisáceo y humedad menor al 5%, la vegetación predominante son pirules y herbáceas.



11 SPS_11 El cauce principal se encuentra influenciado por un tributario proveniente de residuos mineros, se observó la presencia de drenaje ácido antes y después del puto de muestreo, así como residuos de vegetación y basura urbana. El sedimento muestreado presentó una coloración rojiza, escorias de fundición, presentaba un color oscuro y humedad del 15-20%. Las especies vegetales predominantes fueron pirul, nopal, nama y pastos.



12 SPS_12 Sobre el punto de muestreo se encontraron una gran cantidad de escorias y manchas que evidenciaban la oxidación de sulfuros, nula vegetación sobre el lecho del cauce, las paredes se encontraban formadas por caolín y arcillas. El sedimento presentaba un color gris claro sin humedad aparente y poca materia orgánica, la vegetación predominante fue pirul, huizache y mezquite.



13 SPS_13 El punto de muestreo se encuentra ubicada aproximadamente a 50 m aguas debajo de libramiento oriente, se observó la presencia de pequeñas rocas con manchas amarillas producto de la oxidación de sulfuros sobre el cauce así como presencia de escorias, las especies vegetales predominantes fueron pirul, huizache y yuca. Evidente presencia de roca caliza en forma de bloques, los sedimentos presentaron humedad del 5%.



14	SPs_14	El punto de muestreo presentaba oxidación de sulfuros, en las paredes del lecho se observaban calizas y aglomerados de arcilla. La muestra presentaba color café, humedad menor al 5%, poca materia orgánica y del tamaño de limos. El pirul y la uña de gato fueron las especies vegetales que predominaron.	
15	SPs_15	El cauce presentaba una gran cantidad de gravas y material de arrastre proveniente de las paredes formadas de caliza. La muestra presentaba escorias de fundición, color café claro y no presentaba humedad. Las especies predominantes fueron uña de gato y pirul.	
16	SPs_16	El sedimento de la muestra era del tamaño de arenas y limos, color gris claro a café, sin humedad aparente y con presencia de escorias. El sitio de muestreo se encontró después de un meandro y poca presencia de oxidación de sulfuros, las paredes se encontraban formadas por calizas y caolín. La vegetación predominante fue pirul y uña de gato.	
17	SPs_17	La muestra presentaba tamaño de arcillas, color gris claro a café claro, sin humedad aparente y con presencia de escorias. El sitio de muestreo se encontró después de un meandro con erosión visible, las paredes se encontraban formadas por calizas y caolín. La vegetación predominante fue pirul y uña de gato.	
18	SPs_18	El cauce era amplio de aproximadamente 3 m, presentaba poca cantidad de cantos rodados así como nula vegetación sobre el cauce, las paredes se encontraban formadas por calizas y presentaban vegetación, en especial pirules. El sedimento era del tamaño de arenas, presentaba coloración café claro, escorias y no presentaba humedad.	

19 SPS_19 El cauce se encontraba bien definido, con presencia de cantos rodados y nula vegetación sobre el cauce, las paredes eran bajas y presentaban vegetación, principalmente mezquite y huizache, en algunos puntos se podía observar la oxidación de sulfuros, el punto de muestreo se encontraba bajo el libramiento oriente. La muestra presentaba poca cantidad de materia orgánica, escorias y partículas de tamaño de limos y arenas.



20 SPS_20 El sitio de muestreo presentaba bloques angulares y cantos rodados, nula vegetación sobre el cauce. La muestra presentaba escorias y nula cantidad de materia orgánica, sin humedad, y de color café claro, del tamaño de arenas y limos.



21 SPS_21 El cauce se observó bien definido con alta pedregosidad, en la pared se observó caolín y material depositado, en uno de los costados del cauce se encontraba una planicie de 3 m de ancho aproximadamente, la cual cantes era cerro que fue escarbado para obtener material de construcción La muestra presentó escorias y era del tamaño de arenas.



22 SPS_22 El sitio de la toma de la muestra se observaba similar a los sitios de las muestras anteriores, la muestra presentaba poca materia orgánica y sin humedad.



23 SPS_23 Sobre el cauce se encontraban gran cantidad de cantos rodados, y escorias, al momento de tomar la muestra estaba lloviendo por lo cual la muestra presentaba cerca de un 40% de humedad, por otra parte no presentaba materia orgánica.



24 SPs_24 La muestra presentaba un alto contenido de escorias, elevada pedregosidad, tenía una coloración café claro y no presentaba humedad. Las especies predominantes eran herbáceas, mezquite, nopal y gobernadora.



25 SPs_25 En este punto ya no se encontraba un cauce definido, se comenzó a observar el abanico aluvial, sobre el punto de muestreo se encontraban cantos rodados, escorias y abundante vegetación, principalmente pastos, nopales, gobernadora y uña de gato. La muestra era de color gris claro, del tamaño de arenas, sin humedad y abundante materia orgánica, además de que se presentó costra biológica.



26 Spo_01 El cauce es angosto y con abundante presencia de vegetación. El sedimento muestreado presentaba una coloración gris claro con humedad menor al 10%, abundante materia orgánica y abundante pedregosidad. La especie vegetal predominante fue: uña de gato.



27 Spo_02 La muestra presentó una apariencia parecida a suelo, de color café oscuro y humedad del 10%, con abundante materia orgánica y presencia de costra biológica, las paredes del cauce están formadas por calizas, se observan estratos de arcillas y limos. Se observó la presencia de abundante vegetación secundaria.



28 Spo_03 El cauce principal presentó poca vegetación, elevada pedregosidad, bancos de caolín y arcilla, el sedimento presentaba una coloración café claro, humedad menor al 10% y poca materia orgánica. La especie predominante fue la uña de gato.



29 Spo_04 El cauce presentaba alta pedregosidad, así como pastos, las paredes del cauce se encontraban formadas por bloques de calizas. La muestra se tomó antes de un camino de terracería, con moderada cantidad de materia orgánica, presentaba un color café oscuro y humedad menor al 10%. El sitio presentaba una vegetación de tipo chaparral.



30 Spo_05 El cauce del tributario se encontraba formado por bloques prismáticos, sobre el cauce no se encontró vegetación, por otra parte en las paredes del cauce se encontraron especies como uña de gato, agaváceas y pastos. El sedimento presentaba una coloración gris claro con humedad menor al 5%. Las especies encontradas fueron pirul, garambullo y mezquite.



31 Spo_06 El cauce se encuentra sobre lecho rocoso, en las paredes se lograba observar formaciones escalonadas de Cuesta del Cura, poca presencia de vegetación. A muestra presentaba color café claro con humedad menor al 5% y con poca cantidad de materia orgánica. Las especies encontradas fueron órgano, nopal, pirul y maguey.



32 Spo_07 Alteración por obras de drenaje artificial y maquinaria pesada, abundante presencia de escorias y residuos sólidos urbanos, el sedimento presenta coloración oscura y una humedad menor al 5%, se encuentra ubicada a un costado del estacionamiento del poblado.



33 Spo_08 El cauce activo se encontró sobre los residuos del Terrero Victoria, se observó la oxidación de sulfuros, presencia de carbonatos, escorias. El sedimento era de un calor café oscuro con una humedad del 30%. Las especies vegetales predominantes fueron Nama, pastos y pirul.



34 SPr_01 El sedimento presentó una coloración café oscuro y su aspecto era parecido a suelo con abundante materia orgánica, presentaba una humedad del 10 al 15%. En las paredes del cauce se encontraba la presencia de calizas y caolín. El sitio de la muestra se encontraba debajo de un mezquite el cual era una de las especies predominantes en el sitio.



35 SPr_02 El sitio de muestreo corresponde a la presa Los Méndez, se encontraba con abundante presencia de pastos, en varias secciones de la presa se encontraban encharcamientos. En el punto donde se tomó la muestra el sedimento se encontraba apelmazado, la sección más superficial (A) se encontraba con abundante materia orgánica y humedad del 10%, la sección B presentaba una textura arenosa, la sección C presentaba una textura fina y poca humedad, la sección D estaba formado por material parental.



