



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO.**

FACULTAD DE INGENIERÍA

**“OCURRENCIA NATURAL DEL ARSÉNICO EN EL
DISTRITO MINERO SAN ANTONIO-EL TRIUNFO,
BAJA CALIFORNIA SUR”.**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO GEÓLOGO

PRESENTA:

FRANCISCO ROBERT ALEXANDER ZIEGLER RIVERA.

DIRECTOR: DR. FRANCISCO MARTÍN ROMERO.

MÉXICO, D.F., 2014.





Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

CONTENIDO.

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Hipótesis.....	6
1.2. Objetivos.....	6
2. MARCO GEOGRÁFICO, GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO	7
2.1. Localización.....	7
2.2. Clima.....	8
2.3. Topografía y morfología.....	8
2.4. Geología regional.....	9
2.4.1. Geología Estructural.....	10
2.5. Geología local.....	11
2.5.1. Litología en el distrito minero San Antonio-El Triunfo.....	11
2.5.2. Estratigrafía en el distrito minero San Antonio-El Triunfo.....	11
2.5.3. Mineralización.....	13
2.5.3.1. Características de la mineralización.....	14
2.5.3.2. Génesis mineral.....	15
2.6. Historia de la minería.....	15
2.7. Hidrogeología.....	17
2.7.1. Tipo de acuífero.....	17
2.7.2. Ocurrencia y flujo del agua subterránea.....	18
2.8. Estudios ambientales en Baja California Sur y en el distrito minero San Antonio-El Triunfo.....	18
3. MARCO TEÓRICO	23
3.1. Generalidades del arsénico.....	23
3.2. Arsénico en el medio ambiente.....	24
3.2.1. Arsénico en rocas y minerales.....	25
3.3. Arsénico en aguas subterráneas: México y el mundo.....	28
3.3.1. Presencia de arsénico en el agua subterránea de México.....	29
3.4. El arsénico y la minería.....	32
3.4.1. El arsénico en el drenaje ácido de minas.....	33
3.5. Rangos de estabilidad de la arsenopirita.....	34
3.6. Aspectos geoquímicos que controlan la presencia de arsénico.....	35
3.6.1. Efectos del pH en la liberación de arsénico en el agua subterránea.....	36
3.6.2. Efectos de la fuerza iónica en la liberación de arsénico en el agua subterránea.....	37
3.7. Riesgos a la salud ocasionados por el arsénico.....	39
3.8. Toxicología del arsénico.....	40
3.9. Límite máximo permisible de arsénico en agua de consumo humano.....	42
4. METODOLOGÍA	43
4.1. Muestreo.....	43
4.2. Análisis de laboratorio.....	47
4.2.1. Preparación mecánica de las muestras para los diferentes análisis químicos.....	47
4.2.2. Concentración total de arsénico y otros elementos.....	47
4.2.2.1. Fluorescencia de Rayos X (FRX).....	47
4.2.2.2. Exactitud de los análisis.....	48
4.2.2.3. Precisión de los análisis.....	49
4.2.3. Análisis mineralógico.....	50
4.2.3.1. Microscopía Electrónica de Barrido Acoplada a Espectrometría de Rayos X por Energía Dispersa (MEB-EDS).....	50
4.2.3.2. Difracción de Rayos X (DRX).....	51
4.2.4. Pruebas de Geodisponibilidad y liberación de arsénico.....	51
4.2.5. Lixiviación de arsénico contenido en los recortes bajo diferentes escenarios de acidez.....	52
4.2.6. Lixiviación de arsénico contenido en los recortes bajo diferentes escenarios de salinidad.....	53
4.2.7. Determinación de la concentración de iones mayores en las muestras lixiviadas.....	53

5. RESULTADOS Y DISCUSIONES	54
5.1. Concentración total de arsénico y otros elementos.....	54
5.2. Análisis mineralógico.....	63
5.2.1. Microscopía electrónica de barrido.....	63
5.2.2. Difracción de Rayos X.....	66
5.3. Geodisponibilidad y liberación de arsénico.....	70
5.4. Lixiviación de arsénico contenido en los recortes bajo diferentes escenarios de acidez.....	72
5.5. Lixiviación de arsénico contenido en los recortes bajo diferentes escenarios de salinidad.....	76
5.6. Determinación de la concentración de iones mayores en las muestras lixiviadas.....	81
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	85
6.1. Conclusiones.....	85
6.2. Recomendaciones.....	86
6.2.1. Alternativas de control y remediación.....	86
6.2.1.1. Control del drenaje ácido de minas.....	86
6.2.1.2. Barreras reactivas permeables (PRB).....	88
6.2.2. Alternativas de remediación en el distrito minero San Antonio-El Triunfo.....	88
6.2.3. Control de intrusión salina.....	89
6.2.4. Tratamiento del agua contaminada con arsénico.....	89
7. BIBLIOGRAFÍA	92
8. APÉNDICE	102
8.1. Resultados de exactitud del análisis mediante Fluorescencia de Rayos X.....	102
8.2. Resultados de precisión del análisis mediante Fluorescencia de Rayos X.....	104
8.3. Concentración total de arsénico y otros elementos.....	107
8.4. Microscopía electrónica de barrido.....	111

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Mapa de localización de la zona de estudio.....	7
Figura 2.2. Provincias fisiográficas de la península de Baja California.....	8
Figura 2.3. Provincias geológicas de México. La zona de estudio se localiza dentro de la provincia del complejo plutónico de la Paz.....	9
Figura 2.4. Mapa geológico generalizado de la zona de estudio.....	13
Figura 2.5. Localización del acuífero Los Planes, Baja California Sur.....	17
Figura 3.1. Distribución mundial del Arsénico de fuentes mineras, sistemas geotermales y acuíferos contaminados.....	28
Figura 3.2 Localidades más documentadas que muestran la presencia de arsénico en las aguas subterráneas de México.....	30
Figura 3.3 Diagrama de Pourbaix para el sistema Fe-As-S-O, donde se muestran los campos de estabilidad de la arsenopirita.....	34
Figura 3.4. Diagrama Eh-pH de especies acuosas de arsénico en el sistema As-O ₂ -H ₂ O.....	36
Figura 3.5. Especies de As (III)	37
Figura 3.6. Especies de As (V)	37
Figura 4.1. Localización de los recortes de perforación muestreados.....	45
Figura 4.2. Fotografías de algunos recortes de perforación.	46
Figura 5.1. Promedio de muestras con diferentes concentraciones de arsénico	55
Figura 5.2. Gráficas de concentraciones totales de arsénico en recortes vs valor de fondo.....	56
Figura 5.3. Gráficas de concentraciones totales de arsénico, azufre y hierro.....	60
Figura 5.4. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 08 PLRC103.....	65
Figura 5.5. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 11VWP1.....	65
Figura 5.6. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 08 PLRC103 (74.07-116.73 m).....	65
Figura 5.7. Difractograma Recorte 11VWP1 (110.34-162.1 m).....	68
Figura 5.8. Difractograma Recorte 07PLRC41 (128.63-180.44 m).....	68
Figura 5.9. Difractograma Recorte 08PLRC89 (239.87-245.97 m).....	69
Figura 5.10. Relación As-pH en las muestras lixiviadas a diferente pH.....	74
Figura 5.11. Relación As-CE en las muestras lixiviadas a diferentes valores de conductividad eléctrica.....	78