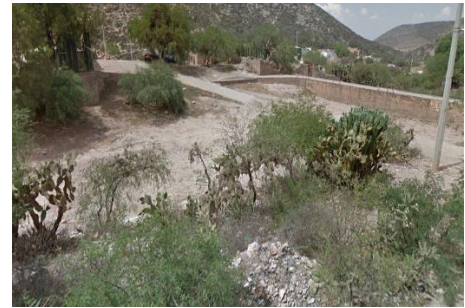
36 SPr_03 El sedimento muestreado se tomó sobre el lecho de roca prismática por el cual estaba formado el cauce, en sus paredes se encontraba material de relleno y cascajo; cerca al punto de muestreo se encontraba la presencia de basura urbana, una zona habitacional. La muestra presentaba un color café claro con humedad menor al 5%. Las especies vegetales encontradas fueron pirul, pastos, garambullo y uña de gato.



37 SPr_04 El sitio de la muestra se encuentra aguas debajo de del Terrero Este sin embargo, hay un bordo que impide en parte el paso del cauce hacia la presa San Nicolás, a un costado se encuentra un camino de terracería y la Iglesia de San Nicolás. La muestra presentaba una textura fina y se encontraba muy compactada, presentaba una coloración gris claro con humedad menor al 5%.



38 SPr_05 El sitio de muestreo corresponde a la presa San Nicolás, el sedimento depositado se encontraba compactado, de la muestra obtenida de los núcleos se obtuvieron 5 segmentos los primeros dos presentaban humedad del 10%, la tercera sección presentaba color rojizo, la cuarta y la quinta café oscuro y ésta última presentaba pedregosidad de la roca madre.



39 SPr_06 El punto de muestreo se encontraba aguas debajo de los terreros Este y Oeste, no se presentaba un cauce definido pero se observaron cárcavas en el terreno aledaño. La muestra era de color café oscuro, humedad menor al 5% y nula presencia de vegetación.



40 SPr_07 En el sitio se observó la presencia de rocas sedimentarias, y la presencia de residuos sólidos urbanos y escombros. La muestra presentaba un color café claro con humedad menor al 5%. La especie predominante fue el mezquite.



41 SPr_08 Sobre el lecho del cauce se encontraba basura urbana, escombros y restos de vegetación arrastrados por el agua, a un costada se encontraba un camino peatonal. El sedimento presentaba color café claro y humedad del 15%. Las especies vegetales predominantes fueron nopal, pirul y pasto.



42 SPr_09 Se encuentra ubicado cerca del Terrero Victoria, las paredes del arroyo presentan oxidación de sulfuros y presencia de vegetación secundaria, las manchas rojas y amarillas sobre el cauce fueron evidentes, así como la presencia de escorias, sobre el cauce no se observó presencia de materia orgánica. El sedimento presentaba una humedad del 10% y coloración grisácea.



43 SPr_10 Sobre el lecho del cauce se observó la oxidación de sulfuros, así como la presencia de escorias de fundición, se observó material fino arrastrado proveniente de las paredes de calizas del cauce. El sedimento presentó un color gris claro sin humedad aparente.



44 SPr_11 El sitio de muestreo se encuentra aguas debajo de un residuo minero, sobre el lecho del cauce se observó una gran cantidad de escorias, escasa vegetación (pirul, lechuguilla, yuca). La muestra presentó un color café claro sin humedad.



45 SPr_12 El sedimento muestreado presentó características similares a suelo, presentaba tamaño de arcillas y abundante materia orgánica con una coloración café oscuro y humedad menor al 5%, en las paredes del cauce se observaban calizas. Las especies predominantes fueron uña de gato, mezquite, huizache y herbáceas.



46 SPr_13 El cauce del tributario presentaba una gran cantidad de vegetación (pastos), y abundante pedregosidad. La muestra presentó un color café claro sin humedad aparente y abundante materia orgánica. La especie predominante fue el mezquite.



47 SPr_14 El cauce presentaba elevada oxidación de sulfuros y escorias, las paredes del cauce se encontraban deslavadas desprendiendo caolín y arcillas, en una de las paredes se encontraban residuos provenientes de las actividades mineras. El sedimento presentaba color café y sin humedad aparente, la vegetación predominante fue pirul y mezquite.



48 SPr_15 El cauce era estrecho con bloques de caliza en las paredes, presentaba una gran cantidad de vegetación. El sedimento presentó una coloración café claro con humedad menor al 10%, abundante materia orgánica y partículas del tamaño de arenas. LA vegetación predominante fue el espadín y uña de gato.



49 SPr_16 El sedimento muestreado presentó tamaño de arcillas, solo café claro y humedad menor al 5%, sobre el cauce se encontró abundante presencia de vegetación, principalmente gobernadora, uña de gato y pastos.



50 SPr_17 La muestra presentaba abundante materia orgánica, color gris claro y sin humedad aparente y partículas del tamaño de arenas. El cauce presentaba poca vegetación, principalmente pastos y las paredes estaban formadas por calizas.



51 SPr_N El cauce del tributario se encontraba modificado, sus paredes estaban formados por calizas y la riolita sobre el lecho del cauce era evidente, y se observaron sales disueltas sobre la roca. La muestra era de color café claro y con moderada cantidad de materia orgánica, sin humedad aparente. La especie predominante fue el pirul.



52	CCs_01	El cauce presentaba alta pedregosidad, las paredes del cauce se encontraban formadas por calizas. La muestra presentaba moderada cantidad de materia orgánica, era de color café oscuro y humedad del 10%. El espadín, uña de gato, nopal y citronela fueron las especies predominantes en el área de muestreo.	
53	CCs_02	El cauce presentaba alta pedregosidad (gravas y cantos) las paredes del cauce se encontraban formadas por calizas y con poca vegetación sobre el cauce y las paredes. La muestra presentaba moderada cantidad de materia orgánica, era de color café oscuro y humedad del 10%. Las especies predominantes en el área de muestreo fueron uña de gato y espadín.	
54	CCs_03	El cauce presenta cantos y gravas, poca cantidad de sedimento, presencia de especies vegetales como nama, pastos y en las paredes uña de gato, éstas últimas formadas por caliche. El sedimento presentaba color café, humedad del 5% y partículas del tamaño de arenas y limos.	
55	CCs_04	El cauce principal presentaba abundante vegetación (pastos), cantos rodados y gravas. La muestra se tomó después de un meandro cuyas paredes presentaban afloramientos de rocas ígneas, la muestra presentaba color café rojizo con 5% de humedad y partículas finas, similar a suelo y con abundante materia orgánica. El tipo de vegetación presente en el sitio era matorral espinoso.	
56	CCs_05	El cauce presentaba abundante pedregosidad (gravas y cantos rodados), poca vegetación sobre el cauce, pero matorral espinoso en las paredes. La muestra presentaba color café con humedad menor al 5% y partículas del tamaño de arcillas, similar a suelo y con abundante materia orgánica. Las especies vegetales presentes en el sitio fueron espadín y uña de gato	

57 CCs_06 El cauce presentó una gran cantidad de gravas, gran cantidad de pastos sobre el cauce, así como materia orgánica; el sedimento presentaba una coloración gris claro y sin humedad aparente; las especies predominantes en el área de muestreo fueron: uña de gato y yuca, así como vegetación secundaria.



58 CCs_07 El sitio donde se tomó la muestra moderada pedregosidad, el pirul fue la especie que se destacó más. La muestra presentó un color café claro, humedad menor al 5%, partículas finas fáciles de tamizar.



59 CCs_08 El cauce donde se tomó la muestra se encontraba perfectamente definido, las paredes eran bajas y presentaba poca vegetación sobre él, así como poca pedregosidad. El sedimento era de color gris claro, humedad del 5%, partículas del tamaño de arcillas, poca presencia de materia orgánica.



60 CCs_09 El sitio de muestreo se encontraba aproximadamente a 50 m de la carretera, presentaba poca pedregosidad y poca vegetación sobre el cauce. La muestra presentaba un color café claro, no presentaba humedad ni abundante materia orgánica. El tamaño de las partículas era generalmente del tamaño de arenas y limos.



61 CCs_12 En el sitio de muestreo se encontraba abundante pedregosidad, se observó material arrastrado por el agua, como ramas y troncos. La muestra era de color gris, del tamaño de arenas y limos sin humedad aparente y abundante materia orgánica.



62 CCs_13 La muestra se encontró aguas debajo de la comunidad de La Zapatilla, antes del punto de la muestra se encontró una obstrucción del arroyo por abundante vegetación; se observó la presencia de pequeños tributarios cercanos al punto de la muestra; el sedimento presentaba una coloración café claro con una humedad menor al 5%; las especies vegetales predominantes fueron pirules, garambullos y uñas de gato.



63 CCs_14 El sitio de muestreo se encontró dentro de un área donde se extraía material para construcción, aproximadamente a 100 m de la carretera a Cerro de San Pedro, presentaba poca cantidad de vegetación sobre el cauce, en las paredes la vegetación predominante era de tipo matorral xerófilo. La muestra era de color café claro y no presentaba humedad.



64 CCs_17 El cauce se encontraba obstruido aguas abajo por residuos, presentaba elevada pedregosidad y poca materia orgánica, se podía observar la roca madre sobre el cauce. El sedimento presentaba una coloración gris claro y sin humedad aparente. Las especies predominantes fueron nopal cegador, sangre de grado y garambullo.





65 CCs_18 A partir de este punto del arroyo Cuesta de Campa ya no se observa un cauce completamente definido, empieza formarse el abanico aluvial, la muestra presentaba características similar a suelo, de color café oscuro con 20% de humedad, abundante materia orgánica y partículas del tamaño de arcillas.



66 CCs_19 El sitio de la muestra se encontraba rodeado por vegetación principalmente de tipo matorral xerófilo, presencia de abundante materia orgánica, aguas arriba del sitio se encontraba basura urbana. La muestra era de color café oscuro, sin humedad y del tamaño de arcillas.



67 CCs_01 N	El cauce presenta abundante vegetación, las paredes se encontraban formadas por caolín y arcillas. La muestra presentaba un color café oscuro con humedad del 10% y partículas del tamaño de arenas. La vegetación predominante fue magüey, uña de gato y pastos.	
68 Cco_01	Se encuentra ubicada entre dos caminos de acceso al poblado de Cuesta de Campa, el cauce y las paredes se encontraban cubiertos por abundante vegetación principalmente nopales, garambullos, mezquite, abundante presencia de materia orgánica. El sedimento presentaba un color grisáceo y sin humedad aparente.	
69 Cco_02	La muestra presentaba gran cantidad de materia orgánica, y con características similares a las de suelo, con humedad menor al 5% y color café oscuro. Las paredes del sitio de la muestra se encontraban formadas por caliche y cubiertas por vegetación de tipo matorral desértico micrófilo.	
70 Cco_03	El cauce era amplio en el punto de muestreo, de alrededor de 2 m, la muestra se tomó dos metros antes de la confluencia con el cauce principal, en el sitio se encontraba una gran cantidad de vegetación de tipo matorral micrófilo, la muestra presentó una coloración café, partículas del tamaño de limos y de apariencia similar al suelo, con alta cantidad de materia orgánica y humedad del 5%.	
71 CCr_01	El punto de muestreo se encontraba 50 metros aguas debajo de una bifurcación, aguas debajo de ésta se encontraba un poblado por lo cual se cuidó evitar la influencia de éste. La muestra presentó escorias, presentaba un color café rojizo y partículas finas con humedad menor al 5% y poca cantidad de materia orgánica. El tipo de vegetación predominante fue: cactáceas, uña de gato y mezquite.	

72 CCr_03 El sitio donde se tomó la muestra se encontraba aguas debajo de un camino de terracería con moderada afluencia vehicular, presentaba abundante vegetación especialmente mezquite y huizache, y mucha pedregosidad. La muestra era de color gris claro, sin humedad aparente y del tamaño limosa.



73 CCr_04 El sitio de muestreo presentaba elevada pedregosidad, y vegetación a los costados, principalmente de tipo pirul, mezquite y huizache. La muestra presentaba un color gris-café con gran cantidad de materia orgánica y de tamaño de limos.



74 Ts_01 El sitio de la toma de muestra presentaba sedimentos de partículas del tamaño de arcillas, poca pedregosidad y sin presencia de vegetación sobre el cauce, la coloración del sedimento era café claro, al momento de la toma de muestra comenzó a llover; La vegetación predominante en el área fue mezquite y garambullo.



75 Ts_02 El punto de muestreo original se cambió debido a que no existía cauce en el punto propuesto, la muestra se ubicó después del libramiento oriente, justo después de un canal debajo del libramiento, se observó presencia de abundante materia orgánica; aguas arriba de la muestra se encontraba abundante vegetación por encharcamiento de agua. El sedimento presentaba una coloración café claro y humedad menor al 5%.



76 Ts_03 La muestra presentaba partículas del tamaño de arcillas, con abundante materia orgánica, la muestra era de color gris claro y no presentaba humedad. En el sitio de la muestra se observó la presencia de contra biológica, ramas y troncos arrastrados por la corriente. Las especies predominantes eran gobernadora, nopal y mezquite.



77	Ts_04	Sobre el cauce se encontraba abundante vegetación principalmente sangre de grado, el cauce principal se encontraba alterado. La muestra presentaba gran cantidad de materia orgánica era de color café claro y del tamaño de arcillas. Durante el momento de la toma de muestra comenzó a llover.	
78	Ts_05	El punto original de la muestra se movió para evitar una zona de disturbio, casi no había sedimento para la toma de la muestra. En el área se encontraban ramas y troncos arrastrados por la corriente. La muestra era de color gris, sin humedad, del tamaño de arenas y limos. Las especies predominantes fueron mezquite y gobernadora.	
79	Ts_06	El cauce se encontraba dividido por perturbaciones antropogénicas, se presentan varios formados por pastos, en el sitio se encontraba la presencia de escombros, la especie predominante fue la gobernadora, las cuales mostraban evidencia de un incendio reciente. El sedimento presentaba una coloración gris claro y sin humedad aparente.	
80	Ts_07	En este punto ya no era posible observar un cauce definido, el sitio está cubierto por vegetación, principalmente gobernadora y pastos. La muestra tenía abundante materia orgánica, y tenía la apariencia de suelo café oscuro, del tamaño de limos.	
81	To_01	El sitio presentaba roca madre expuesta (riolita), y abundante presencia de costra biológica, y se notaba el arrastre de ramas y hojas. La muestra era de color café grisáceo, del tamaño de limos y con abundante materia orgánica. Las especies vegetales predominantes fueron nopal, gobernadora, mezquite y tasajillo.	

82 To_02 El sitio de la muestra se encontraba sobre un tributario de primer orden, aguas arriba se encuentra un terraplén construido con residuos, el sedimento presentaba una consistencia arenosa, poca presencia de materia orgánica sobre el cauce. El sedimento presentaba un color café claro y humedad menor al 10%.



83 Tr_02 La muestra era muy fina, del tamaño de arcillas sin embargo, en el área se lograron observar cantos rodados, acumulados en las paredes, principalmente debido a que se encontraba dentro de un meandro. La muestra era de color gris, sin humedad y con abundante materia orgánica. Las especies predominantes fueron mezquite, garambullo y gobernadora.



84 Tr_04 La muestra presentaba elevada cantidad de materia orgánica, cantos rodados, era de color café claro, y no presentaba humedad, presentó un tamaño de arenas y limos. El cauce se encontraba cubierto por vegetación secundaria y sangre de grado. En los costados el mezquite y el huizache fueron abundantes.



85 Tr_05 El cauce donde se tomó la muestra se encontraba alterado por obras de construcción, presentaba elevada pedregosidad y abundante vegetación en las paredes formadas por caolín. La muestra era de color café claro, con poca cantidad de materia orgánica sin humedad y del tamaño de arenas y limos.