Figura 5.12. Relación As-Fuerza Iónica en muestras lixiviadas a diferentes valores de pH.....	82
Figura 5.13. Relación As-Fuerza Iónica en muestras lixiviadas a diferentes valores de conductividad eléctrica.....	83
Figura 8.1. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 07 PLRC 41.....	111
Figura 8.2. Microfotografía y espectro obtenido mediante MEB-EDS. Recorte 07PLRC 66.....	112
Figura 8.3. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 08PLRC 103.....	113
Figura 8.4. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 08PLRC 103.....	114
Figura 8.5. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 08PLRC 149.....	115
Figura 8.6. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 08PLRC 89.....	116
Figura 8.7. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 10PLDD 71.....	117
Figura 8.8. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 10PLRC202.....	118
Figura 8.9. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 11VWP1.....	119
Figura 8.10. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 11VWP3A.....	120

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1. Principales minerales que contienen arsénico.....	25
Tabla 3.2. Rangos típicos de las concentraciones de arsénico en rocas y sedimentos.....	27
Tabla 3.3. Presencia de Arsénico en México.....	31
Tabla 4.1. Muestreo de recortes de perforación.....	44
Tabla 4.2. Límites de detección instrumental de los elementos analizados por Fluorescencia de Rayos X.....	47
Tabla 4.3. Exactitud de los análisis por FRX.....	48
Tabla 4.4. Precisión de los análisis de FRX.....	49
Tabla 4.5. Selección de recortes de perforación para análisis por Microscopía Electrónica de Barrido.....	50
Tabla 4.6. Selección de recortes de perforación para estudios de Difracción de Rayos X.....	51
Tabla 4.7. Muestras usadas para los estudios de geodisponibilidad y liberación de arsénico.....	52
Tabla 5.1. Concentraciones máximas de As en cada recorte.....	54
Tabla 5.2. Matriz de correlación entre los elementos detectados por FRX.....	59
Tabla 5.3. Observaciones de las gráficas As-Fe-S.....	62
Tabla 5.4. Muestras seleccionadas para estudios de Microscopía Electrónica de Barrido.....	63
Tabla 5.5. Valor promedio de As, Fe y S, por MEB-EDS, en cada una de las muestras estudiadas.....	64
Tabla 5.6. Muestras seleccionadas para estudios de Difracción de Rayos X.....	66
Tabla 5.7. Composición mineralógica de muestras de recortes a diferentes profundidades, seleccionadas de la zona de estudio.	67
Tabla 5.8. Recortes elegidos para estudios de geodisponibilidad.....	70
Tabla 5.9. Concentración de As disuelto en lixiviados sintéticos obtenidos a través de la extracción con agua de muestras de los recortes de perforación profunda de la zona de estudio.....	70
Tabla 5.10. Concentración de As y otros elementos disueltos en lixiviados obtenidos a través de la extracción con agua de muestras de recortes de la zona de estudio.....	71
Tabla 5.11. Resultados del estudio de lixiviación de recortes a diferentes valores de pH, mediante la técnica de laboratorio ICP-OES.....	72
Tabla 5.12. Liberación de arsénico en las muestras lixiviadas a diferentes valores de pH.....	73
Tabla 5.13. Resultados del estudio de lixiviación de recortes bajo diferentes valores de conductividad eléctrica, mediante la técnica de laboratorio ICP-OES.....	76
Tabla 5.14. Liberación de As en las muestras lixiviadas a diferentes valores de CE.....	77

Tabla 5.15. Determinación de elementos mayores en los recortes lixiviados.....	81
Tabla 5.16. Matriz de correlación entre iones mayores y arsénico.....	84
Tabla 6.1. Potencial de neutralización de recortes estériles.....	89
Tabla 8.1. Exactitud de los análisis con Montana 2710a como material de referencia.....	102
Tabla 8.2. Exactitud de los análisis con Till-4 como material de referencia.....	103
Tabla 8.3. Precisión en los análisis de FRX.....	104
Tabla 8.4. Concentración total de los elementos en los diferentes recortes de perforación.....	107
Tabla 8.5. Estudio de MEB-EDS en recorte 07 PLRC 41.....	111
Tabla 8.6. Estudio de MEB-EDS en recorte 07 PLRC 66.....	112
Tabla 8.7. Estudio de MEB-EDS en recorte 08 PLRC103.....	113
Tabla 8.8. Estudio de MEB-EDS en recorte 08 PLRC103.....	114
Tabla 8.9. Estudio de MEB-EDS en recorte 08 PLRC149.....	115
Tabla 8.10. Estudio de MEB-EDS en recorte 08 PLRC89.....	116
Tabla 8.11. Estudio de MEB-EDS en recorte 10PLDD71.....	117
Tabla 8.12. Estudio de MEB-EDS en recorte 10PLRC202.....	118
Tabla 8.13. Estudio de MEB-EDS en recorte 11VWP1.....	119
Tabla 8.14. Estudio de MEB-EDS en recorte 11VWP3A.....	120

ÍNDICE DE FOTOGRAFÍAS

Fotografía 1. Ejemplos de cáncer de piel causado por la ingestión prolongada de aguas con arsénico. (Bangladesh)	40
--	----

ÍNDICE DE ECUACIONES

Ecuación 3.1. Cálculo del Índice de Saturación de una solución.....	37
Ecuación 3.2. Cálculo de la actividad de una solución.....	38
Ecuación 3.3. Cálculo de la fuerza iónica.....	38
Ecuación 4.1. Exactitud de los análisis de FRX. % de Error.....	48
Ecuación 4.2. Exactitud de los análisis de FRX.....	48
Ecuación 4.3. Precisión de los análisis de FRX.....	49
Ecuación 5.1. Oxidación de la arsenopirita.....	71

Agradecimientos

Le agradezco infinitamente a dios por haberme brindado una hermosa familia, por darme luz en los momentos más difíciles y por guiarme por el camino correcto.

A mi madre Adriana Rivera Alatorre, por ser mi madre y padre al mismo tiempo, por apoyarme en todo momento y demostrarme que no hay nada más valioso que el amor de una madre, por luchar cada día sin importar las barreras que existan. Gracias madre, por ser la persona más linda en este mundo y por ser mi ejemplo a seguir, por ser una luchadora incansable de la vida.

A mi hermana Paola, por ser un apoyo incondicional en mi vida, gracias a ti he aprendido muchas cosas, gracias por ser siempre mi guía en las situaciones complicadas, te agradezco tus grandes consejos y sobretodo tu infinito apoyo hacia mí.

A mi tío José Luis, por ser ahora el angelito que cuida de mí, siempre fuiste y serás la persona más noble que he conocido en la vida, no fuiste sólo un tío sino que fuiste mi verdadero padre, te agradezco tanto apoyo y sobretodo que me enseñaste a sonreírle a la vida.

A mis tíos Sergio, Marta, Maru, Lulu, Fernando, Oscar y en general a toda mi familia, por el cariño que me han demostrado siempre. En especial gracias a mis primos Fernando y Sebastián, por darle una alegría más a mi vida y a mis primos Oscar y Alejandra por ser como mis hermanos.