ANEXO 2

Metodología para la obtención del Factor LS de RUSLE

Primeramente se obtuvo el área de contribución aguas arriba (A), la cual se obtiene a partir de la herramienta *Arc Tool Box > Spatial Analyst Tools > Hydrology > Flow Direction*, la cual brinda un archivo en formato de celdas con la dirección de flujo de cada celda pendiente abajo a su celda vecina más cercana; el archivo creado se nombró “fdr” y de utilizó para crear un nuevo archivo raster que contiene la acumulación del de flujo en cada celda dado por la herramienta *Arc Tool Box > Spatial Analyst Tools > Hydrology > Flow Accumulation*; nombrada “fac”.

El siguiente paso fue calcular la longitud efectiva de la curva de nivel, es decir la longitud de la línea de la curva de nivel dentro de la celda de una malla del archivo ráster sobre la cual el flujo pasa; para ello se calculó la dirección de la pendiente la cual se obtuvo a partir de *Arc Tool Box > Spatial Analyst Tools > Surface > Aspect*; nombrada “aspect”; una vez obtenida se procede a calcular el seno y el coseno de la capa con la herramienta de *Arc Tool Box > Spatial Analyst Tools > Map Algebra > Raster Calculator* sin , debe tenerse en cuenta que las funciones *Sin* y *Cos* solo lee radianes, por lo cual la capa debe ser convertida de grados a radianes dividida por el factor de conversión 57.2957 o multiplicada por 0.017453; introduciendo finalmente la capa “Aspect” con las **Ecuaciones 11** y **Ecuación 12** en *Raster Calculator* para cada capa:

$$\text{Sin} ("Aspect" * 0.017453) \quad \text{Ecuación 11}$$

$$\text{Cos} ("Aspect" * 0.017453) \quad \text{Ecuación 12}$$

Cada capa resultante de la operación anterior, contendrá los valores seno y coseno según corresponda, los valores resultantes se encontraran en el rango de 1 a -1, y debido a que deben sumarse de acuerdo a la Ecuación 5, ambos deben contener valores positivos (0 a 1) utilizando las **Ecuaciones 13** y **Ecuación 14** en *Raster Calculator*:

$$\text{Con} ("seno" < 0, "seno" * (-1), "seno") \quad \text{Ecuación 13}$$

$$\text{Con} ("coseno" < 0, "coseno" * (-1), "coseno") \quad \text{Ecuación 14}$$

Los nombres entre comillas representan las capas con los valores de seno y coseno; las capas resultantes de las operaciones anteriores se nombraron “seno_con” y “coseno_con”;

finalmente, se suman las capas seno y coseno (con valores positivos) multiplicándolos por la resolución del archivo ráster (15 m) para obtener la longitud efectiva de la curva de nivel (D_{ij}), se introdujo la **Ecuación 15** en Raster Calculator:

$$15 * ("seno_con" + "coseno_con") \quad \text{Ecuación 15}$$

Los valores entre comillas representan las capas con los valores positivos de seno y coseno respectivamente, la capa resultante se nombró "Dij".

Por último, siguiendo la **Ecuación 16** se divide el raster que contiene los valores de flujo acumulado de cada celda nombrado "fac" y que representa el área de contribución aguas arriba (A), entre el raster de la longitud efectiva de la curva de nivel (D_{ij}), introduciendo la Ecuación 11 en Raster Calculator:

$$"fac" / "Dij" \quad \text{Ecuación 16}$$

De acuerdo a la Ecuación 5, para la obtención del Factor LS de RUSLE3D, las capas necesarias para calcularlo además de las ya realizadas, es la del seno de la pendiente, la cual se obtiene de manera similar a la capa "Aspect", primeramente, se obtiene el mapa de pendientes a través de *Arc Tool Box > Spatial Analyst Tools > Surface > Slope*, la capa creada se nombró "Slope"; esta herramienta, provee los valores de la pendiente para cada celda en grados, debido a que los valores de pendiente son en grados, estos deben convertirse a radianes dividiendo por 57.2957; se introdujo la **Ecuación 17** en Raster Calculator:

$$\text{Sin}(("Slope" / 57.2957)) \quad \text{Ecuación 17}$$

Finalmente, con la capa de área específica "Ae" y seno de la pendiente "sin_slope" se procede a calcular el Factor LS, con la **Ecuación 18**.

$$1.1 * \text{Pow}("Ae" / 22.13, 0.1) * \text{Pow}("sin_slope" / 0.0896, 1.3) \quad \text{Ecuación 18}$$

Donde las capas entre comillas corresponden a los raster de área específica de captación y seno de la pendiente, el raster resultante se nombró LS.

ANEXO 3

Valores de pH y conductividad obtenidos para las muestras de sedimento de arroyo (N=92)

Tabla 17. Resultados de pH y conductividad eléctrica de los sedimentos

No.	ID	pH	Conductividad $\mu\text{S cm}^{-1}$
1	SPs_01	7.8	220
2	SPs_02	7.9	226
3	SPs_03	8	160
4	SPs_04	8.1	174
5	SPs_05	8.2	190
6	SPs_06	8	330
7	SPs_07	8	308
8	SPs_08	8.1	182
9	SPs_09	7	276
10	SPs_10	8.2	205
11	SPs_11	7.5	1401
12	SPs_12	7.6	1718
13	SPs_13	7.7	1710
14	SPs_14	7.7	1350
15	SPs_15	7.7	1070
16	SPs_16	7.9	666
17	SPs_17	8	730
18	SPs_18	7.9	1100
19	SPs_19	8	534
20	SPs_20	8	600
21	SPs_21	8	540
22	SPs_22	7.9	806
23	SPs_23	8.4	960
24	SPs_24	8.1	150
25	SPs_25	8.3	154
26	Spo_01	8	100
27	Spo_02	7.6	343
28	Spo_03	7.9	148
29	Spo_04	7.7	220
30	Spo_05	7.9	139
31	Spo_06	7.8	174
32	Spo_07	7.8	580
33	Spo_08	7.3	3540
34	SPr_01	7.7	690
35	SPr_02 A	7.7	906

No.	ID	pH	Conductividad $\mu\text{S cm}^{-1}$
36	SPr_02 B	7.9	690
37	SPr_02 C	7.9	678
38	SPr_02 D	8	320
39	SPr_03	8.1	684
40	SPr_04	8.1	424
41	SPr_05 A	8.1	578
42	SPr_05 B	8.2	419
43	SPr_05 C	7.9	940
44	SPr_05 D	8	743
45	SPr_05 E	8.5	328
46	SPr_06	8.6	200
47	SPr_07	8.4	653
48	SPr_08	8.1	500
49	SPr_09	7.9	3150
50	SPr_10	7.8	2220
51	SPr_11	8.8	133
52	SPr_12	8.2	375
53	SPr_13	8.1	319
54	SPr_14	7.8	2590
55	SPr_15	7.8	442
56	SPr_16	8.5	568
57	SPr_17	8.3	554
58	SPr_11N	8.4	276
59	CCs_01	7.8	541
60	CCs_02	8.2	283
61	CCs_03	8	300
62	CCs_04	7.9	348
63	CCs_05	8.3	302
64	CCs_06	8.1	256
65	CCs_07	8.4	257
66	CCs_08	8.4	217
67	CCs_09	8.2	338
68	CCs_12	7.9	854
69	CCs_13	7.8	860
70	CCs_14	8.4	234
71	CCs_17	8	432
72	CCs_18	8.3	250
73	CCs_19	7.6	954
74	CCs_01 N	8.2	268

No.	ID	pH	Conductividad $\mu\text{S cm}^{-1}$
75	Cco_01	9.1	155
76	Cco_02	8	314
77	Cco_03	8.2	205
78	CCr_01	8.7	255
79	CCr_03	8.26	272
80	CCr_04	8.1	355
81	Ts_01	8.9	191
82	Ts_02	8.2	384
83	Ts_03	8.5	155
84	Ts_04	8.3	252
85	Ts_05	7.8	395
86	Ts_06	8.2	320
87	Ts_07	7.8	630
88	To_01	8.5	140
89	To_02	7.8	598
90	Tr_02	8.5	190
91	Tr_04	8	288
92	Tr_05	8.2	256

ANEXO 4

Ubicación geográfica y concentraciones totales recuperables de arsénico y plomo en muestras de sedimentos de arroyo (<2 mm).