A Stephanie Ávila de la Cruz, por su apoyo durante los últimos 2 años y medio, por su amor y sobre todo por saberme escuchar siempre que lo he necesitado, gracias por todos los hermosos momentos que he tenido a tu lado.

A todos mis amigos que me han hecho reír, que me han ayudado en las situaciones más complicadas, les agradezco los grandes momentos vividos en la prepa y en la universidad, les aseguro que son invaluable sus amistades.

Le agradezco infinitamente a la Universidad Nacional Autónoma de México y a la Facultad de Ingeniería por brindarme una educación de alta calidad, por prepararme de la mejor manera para poder afrontar exitosamente mi vida laboral.

A mi director de tesis el Dr. Francisco Martín Romero por haberme brindado su apoyo durante la realización de este trabajo y por sus numerosos consejos durante el desarrollo del mismo.

A mis sinodales, Dra. Laura Mori, Mtro. Ernesto Hernández Mendiola, M.I. José E. Santos Jallath y a la Dra. Ofelia Morton Bermea, por sus valiosas observaciones de este trabajo.

Un sincero agradecimiento al Instituto de Geología de la UNAM por su apoyo económico y por el apoyo brindado en muchos aspectos de mi formación académica.

Un especial agradecimiento a la empresa minera Pitalla, por la ayuda brindada en el viaje a Baja California Sur y por el apoyo demostrado durante el muestreo de los recortes de perforación.

Al laboratorio de Geoquímica Ambiental del Instituto de Geología, principalmente a Inés Ramos y a Fabiola Vega por su apoyo en los análisis hechos en el trabajo y por siempre responder a las dudas que tuve.

A la Dra. Teresa Pi Puig por su ayuda en los análisis de Difracción de Rayos X y al Laboratorio LABQA del Instituto de geografía por brindarme su colaboración.

RESUMEN

En México se han realizado diversos estudios relacionados con la calidad del agua, derivado de lo cual se ha encontrado que en algunas localidades se tiene la presencia de arsénico en concentraciones superiores a límites permisibles establecidos por entidades reguladoras, tanto en México, como a nivel mundial.

Una de estas localidades se encuentra en el distrito minero de San Antonio-El Triunfo en Baja California Sur, el cual se localiza a 45 km al sureste de la ciudad de La Paz, capital del estado. Desde mediados del siglo XVIII fue uno de los centros de mayor explotación minera en la región, en donde se explotaban yacimientos que contenían mineralización de oro, plata, plomo, zinc, cobre y arsénico. Por más de 200 años se procesaron minerales con alto contenido de óxidos y sulfuros, siendo el más abundante la arsenopirita (FeAsS) debido a su asociación con oro. El procesamiento de estos minerales originó diversos tipos de residuos: terreros, jales oxidados y cenizas.

Diferentes estudios realizados en la zona, han comprobado que algunos residuos mineros históricos tienen potencial para generar drenaje ácido de minas. A su vez, en la parte norte, en donde se desarrolla actividad agrícola, investigaciones en el acuífero han demostrado que existe un problema de intrusión salina debida a la sobreexplotación del mismo.

Otros estudios realizados, han demostrado que existe una fuerte contaminación en suelos, sedimentos y agua subterránea, siendo la principal fuente de contaminación los residuos mineros históricos abandonados en los alrededores. En dichos estudios se ha determinado la presencia de As en las aguas subterráneas profundas en concentraciones que alcanzan hasta 0.23 mg/L.

En el caso del distrito minero San Antonio-El Triunfo, las condiciones geológicas y la mineralización permiten suponer que la presencia de arsénico en las aguas subterráneas podría deberse no sólo al factor antropogénico, sino también a la posible liberación natural del arsénico producto de la interacción entre el agua subterránea y las rocas con arsénico.

Para valorar el aporte natural del arsénico en el agua subterránea se realizaron estudios geoquímicos en las rocas encajonantes del acuífero obtenidas de recortes de perforación muestreados en la zona de exploración de una empresa minera hasta profundidades de 409 metros.

Con ayuda de Fluorescencia de Rayos X, Microscopía Electrónica de Barrido y Difracción de Rayos X, se estableció la composición química y mineralógica de las rocas. Los resultados de los estudios demuestran la presencia natural de arsénico en concentraciones que alcanzan hasta 18,948 mg/kg a 116 metros de profundidad en la fase mineralógica arsenopirita (FeAsS).

Mediante la lixiviación con agua de las rocas de 4 recortes de perforación, se determinó que el arsénico presente en la fase mineral arsenopirita en las rocas profundas de la zona de estudio es geodisponible en algunas muestras en concentraciones que alcanzan hasta 0.6 mg/L. Dicho estudio explicaría las concentraciones de As reportadas en el agua subterránea profunda de la zona.

Los valores bajos de pH asociados al drenaje ácido de minas; así como los altos valores de conductividad eléctrica, asociados a la intrusión salina, son dos factores que podrían acelerar la liberación de arsénico de las rocas que lo contienen, por lo que se realizaron estudios de lixiviación bajo diversos escenarios de pH y conductividad eléctrica.

Los resultados obtenidos demuestran que bajo escenarios extremos de pH igual a 2 se libera As en concentraciones que alcanzan los 2.91 mg/L y en escenarios extremos de salinidad a una conductividad eléctrica de 8 mS/cm se libera hasta 1.00 mg/L de As. Estos resultados evidencian que en caso de disminuir el pH por el drenaje ácido de minas y aumentar la conductividad eléctrica producto de la intrusión salina, se liberaría una mayor cantidad de arsénico de la que actualmente se ha reportado en el acuífero.

1. INTRODUCCIÓN

El porcentaje de agua para uso humano se ve afectado principalmente por dos variables, una es el aumento de su consumo en relación con el crecimiento de la población; y la otra, el deterioro de su calidad. En relación con su calidad, ésta se puede ver afectada tanto por las acciones antropogénicas, como por factores naturales como lo es la propia geología de una zona.

El agua subterránea en México, como en otros países áridos y semiáridos, tiene un papel significativo en el desarrollo económico y de bienestar. Aproximadamente el 75% de la población en México depende del agua subterránea como suministro de agua potable (CNA, 2011).

Un serio problema que existe actualmente sobre el agua subterránea en diversos países, incluidos México, radica en la presencia de elementos potencialmente tóxicos (como arsénico, plomo, cadmio, cromo, etc.), los cuales pueden ser liberados naturalmente desde fases minerales y alcanzar concentraciones peligrosas como resultado del cambio en las condiciones hidrogeoquímicas de los acuíferos (Bundschuh et al., 2008).

La contaminación por arsénico disuelto en el agua subterránea destinada para consumo humano, es un problema epidémico en el mundo (Amini et al., 2008). Países como Argentina, Canadá, Chile, China, Estados Unidos, Hungría, India, Italia, México, Pakistán y Vietnam, entre otros, han reportado los daños causados por la ingestión de agua con arsénico, derivado principalmente de actividades como la minería y procesos naturales que lo liberan (Smedley y Kinniburgh, 2002; Edmunds y Smedley, 2005).

El territorio mexicano posee características geológicas y tectónicas que propician la presencia de arsénico en aguas subterráneas de diversas zonas. Investigaciones efectuadas a través de los años en nuestro país, han revelado orígenes en su mayoría asociados a mineralización, procesos de evaporación, adsorción-desorción, y a sistemas hidrotermales (Armienta et al., 2007).

La complejidad geológica de México se refleja en la variación de los contenidos y orígenes del As en el agua subterránea entre distintas áreas del país. En localidades mineras como Zimapán, en la zona central, coexisten fuentes naturales y antropogénicas asociadas a la mineralización y a los procesos de extracción y

beneficio de minerales de Ag, Pb y Zn que se han desarrollado desde la época colonial (Armienta et al., 2008).

La detección de la presencia de concentraciones de arsénico superiores a las normas en algunos acuíferos ha sido posible gracias a un importante número de estudios técnicos realizados principalmente por CONAGUA (CONAGUA, 1999; CONAGUA, 2004; CONAGUA, 2005). Estos estudios técnicos han ayudado a identificar tres ambientes hidrogeológicos donde se presentan altas concentraciones de arsénico en el agua subterránea: acuíferos aluviales del norte y centro de México, distritos mineros en distintas partes del país y aguas geotérmicas asociadas a rocas volcánicas relativamente jóvenes del centro de México (Smedley, 2003; Smedley y Kinniburgh, 2002). En regiones mineras, principalmente las ubicadas en el cinturón de Ag, Pb y Zn, el desarrollo de procesos geoquímicos como la oxidación de arsenopirita y de otros minerales que contienen arsénico, y la disposición inadecuada de los residuos de las operaciones de explotación y procesamiento han ocasionado problemas de contaminación en las aguas subterráneas.

El problema que representa la presencia regional de As aparece principalmente en acuíferos granulares de zonas áridas y semiáridas de México, como son la ciudad de Durango (Ortiz et al., 1998) y la ciudad de San Luis Potosí (Sarabia., 1989; Díaz-Barriga et al., 1997). La Comisión Nacional del Agua (Soto et al., 2004) reconoce problemas locales de As en diferentes acuíferos granulares del centro y noroeste de México. Los sitios más relevantes se mencionan a continuación:

1. Comarca Lagunera, estados de Coahuila y Durango.

La Comarca Lagunera, localizada en los estados de Coahuila y Durango, es la región más estudiada y la primera en donde se reconocieron problemas por la presencia de arsénico en el agua subterránea en México. Los problemas de salud relacionados con el arsénico fueron por primera vez descritos en la región a principios de la década de 1960, consistiendo en melanosis, queratosis y cáncer de piel.

Un estudio de CONAGUA (2000), que incluyó el análisis de 60 muestras de aguas subterráneas, encontró concentraciones de arsénico de hasta 0.865 (mg/L). El origen del arsénico en las aguas subterráneas no está bien comprendido, pero se ha relacionado a la disolución o desorción de los minerales que constituyen el acuífero (especialmente óxidos metálicos) bajo condiciones oxidantes como el principal mecanismo responsable, en combinación con las bajas velocidades del flujo subterráneo (Smedley, 2003).

2. Valle de Zimapán, estado de Hidalgo.

El valle de Zimapán ha sido un distrito minero en donde se han explotado depósitos de plata, zinc y plomo desde el siglo XVII. Los poblados del valle de Zimapán en la porción occidental del estado de Hidalgo también han experimentado problemas de salud relacionados con el arsénico. El agua subterránea constituye la única fuente de abastecimiento en la región y los acuíferos predominantes incluyen calizas Cretácicas, con algunos abastecimientos secundarios en conglomerados del Terciario y del Pleistoceno (Armienta et al., 2001). Algunas norias someras extraen el agua de aluviones del Cuaternario. Las calizas Cretácicas se encuentran fuertemente mineralizadas e incluyen depósitos de sulfuros masivos ricos en arsénico (pirita, pirrotita, arsenopirita), así como minerales secundarios que contienen arsénico (adamita, mimetita, olivinita).

En 1993, la CONAGUA identificó altas concentraciones de arsénico en algunos aprovechamientos de la región. El agua servida por el Organismo Operador Municipal de Zimapán (proveniente de la mezcla de distintas fuentes de aguas subterráneas) contenía cerca de 0.300 mg/L de arsénico. Concentraciones de arsénico $14-1000\text{ mg/L}$ en el agua subterránea fueron reportadas por Armienta et al. (2001). Los niveles más altos correspondieron a muestras de agua tomadas de pozos profundos que explotaban el acuífero calcáreo mineralizado del Cretácico.

3. Estados de Puebla y Michoacán.

Se han detectado altas concentraciones de arsénico en zonas geotérmicas. Los casos bien documentados se presentan en dos campos geotérmicos: Los Azufres, Michoacán (Birkle y Merkel, 2000) y Los Humeros, Puebla (González-Partida et al., 2001), en donde se detectaron concentraciones de arsénico de hasta 0.800 y 0.736 mg/L, respectivamente, en pozos geotérmicos.

4. Estado de Baja California Sur.

En las aguas subterráneas de las zonas de Carrizal y Los Planes, cercanas a los distritos mineros auríferos de San Antonio–El Triunfo, se ha detectado la presencia de altas concentraciones de arsénico. El área ha sido explotada desde finales del siglo XVIII (Carrillo y Drever 1998). Las concentraciones de arsénico en el agua subterránea han sido ligadas a la actividad minera histórica de la región producto de los residuos generados.

1.1. Hipótesis

1. La presencia natural del arsénico en las rocas profundas de la zona norte del distrito minero San Antonio-El Triunfo en la fase mineralógica arsenopirita (FeAsS), podrían contaminar de manera natural la parte profunda del acuífero Los Planes.
2. La situación actual del arsénico en el agua subterránea se vería agravada por una disminución del pH causada por la generación de drenaje ácido de minas y por el aumento de la salinidad ocasionada por la intrusión salina del mar en el acuífero.

1.2. Objetivos

Objetivo General

1. Evaluar el aporte natural del arsénico a partir de las rocas al agua subterránea del acuífero Los Planes, dentro del distrito minero San Antonio-El Triunfo.

Objetivos particulares

2. Identificar las fases minerales a partir de las cuales el arsénico puede liberarse y contaminar el acuífero.
3. Establecer la relación del pH, la salinidad y la fuerza iónica, respecto a la liberación del arsénico de origen natural, para evaluar los escenarios que podrían presentarse de continuar la intrusión salina en la parte norte del acuífero y de no presentarse acciones para controlar el drenaje ácido de los residuos mineros históricos en la parte sur del acuífero.

Para lograr los objetivos anteriores se realizaron las siguientes actividades:

Caracterización de recortes de perforaciones profundas (hasta aproximadamente 409 m de profundidad), con el fin de:

- i) identificar zonas donde naturalmente se concentra el arsénico (As)
- ii) identificar las fases minerales a las que está asociado el As.
- iii) Valorar la liberación del As de las fases minerales identificadas en diferentes escenarios de pH y salinidad.