Tabla 18. Concentraciones totales de As y Pb en sedimentos

No.	ID	Este (X) UTM	Norte (Y) UTM	Pb (mg kg ⁻¹)	As (mg kg ⁻¹)
1	SPs_01	316738	2458335	398.73	107.24
2	SPs_02	316483	2458330	417.05	96.01
3	SPs_03	316144	2458145	550.61	92.76
4	SPs_04	316162	2457704	558.23	95.69
5	SPs_05	315854	2457475	622.61	84.65
6	SPs_06	315524	2457662	594.00	118.05
7	SPs_07	315134	2457811	1093.98	135.40
8	SPs_08	314894	2457821	2049.80	315.64
9	SPs_09	314506	2457798	2978.39	337.45
10	SPs_10	314183	2457676	2086.53	271.51
11	SPs_11	313711	2457545	5577.18	771.79
12	SPs_12	313711	2457090	1768.73	328.36
13	SPs_13	313369	2456760	1419.55	317.40
14	SPs_14	313126	2456514	7317.19	384.03
15	SPs_15	312829	2456321	1309.91	294.44
16	SPs_16	312489	2456139	1923.91	223.10
17	SPs_17	312244	2455878	3310.77	429.32
18	SPs_18	311855	2455654	1530.93	318.10
19	SPs_19	311551	2455402	1427.59	298.03
20	SPs_20	311283	2455395	1511.32	248.30
21	SPs_21	310804	2455524	1327.35	220.23
22	SPs_22	310360	2455672	1215.24	188.78
23	SPs_23	309857	2455836	1136.33	270.78
24	SPs_24	309509	2456221	1942.80	283.80
25	SPs_25	309281	2456258	2110.80	249.80
26	Spo_01	316118	2458144	514.20	102.28
27	Spo_02	316160	2457936	533.23	118.06
28	Spo_03	315974	2457496	1045.95	117.42
29	Spo_04	315552	2457506	1751.80	200.30
30	Spo_05	315127	2457890	689.25	111.21
31	Spo_06	314628	2457778	1462.43	289.85
32	Spo_07	314451	2457871	5437.15	509.21

No.	ID	Este (X)	Norte (Y)	Pb	As
		UTM	UTM	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)
33	Spo_08	313739	2457569	3554.90	512.88
34	SPr_01	315827	2457423	487.60	76.27
35	SPr_02 A	315263	2457668	401.69	78.49
36	SPr_02 B	315263	2457668	411.88	71.31
37	SPr_02 C	315263	2457668	430.18	78.60
38	SPr_02 D	315263	2457668	453.25	73.87
39	SPr_03	314600	2457887	3236.01	413.63
40	SPr_04	314670	2458026	1672.62	323.09
41	SPr_05 A	314598	2457982	1782.21	326.19
42	SPr_05 B	314598	2457982	2088.64	408.96
43	SPr_05 C	314598	2457982	2211.61	432.59
44	SPr_05 D	314598	2457982	2397.73	456.88
45	SPr_05 E	314598	2457982	2204.27	418.13
46	SPr_06	314271	2457805	6121.47	694.22
47	SPr_07	314194	2457664	5162.52	611.17
48	SPr_08	314131	2457514	857.80	140.30
49	SPr_09	313778	2457368	1608.86	298.53
50	SPr_10	313742	2457291	4287.80	408.80
51	SPr_11	313486	2457295	7590.47	1025.11
52	SPr_12	313490	2457069	1363.35	223.39
53	SPr_13	313474	2457016	928.73	133.43
54	SPr_14	313584	2456917	3094.09	423.29
55	SPr_15	313666	2456791	1290.12	231.72
56	SPr_16	313161	2456398	1088.89	190.49
57	SPr_17	312982	2456401	1042.74	163.54
58	SPr_11N	313495	2457636	212.38	37.72
59	CCs_01	315844	2456537	673.20	105.86
60	CCs_02	315648	2456095	526.96	74.18
61	CCs_03	315462	2455755	437.80	52.30
62	CCs_04	315008	2455597	423.78	27.99
63	CCs_05	314594	2455299	387.18	87.16
64	CCs_06	314308	2454987	282.91	40.82
65	CCs_07	313940	2454704	838.30	126.88
66	CCs_08	313558	2454889	683.62	123.45
67	CCs_09	313216	2455005	845.28	148.05
68	CCs_12	312054	2455202	447.98	64.83
69	CCs_13	311531	2455117	612.43	80.75
70	CCs_14	311116	2455106	627.17	91.21

No.	ID	Este (X)	Norte (Y)	Pb	As
		UTM	UTM	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)
71	CCs_17	309677	2454700	428.14	49.34
72	CCs_18	309337	2454847	437.19	57.22
73	CCs_19	309033	2455014	433.15	54.34
74	CCs_01N	315899	2456468	412.88	49.81
75	Cco_01	314340	2454748	1117.35	166.73
76	Cco_02	314159	2454842	438.06	68.84
77	Cco_03	313554	2454815	187.02	46.26
78	CCr_01	314569	2454511	1422.23	117.25
79	CCr_03	313612	2454888	777.33	96.24
80	CCr_04	313064	2455068	993.99	108.93
81	Ts_01	312197	2454144	293.09	36.34
82	Ts_02	311255	2454412	453.53	39.86
83	Ts_03	311015	2454452	308.23	61.89
84	Ts_04	310531	2454439	363.16	41.84
85	Ts_05	309903	2454278	412.83	86.32
86	Ts_06	309642	2454193	282.01	45.67
87	Ts_07	309284	2454010	522.49	47.27
88	To_01	311760	2454226	105.34	18.31
89	To_02	311658	2454076	426.10	47.61
90	Tr_02	310282	2454472	443.42	37.85
91	Tr_04	312691	2454996	318.05	36.83
92	Tr_05	312608	2455035	699.64	86.19

ANEXO 5

Prueba de Kruskal-Wallis y SDCF para las muestras de los tratamientos en cada microcuenca

Tabla 19. Estadísticos descriptivos de las concentraciones de Pb de los tratamientos en la Microcuenca San Pedro

Tratamiento	Observaciones	Mínimo	Máximo	Media	Desviación típica
PB A	12	398.7342	1751.8000	656.3095	384.9387
PB B	12	689.2486	7590.4743	2833.9013	2185.5099
PB C	12	1136.3342	7317.1903	2172.0126	1725.0521

Tabla 20. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para Pb en la microcuenca San Pedro

K (Valor observado)	18.8243
K (Valor crítico)	5.9915
GDL	2
p-valor (bilateral)	< 0.0001
alfa	0.05

* Valores de probabilidad (p-valor) menores al valor de significancia (0.05) presentan diferencias significativas entre los tratamientos

Tabla 21. Resultados de la prueba SDCF para Pb en la microcuenca San Pedro

Muestra	Frecuencia	Suma de los rangos	Media de los rangos	Grupos
PB A	12	93.0000	7.7500	A
PB C	12	279.0000	23.2500	B
PB B	12	294.0000	24.5000	B

Tabla 22. Estadísticos descriptivos de las concentraciones de As de los tratamientos en la Microcuenca San Pedro

Variable	Observaciones	Mínimo	Máximo	Media	Desviación típica
AS A	12	76.2695	200.3000	107.2686	32.7354
AS B	12	111.2110	1025.1096	399.3468	248.2154
AS C	12	188.7806	429.3152	284.0578	68.7904

Tabla 23. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para As en la microcuenca San Pedro

K (Valor observado)	22.2402
K (Valor crítico)	5.9915
GDL	2
p-valor (bilateral)	< 0.0001
alfa	0.05

* Valores de probabilidad (p-valor) menores al valor de significancia (0.05) presentan diferencias significativas entre los tratamientos