2. MARCO GEOGRÁFICO, GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO.

2.1. Localización

La zona de estudio se ubica en el Estado de Baja California Sur en lo que corresponde a la parte norte del distrito minero San Antonio-El Triunfo dentro de la cuenca hidrológica San Juan de Los Planes, aproximadamente 50 km al sureste de la ciudad de La Paz, en la parte norte del bloque de los Cabos.

Los límites de la cuenca San Juan de Los Planes son: el Golfo de California al norte, la sierra La Salecita al sur, la sierra La Gata al este y la sierra La Trinchera al oeste. La cuenca tiene un área de aproximadamente 930 km².

El distrito minero San Antonio-El Triunfo se encuentra en el municipio de La Paz y se localiza en los 24° 09' latitud norte y en los 110° 19' longitud oeste, limitando al norte con el municipio de Comondú, al sur con el de Los Cabos, al oeste con el Océano Pacífico y al este con el Golfo de California. El distrito minero comprende un área aproximada de 200 km² que incluye los antiguos distritos mineros de El Triunfo norte y sur, Reforma-La Testera y toda la zona al este y noreste de San Antonio.

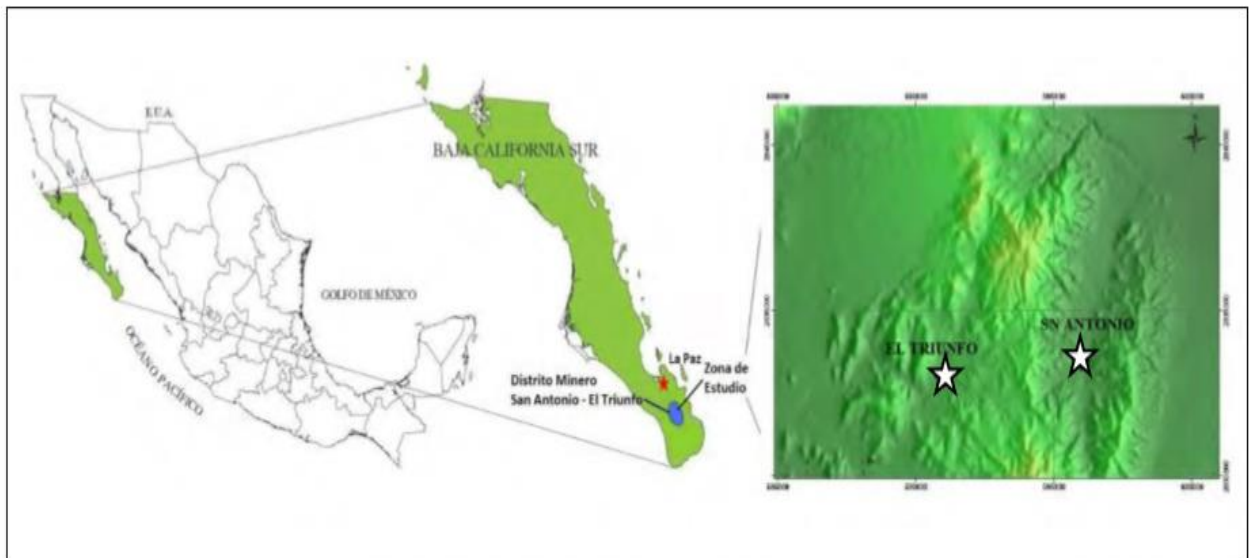


Figura 2.1. Mapa de localización de la zona de estudio. Modificado de INEGI, 2000.

2.2. Clima

El clima del área en estudio de acuerdo con la descripción de la carta de climas de la república mexicana (Tamayo, 1962) es típicamente seco, templado y cálido con un promedio anual de temperatura de 25 °C. Los meses de verano son de Julio a Septiembre y son comunes temperaturas de 30 °C y pueden ser húmedos. Los meses de invierno son de Diciembre a Febrero y siendo los más fríos con temperaturas algunas veces por debajo de 15 °C.

La precipitación anual incrementa con la elevación (UABCS, 2002) con precipitación total de 145 mm para El Sargento (elevación de 2 msnm), 171 mm para San Juan de Los Planes (elevación de 60 msnm), y 390 mm para El Triunfo (elevación de 432 msnm).

2.3. Topografía y morfología

El área de estudio está situada en la cuenca San Juan de Los Planes, la cual forma parte de la región hidrogeológica No. 6. La cuenca está localizada sobre el margen noroeste de la “Discontinuidad del Cabo” (Figura 2.2) la cual se extiende del lado este de Bahía de la Paz a Cabo San Lucas y es caracterizada por un grupo de cadenas montañosas orientadas norte-sur con elevaciones que van por arriba de 2,090 msnm.

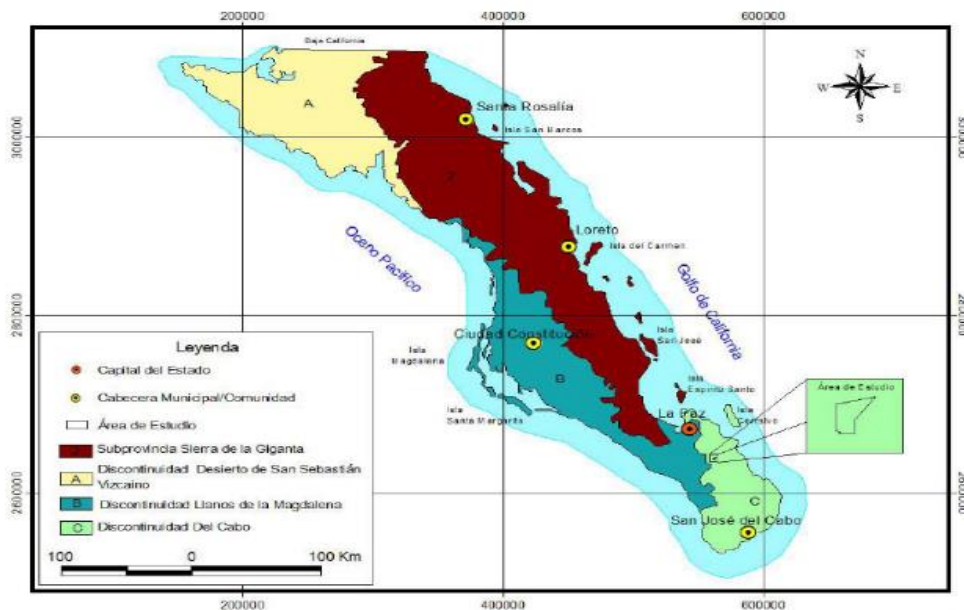


Figura 2.2. Provincias fisiográficas de la península de Baja California. Tomado del SGM, 1999.

La “Discontinuidad del Cabo” también corresponde a la provincia geológica “Complejo Plutónico de La Paz” o “Bloque de los Cabos”. Los anchos valles que ocurren en ambos lados de estas sierras están parcialmente rellenos con depósitos aluviales cuaternarios y rocas sedimentarias terciarias (Pantoja-Alor y Carrillo-Bravo, 1966; Lozano-Romen, 1975).

Por otra parte, considerando la clasificación de provincias geológicas (Ortega-Gutiérrez et al. 1991), el área estudiada se ubica dentro de la provincia del complejo plutónico de la Paz. (Figura 2.3).

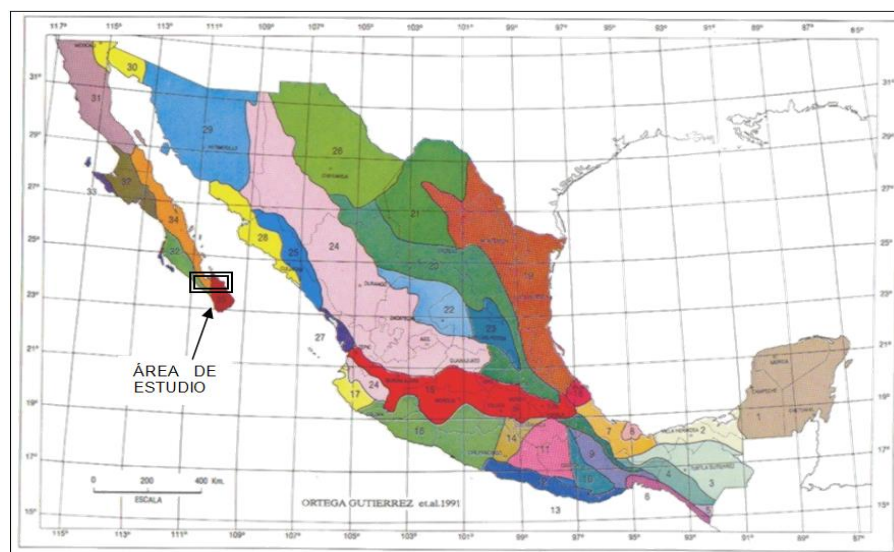


Figura 2.3. Provincias geológicas de México. La zona de estudio se localiza dentro de la provincia del complejo plutónico de la Paz. Tomado de Ortega-Gutiérrez et al. 1991.

2.4. Geología regional

Desde un punto de vista regional, la zona de estudio forma parte del denominado bloque tectónico de los Cabos (Schaaf et al. 2000), que ha sido identificado como un bloque acrecionado a las provincias geológicas de la Península de Baja California (Sierra La Giganta, Cuencas de Vizcaíno y Ballenas-Iray-Magdalena) a partir del bloque Jalisco en el proceso de la apertura del Golfo de California (Ferrari, 2000). Este bloque se caracteriza por presentar una alta complejidad litológica y estructural. Las unidades litológicas que predominan en el área, incluyen rocas de

origen metamórfico, ígneo y sedimentario, con edades del mesozoico al reciente, las cuales se encuentran afectadas directa o indirectamente por estructuras de carácter regional o local (Pérez Briceño, 2009).

En general el bloque de los Cabos consiste de un macizo batolítico de rocas graníticas y granodioríticas del cretácico, que se presenta en forma de complejo montañoso que intrusión a las rocas metamórficas del mesozoico. La falla de La Paz parece ser la estructura acrecional que une el bloque de los Cabos con las otras provincias geológicas de la Península de Baja California (UABCS, 2002).

Considerando los estudios geológicos realizados por diversos investigadores, la cuenca de interés corresponde con una amplia depresión (fosa) tectónica de forma alargada, con dirección preferencial N-S, cuyo origen está ligado, desde el punto de vista tectónico, con el proceso de apertura del Golfo de California.

2.4.1. Geología Estructural

Existen dos eventos tectónicos regionales importantes expuestos en la zona de estudio. El primero es el choque entre la Placa Farallón y la Placa Norteamericana, conocida como Orogenia Laramide. Este evento provocó el movimiento compresivo y da origen a la intrusión de grandes masas ígneas, así como a procesos de mineralización presentes en la zona. El segundo, desarrollado del mioceno medio al plioceno temprano, es el cambio en la configuración del límite entre las placas del Pacífico y la Norteamericana, dando inicio a la formación de la cuenca del Golfo de California mediante movimientos oblicuos extensionales con orientación NW-SE originando un relieve peninsular gobernado por bloques escalonados y fallas laterales. A este evento se le asocia la intrusión de estructuras tabulares de diferente composición (SGM, 2000).

La cuenca es estructuralmente controlada por una serie de fallas normales con orientación norte-sur con extensión de la región creando una depresión tectónica (graben) a lo largo del centro del valle rodeado por rocas de elevaciones altas (horsts) a lo largo del borde del valle (UABCS, 2002). El flanco occidental de la cuenca es definida por la falla San Juan de Los Planes, la cual es una falla normal con más de 40 km de largo y aflora a todo lo largo del contacto entre la roca (granito) y los depósitos de abanicos aluviales. El flanco oriental de la cuenca está definido por el sistema de fallas La Gata, la cual consiste de una mezcla de fallas normales y transversal lateral-derecho. (SGM, 1996).

Trabajos geológicos realizados por investigadores en la cuenca de San Juan de Los Planes, han permitido identificar diversas fallas que la conforman. Dichas investigaciones establecen que desde el punto de vista tectónico, la cuenca de interés fue generada por una tectónica distensiva tipo “*basin and range*” (cuencas y sierras), relacionada con el proceso de apertura del Golfo de California (Nava, 1992). En términos generales, las fallas que se han reportado en la zona de estudio son de tipo normal, con orientación preferencial N-S. La UABCS (2002) reporta la existencia de al menos 5 fallas principales de orientación N-S. (i) falla San Juan de Los Planes, ii) falla el Sargento, iii) falla Agua Caliente, iv) falla el Tecuán y v) sistema de fallas escalonadas La Gata que incluye fallamiento normal y lateral. Una falla adicional que se detecta en la parte sur es la denominada San Bartolo que tiene una dirección preferencial E-W.

Desde el punto de vista estructural se han reportado en el distrito San Antonio-El Triunfo cuatro sistemas de fallas y fracturas, de los cuales tres son preminerales y el cuarto postmineral. En los primeros, por lo general, se ha emplazado la mineralización y el último, a menudo, contiene diques dioríticos o riolíticos.

2.5. Geología local

2.5.1 Litología en el distrito minero San Antonio-El Triunfo

En el área de San Antonio-El Triunfo afloran, predominantemente, rocas metamórficas e ígneas intrusivas preminerales del mesozoico, las primeras constituidas por filitas, esquistos, anfibolitas y gneises cuarzofeldespáticos y las segundas representadas por dioritas de hornblenda, granodiorita, granito, tonalita, cuarzodiorita, abundantes diques de composición andesítica, dacítica y aplítica, e intrusiones de gabros.

Las rocas ígneas intrusivas son las más abundantes en el área del distrito y las más importantes, ya que en ellas se encajonan por lo menos el 70% de las vetas conocidas y algunos de los depósitos de zona de cizalla.