Tabla 24. Resultados de la prueba SDCF para As en la microcuenca San Pedro

Muestra	Frecuencia	Suma de los rangos	Media de los rangos	Grupos
AS A	12	84.0000	7.0000	A
AS C	12	268.0000	22.3333	B
AS B	12	314.0000	26.1667	B

Tabla 25. Estadísticos descriptivos de las concentraciones de Pb de los tratamientos en la Microcuenca Cuesta de Campa

Variable	Observaciones	Mínimo	Máximo	Media	Desviación típica
PB A	6	282.9132	673.2039	455.3064	132.8712
PB B	6	777.3336	1422.2311	999.0819	241.5562
PB C	6	428.1425	627.1728	497.6769	94.9379

Tabla 26. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para Pb en la microcuenca Cuesta de Campa

K (Valor observado)	11.6608
K (Valor crítico)	5.9915
GDL	2
p-valor (bilateral)	0.0029
alfa	0.05

* Valores de probabilidad (p-valor) menores al valor de significancia (0.05) presentan diferencias significativas entre los tratamientos

Tabla 27. Resultados de la prueba SDCF para Pb en la microcuenca Cuesta de Campa

Muestra	Frecuencia	Suma de los rangos	Media de los rangos	Grupos
PB A	6	34.0000	5.6667	A
PB C	6	44.0000	7.3333	A
PB B	6	93.0000	15.5000	B

Tabla 28. Estadísticos descriptivos de las concentraciones de As de los tratamientos en la Microcuenca Cuesta de Campa

Variable	Observaciones	Mínimo	Máximo	Media	Desviación típica
AS A	6	27.9880	105.8635	64.7183	29.5322
AS B	6	96.2423	166.7333	127.3476	26.0333
AS C	6	49.3395	91.2088	66.2815	16.3984

Tabla 29. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para As en la microcuenca Cuesta de Campa

K (Valor observado)	10.7719
K (Valor crítico)	5.9915
GDL	2
p-valor (bilateral)	0.0046
alfa	0.05

* Valores de probabilidad (p-valor) menores al valor de significancia (0.05) presentan diferencias significativas entre los tratamientos

Tabla 30. Resultados de la prueba SDCF para As en la microcuenca Cuesta de Campa

Muestra	Frecuencia	Suma de los rangos	Media de los rangos	Grupos
AS A	6	38.0000	6.3333	A
AS C	6	41.0000	6.8333	A
AS B	6	92.0000	15.3333	B

Tabla 31. Estadísticos descriptivos de las concentraciones de Pb de los tratamientos en la Microcuenca Tinajillas

Variable	Observaciones	Mínimo	Máximo	Media	Desviación típica
PB A	4	293.0931	453.5256	370.2365	81.3491
PB B	4	282.0104	522.4865	415.1880	100.0864

Tabla 32. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para Pb en la microcuenca Tinajillas

K (Valor observado)	0.0833
K (Valor crítico)	3.8415
GDL	1
p-valor (bilateral)	0.7728
alfa	0.05

* Valores de probabilidad (p-valor) menores al valor de significancia (0.05) presentan diferencias significativas entre los tratamientos

Tabla 33. Estadísticos descriptivos de las concentraciones de as de los tratamientos en la Microcuenca Tinajillas

Variable	Observaciones	Mínimo	Máximo	Media	Desviación típica
AS A	4	36.3363	61.8866	46.4241	11.3328
AS B	4	37.8530	86.3200	54.2792	21.7533

Tabla 34. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para As en la microcuenca Tinajillas

K (Valor observado)	0.0833
K (Valor crítico)	3.8415
GDL	1
p-valor (bilateral)	0.7728
alfa	0.05

* Valores de probabilidad (p-valor) menores al valor de significancia (0.05) presentan diferencias significativas entre los tratamientos

ANEXO 6

Concentración móvil y soluble en muestras sometidas a la prueba de movilidad en agua meteórica según la NOM-147-SSA1/SEMARNAT-2004

Tabla 35. Concentración móvil y soluble de As y Pb en sedimentos

Microcuenca	Muestra	pH	Pb	Pb	As	As
			(mg L ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)
San Pedro	SPs_14	8.1	0.020	0.400	0.003	0.060
	SPs_17	8	0.004	0.085	0.007	0.159
	SPo_04	7.7	0.032	0.640	0.010	0.217
	SPo_06	7.9	0.038	0.761	0.034	0.698
	SPr_04	7.9	0.009	0.198	0.062	1.255
	SPr_05 A	8	0.001	0.020	0.018	0.377
	SPr_06	8.3	0.034	0.697	0.019	0.383
	SPr_07	8.2	0.311	6.223	0.066	1.339
	SPr_10	8	0.017	0.355	0.002	0.054
	SPr_11	7.9	0.133	2.665	0.050	1.014
	SPr_05 E	7.9	0.001	0.034	0.013	0.279
	SPr_09	7.9	< 0.05	<1.06	<0.06	<1.10
	SPo_07	8.6	0.310	6.23	0.1	2.05
	SPs_24	8.4	0.250	5.04	<0.06	1.10
Cuesta de Campa	CCr_01	7.9	0.057	1.157	0.016	0.321
	CCr_04	7.8	0.006	0.138	0.023	0.471
	CCs_09	8.2	0.041	0.837	0.044	0.894
	CCs_18	8.2	0.009	0.193	0.004	0.096
Tinajillas	CCo_01	8.9	0.060	1.24	<0.06	<1.10
	Tr_05	8.2	0.032	0.640	0.010	0.212
	Ts_07	7.9	0.010	0.216	0.006	0.129
	To_02	7.7	0.5	<1.06	0.5	<1.10
CR*			0.5		0.5	

* NOM-147-SSA1/SEMARNAT-2004

ANEXO 7

Difractogramas obtenidos a partir las difracciones de rayos X para las muestras de sedimento de arroyo de las microcuencas San Pedro, Cuesta de Campa y Tinajillas

- SPS_14

Tabla 36. Componentes encontrados en la muestra SPS_14 mediante DRX

Orden de abundancia	Mineral	Chemical Formula
1	Calcita	CaCO_3
2	Cuarzo	SiO_2
3	Ortoclasa	KAlSi_3
4	Albita	$(\text{Na Ca}) (\text{AlSiO}_8)$
5	Cerusita	PbCO_3
6	Muscovita	KAl_2Si
7	Caolinita	$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5$