2.5.2. Estratigrafía en el distrito minero San Antonio-El Triunfo

A) Rocas del Jurásico

En la zona del distrito minero San Antonio-El Triunfo afloran rocas metamórficas de diferente origen, representados por esquistos de biotita, de muscovita y cuarzos feldespáticos (con posible protolito de areniscas y lutitas), calizas recrystalizadas,

anfíbolitas y gneiss. Afectadas por un metamorfismo regional y localmente por un intrusivo, generando rocas de metamorfismo de contacto, como hornfels y skarns de epidota. Estos esquistos de edad jurásica afloran al oriente del poblado El Triunfo en una faja NE-SW hasta la parte norte de San Antonio, las metacalizas están en contacto con intrusivos del cretácico superior. Las anfíbolitas junto con los gneises, afloran en la región central de la zona. Estas rocas fueron consideradas como paleozoicas (Ortega Gutierrez, 1982), sin embargo, por el grado de deformación que presentan es posible asignar una edad mesozoica a este complejo (Ortega Gutierrez *et al.*, 1992).

B) Rocas del Cretácico

Con respecto a rocas intrusivas, éstas son correlacionables con el batolito de Los Cabos de edad cretácico tardío, 74 Ma, por K/Ar, (Gastil *et al.*, 1975). Afloran cuerpos granodioríticos y graníticos con tonalitas en forma de diques que presentan mineralización y tienen una edad de 72.8 Ma (K/Ar, Gastil; 1979). En la zona de estudio afloran diques dioríticos del cretácico superior con fechados radiométricos por K/Ar en biotitas, con edad de 85.5 ± 1.7 Ma. (Gastil *et al.*, 1976, 1993).

C) Rocas Ígneas del Terciario

El terciario está representado por pórfidos andesíticos intrusionados por pórfidos riolíticos, con dimensiones hasta de 50 m de espesor. De manera discordante, suprayeciendo a las formaciones metamórficas e intrusivas, se depositaron tobas riolíticas del mioceno superior-plioceno inferior de la formación Comondú (Heim, 1922) y algunas series de areniscas cuarzosas estratificadas del plioceno de la Formación Salada (Mina, 1957).

D) Rocas del Cuaternario

El cuaternario está representado por depósitos de terrazas cuarzo-arenosas de grano grueso, limos y areniscas de grano fino semiconsolidadas, conglomerados poco consolidados, suelos residuales formados por el intemperismo de los granitos y abanicos compuestos por material fino no consolidado, con material coluvial de relleno de paleocanales.

En la siguiente figura es posible observar la geología de la cuenca San Juan de los Planes y el distrito minero San Antonio-El Triunfo.

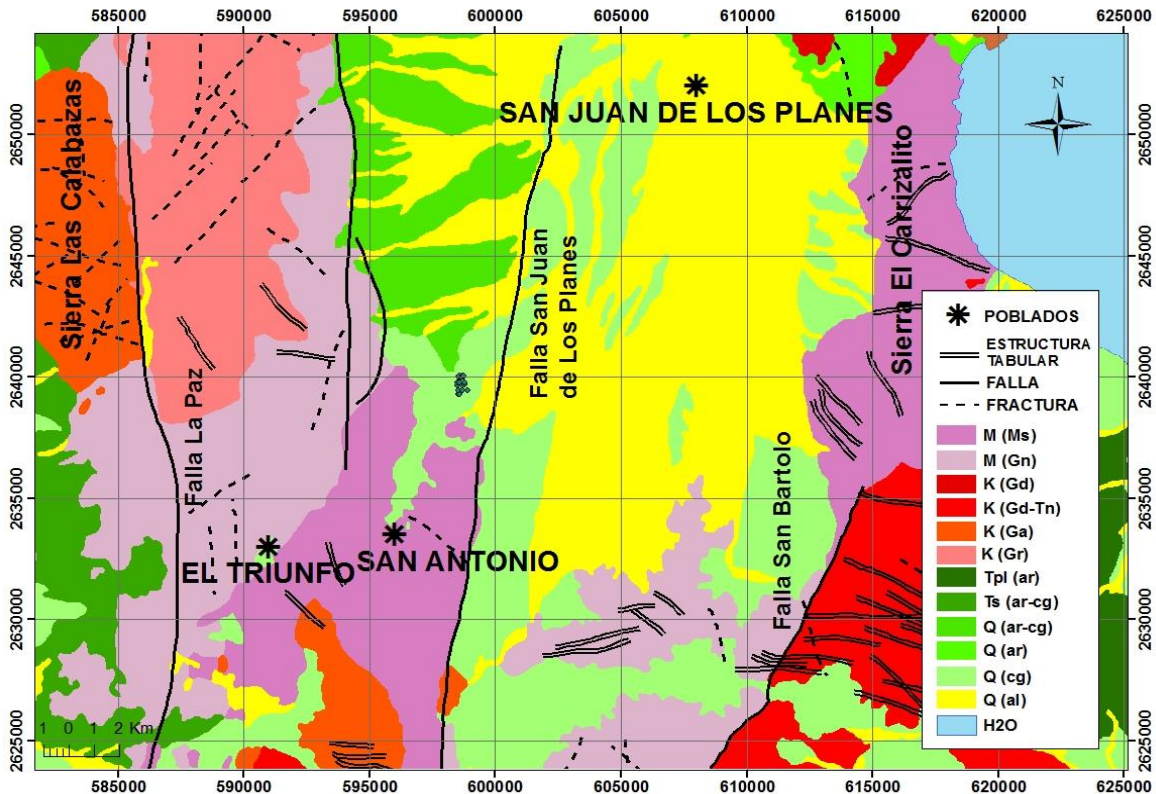


Figura 2. 4. Mapa geológico generalizado de la zona de estudio. Tomado de la tesis “Afectación de suelos y sedimentos por la dispersión de los residuos mineros históricos del distrito minero San Antonio – El Triunfo, B.C.S.” M: Mesozoico, Ms: Rocas Metasedimentarias, Gn: Gneis, K: Cretácico, Gd:Granodiorita, Tn: Tonalita, Ga: Gabro, Gr: Granito, T: Terciario, Tpl: Plioceno, Ts: Terciario superior, ar: arenisca, cg: conglomerado, Q: Cuaternario, al: aluvión, H₂O: Agua.

2.5.3 Mineralización

En la porción suroeste de la cuenca y extendiéndose al oeste de los límites de la cuenca está el sistema de vetas mineralizadas las cuales han sido minadas en varios periodos hasta mediados del siglo XVII. El distrito minero fue designado como San Antonio-El Triunfo por el Consejo de Recursos Minerales en 1999 (SGM,1999).

Los depósitos minerales más explotados en el distrito se asocian a zonas de contacto, diques mineralizados y zonas de falla, conformando por su rumbo y echado tres sistemas principales y un cuarto de menor magnitud e interés. Estos sistemas de estructuras mineralizadas se localizan en las inmediaciones de El Triunfo, en el sector Reforma- La Testera y al oriente de San Antonio.