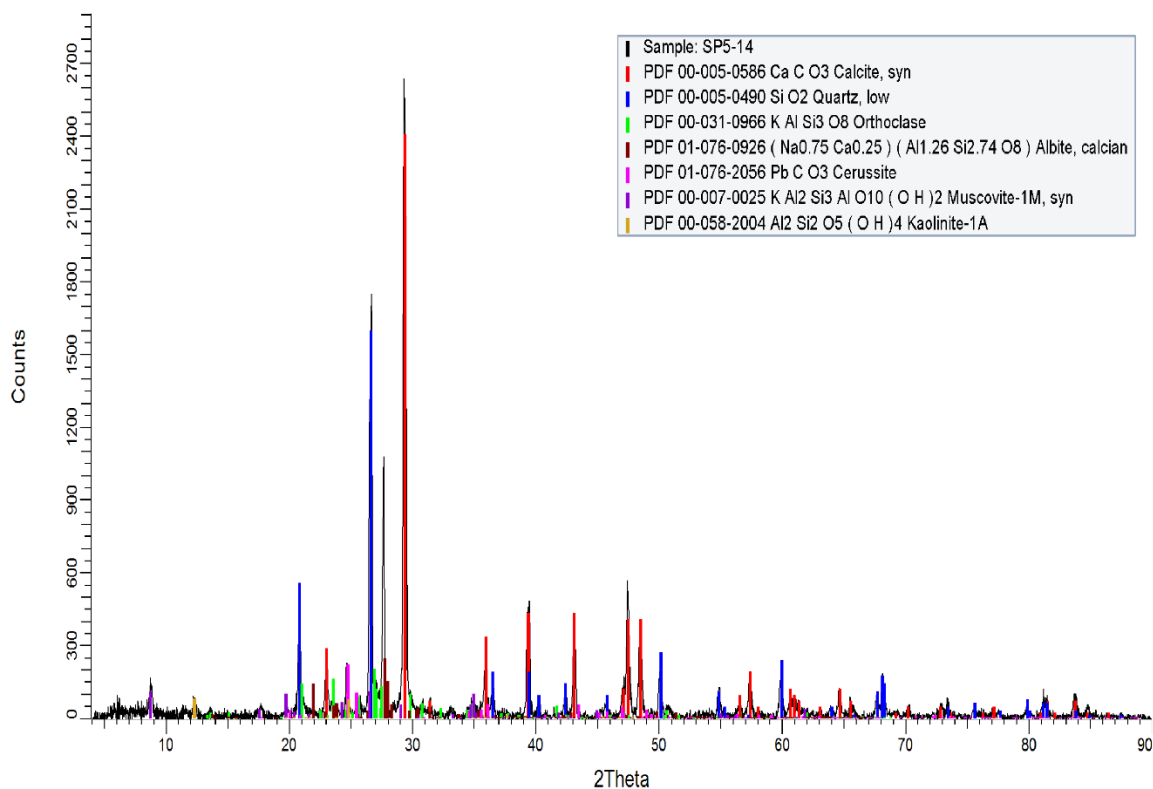


Figura 47. Difractograma de difracción de rayos-X para la muestra SPS_14

- SPr_11

Tabla 37. Componentes encontrados en la muestra SPr_11 mediante DRX

Orden de abundancia	Mineral	Formula
1	Cuarzo	SiO_2
2	Sanidina	$(\text{K}, \text{Na}) (\text{Si}_3\text{Al}) \text{O}_8$
3	Ortoclasa	KAlSi_3
4	Microclina	KAlSi_3O_8
5	Anortita	$\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$
6	Calcita	CaCO_3
7	Hematita	Fe_2O_3
8	Magnesita	MgCO_3
9	Muscovita	$\text{KAl}_2 (\text{AlSiO}_{10}) ((\text{OH})\text{F})$

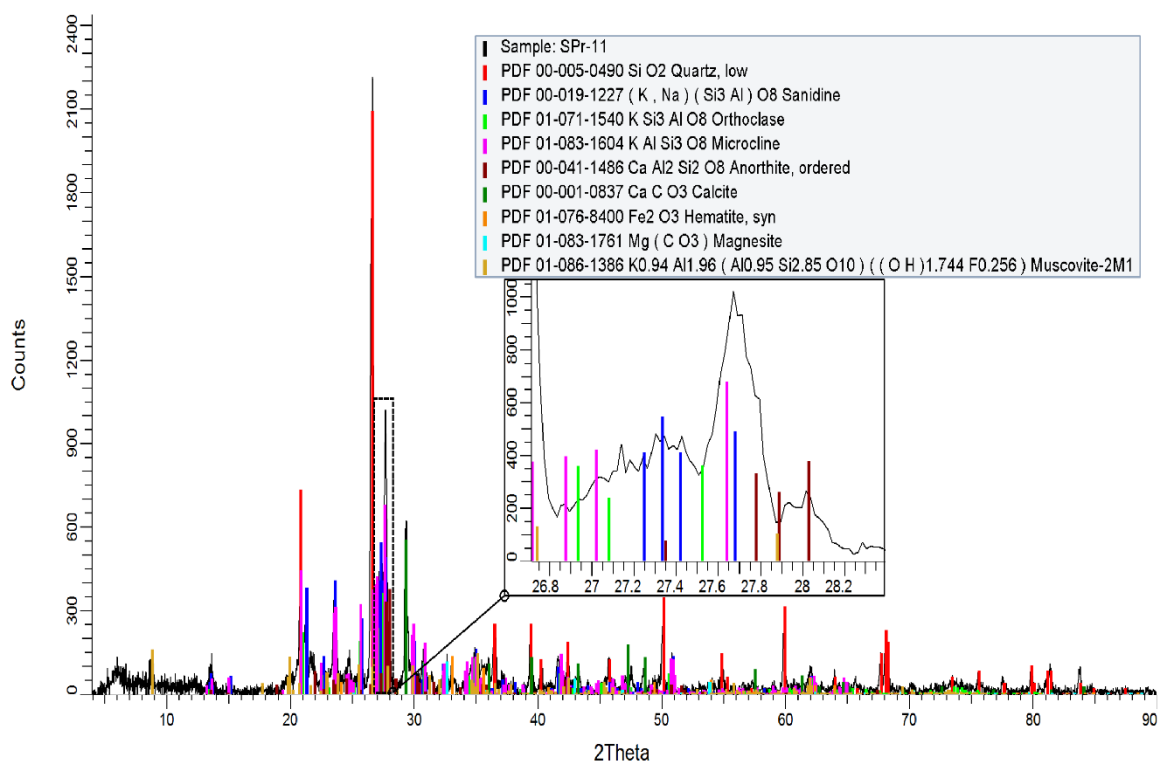


Figura 48. Difractograma de difracción de rayos-X para la muestra SPr_11

- SPo_07

Tabla 38. Componentes encontrados en la muestra SPo_07 mediante DRX

Orden de abundancia		Mineral
1	Calcita	CaCO_3
2	Cuarzo	SiO_2
3	Microclina sódica	$\text{KNaAlSi}_3\text{O}_8$
4	Muscovita	$\text{KAl}_2\text{Si}_3\text{O}_{12}$
5	Hematita	Fe_2O_3
6	Cristobalita	SiO_2
7	Caolinita	$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5\text{OH}_4$

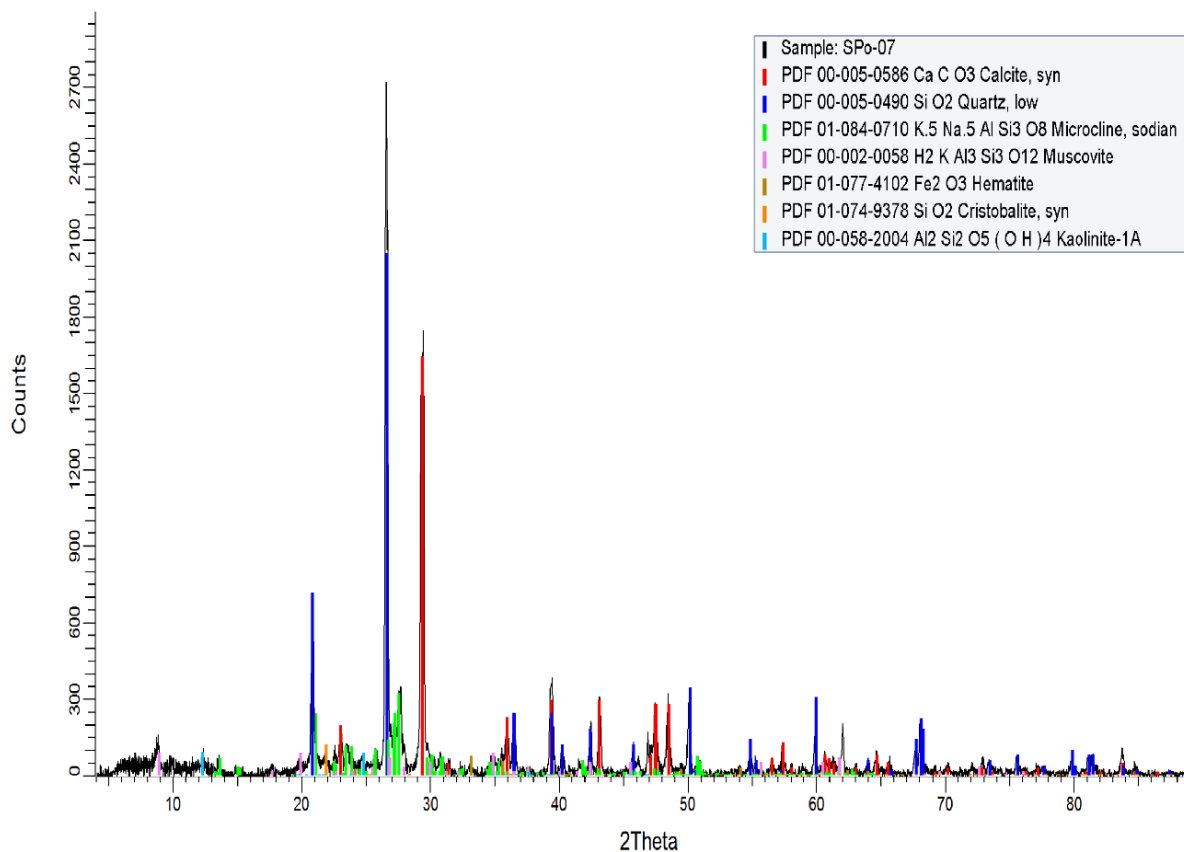


Figura 49. Difractograma de difracción de rayos-X para la muestra SPo_07

- CCr_01

Tabla 39. Componentes encontrados en la muestra CCr_01 mediante DRX

Orden de abundancia	Mineral	Mineral
1	Cuarzo	SiO ₂
2	Sanidino	(KNaCa) (Si ₃ Al) O ₈
3	Microclina	KAlSi ₃ O ₈
4	Anortoclasa	NaKAlSi ₃ O ₈
5	Calcita	CaCO ₃
6	Albita	NaAlSi ₃ O ₈
7	Cristobalita	SiO ₂

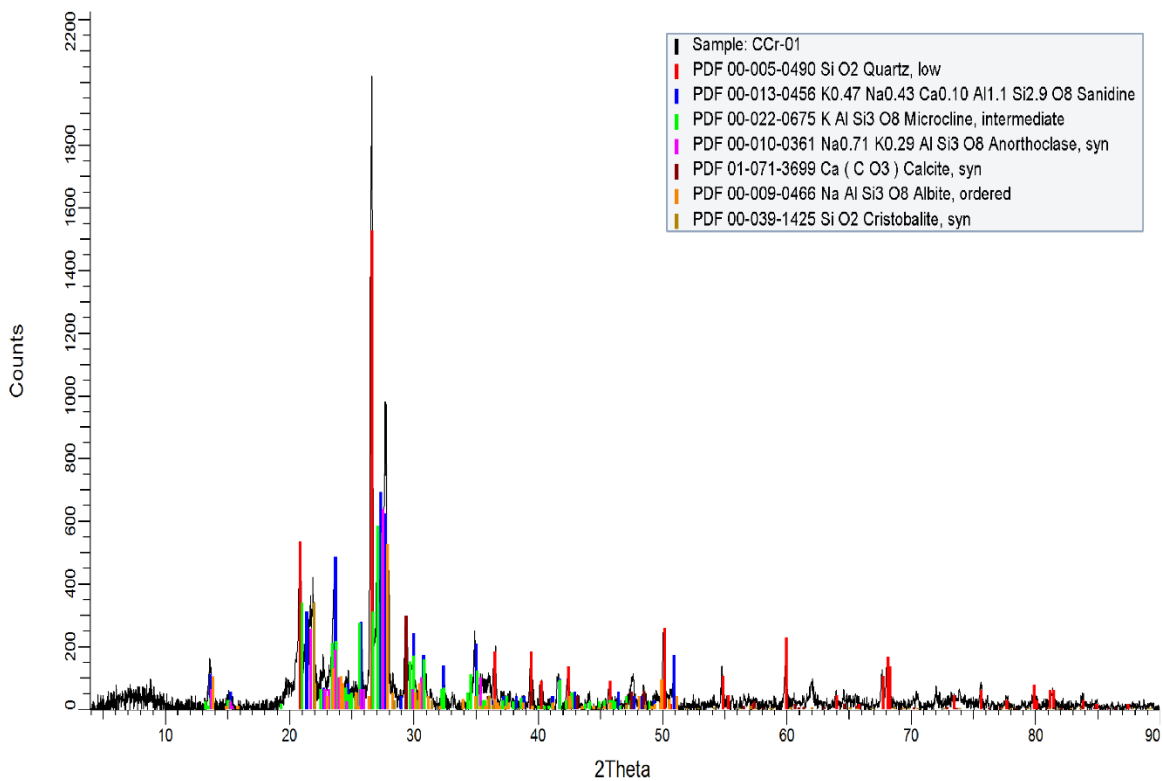


Figura 50. Difractograma de difracción de rayos-X para la muestra CCr_01

- Tr_05

Tabla 40. Componentes encontrados en la muestra Tr_05 mediante DRX

Orden de abundancia	Mineral	Chemical Formula
1	Calcita	CaCO_3
2	Cuarzo	SiO_2
3	Anortoclasa	$\text{NaKAlSi}_3\text{O}_8$
4	Sanidina	$(\text{KNaCa}) (\text{AlSi}) \text{O}_8$
5	Almandino magnesiano	$(\text{MgFe}) \text{Al}_2 (\text{SiO}_4)_3$
6	Cristobalita	SiO_2

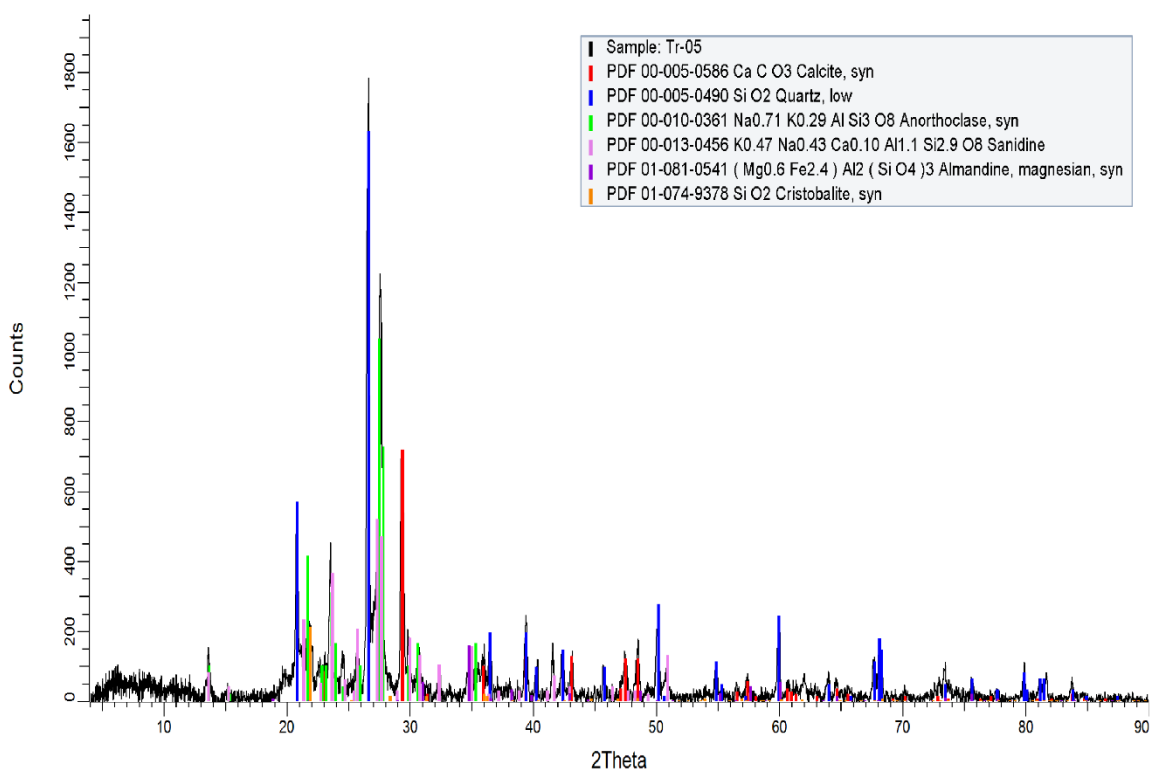


Figura 51. Difractograma de difracción de rayos-X para la muestra Tr_05