1. Sistema El Triunfo: Presenta un rumbo general N 30° E, con echados de 30°–40° al SE y se localiza tanto al poniente, como al este y noroeste del poblado El Triunfo. Se compone de por lo menos 13 vetas mayores y varias secundarias encajonadas en diorita, esquisto cuarzo-feldespático y gneis.
2. Sistema Reforma-Testera: Se localiza en la porción central del distrito, al suroeste del poblado de San Antonio y presenta rumbo al norte franco y echados de 50°–80° al oeste. Consta por lo menos de 14 vetas, con espesor promedio de 0.7 m (aunque en ocasiones rebasa los 2 m, como en la mina La Testera), longitudes de 2,000 y 5,000 m y profundidad máxima de 200 m (Escandón- Valle, 1983). Las rocas encajonantes más frecuentes son la diorita de hornblenda y la granodiorita, aunque hay tramos en los que las vetas se localizan en cuarzodiorita, esquisto y gneis.
3. Sistema San Antonio: Se ubica al este y noreste de San Antonio y cuenta por lo menos con 10 vetas mayores y numerosas secundarias encajonadas en los distintos tipos de rocas del distrito, pero con más frecuencia en las rocas metamórficas y en el contacto entre éstas y las rocas intrusivas.

En la región de San Antonio-El Triunfo, se conocen numerosas estructuras tabulares y vetas-falla con valores de oro y plata emplazados principalmente en granodiorita, tonalita, diorita, gabro, esquisto de biotita y gneis cuarzo-feldespático. Las estructuras alcanzan hasta 6 km de longitud, con espesor promedio de 0.90 m, como sucede en la veta La Reforma-La Testera, pero en general no sobrepasan los 1,000 m de extensión.

Los tres sistemas de vetas contienen, por lo general, oro libre, pirita, galena, arsenopirita, esfalerita y calcopirita alojados en una matriz de cuarzo y calcita, con frecuencia brechada (Miranda-Avilés, 1992).

2.5.3.1. Características de la mineralización

La mineralización hidrotermal del distrito se presenta de dos maneras principales: como vetas de fisura y como depósitos de zona de cizalla según algunos autores, o pórfidos auríferos, según otros. La producción del distrito ha provenido en un 95% de las vetas y sólo en las últimas décadas se han explotado parcialmente los tajos en las zonas de cizalla.

La mineralización de relleno de fisura asociada a zonas de falla, zonas de contacto y vetas en el distrito, está constituida por una matriz de cuarzo-calcita brechada con presencia de óxidos y sulfuros, telururos de oro y plata, sulfosales (pirargirita, proustita), hematita, limonita, pirita, calcopirita, arsenopirita, galena argentífera, estibinita, bornita y esporádica malaquita y azurita.

Existe una gran probabilidad de que el oro, en la zona de óxidos se encuentre en forma libre como producto de disolución de los sulfuros y en la zona de estos últimos se presente adherido a la estructura cristalina de la pirita y la arsenopirita. (SGM,1999).

En el distrito se han realizado muy pocos estudios mineragráficos y metalogénicos para conocer mejor las asociaciones paragenéticas y las relaciones texturales en las menas de los depósitos. Sin embargo, mediante observaciones casi siempre megascópicas, se ha estudiado el comportamiento de algunos de estos minerales. Se sabe, por ejemplo, que la pirita euhedral y la arsenopirita en agregados finos contienen, por lo general, valores de oro (de 1 a 10 g/t en las áreas donde estos minerales se manifiestan).

2.5.3.2. Génesis mineral

Los depósitos minerales del distrito San Antonio-El Triunfo son de origen hidrotermal producto del emplazamiento de soluciones mineralizantes en zonas de fisuras que encontrando en la roca encajonante las condiciones apropiadas para la precipitación de sus minerales formaron yacimientos de relleno de fisura o filones de fisura. Los depósitos de pórfidos auríferos en el mismo distrito son el producto del emplazamiento en zonas de fisura a rumbo de la intrusión de diques de tonalita, cuarzo-monzonita y cuarzo-diorita presentando oro como principal mineral de mena, en forma nativa o asociado a pirita aurífera y arsenopirita.

2.6. Historia de la Minería en la Región

Se presume que los primeros trabajos de minería en la región datan del año 1700. Iniciaron con el establecimiento del centro de explotación llamado Real de San Antonio. La explotación se comenzó en las minas de San Nicolás y San Pedro en el distrito de El Triunfo; La Gobernadora y La Mina Rica, en el de Santa Ana; y San José y otras, en el de San Antonio y se establecieron haciendas de beneficio en Santa Ana y San Antonio. Las minas fueron explotadas hasta el año 1776, obteniendo cantidades notables de plata en el Real de San Antonio y oro en diversos placeres de los alrededores (Gálvez, 1922).

Los trabajos de minería se paralizaron por cerca de cien años hasta el descubrimiento de las minas de California, formándose varias compañías franco-americanas, americanas y mexicanas que emprendieron los trabajos de exploración y explotación (Gálvez, 1922).

La compañía La Hormiguera Mining Co. se fundó por el año de 1871 y explotó las minas Mendozaña, Hormiguera, María, Elena, Triunfante y Frawell, los metales se beneficiaban por el sistema de lixiviación y se calcula que la extracción no debe haber sido menor de 150 toneladas diarias. Por el año de 1878, esta compañía pasó sus derechos a Progreso Mining Co., misma que obtuvo concesión para explorar una zona en los Minerales de El Triunfo y San Antonio. Los trabajos desarrollados por esta compañía llegaron a profundidades de 450 m (Gálvez, 1922).

Posteriormente se organizó la Compañía de Minas de El Triunfo, S. A. para arrendar, durante un periodo de 25 años, las minas y haciendas de beneficio de la Compañía Metalúrgica de Baja California (Gálvez, 1922).

Las minas de más activa explotación fueron: Humbolt, Fortuna, San Pedro, San Nicolás, Soledad, Marroneña, Mendozaña, Hormiguera, María, Elena, Triunfante, Farwell y Gobernadora (Gálvez, 1922).

En los años transcurridos de 1879 a 1912, los trabajos de minería reportan producciones de oro de cerca de 8,000 onzas al año. Los trabajos realizados durante este periodo dieron origen a la mayor parte de los terreros que se ubican actualmente en la región (Minera Pitalla, 2011).

Para 1913, la Compañía de Minas del Triunfo, S. A. tenía en explotación las minas: Marroneña, con un socavón labrado sobre la veta de El Triunfo con 250 metros de desarrollo; Nacimiento, sobre la veta El Triunfo, con dos socavones sobre veta; Buena Suerte, sobre la misma veta; Ocote, Guasabe, Valenciana y Dolores en la zona de Columbinas.

Todas estas minas se explotaron en muy pequeña escala, siendo su extracción total de 50 a 60 toneladas diarias de mineral sometido directamente al sistema de cianuración para los metales oxidados y al sistema de lixiviación y cianuración combinados para los metales sulfurados (Gálvez, 1922).

Después de aproximadamente 60 años de inactividad en la zona, actualmente el área de San Antonio-El Triunfo está siendo explorada para reactivar la actividad minera de la región, para este propósito empresas mineras han realizado actividades de exploración superficial (suelos y sedimentos) y profunda (perforaciones de hasta 300 y 400 m de profundidad).

2.7.2. Ocurrencia y flujo del agua subterránea

De acuerdo a la interpretación de los datos disponibles sobre el acuífero, el agua subterránea se encuentra relativamente somera. En el área norte-central de la cuenca es donde son encontrados los pozos más profundos, la profundidad del agua subterránea ha sido medida en 2007, 2008 y 2009 por CONAGUA. Las medidas de la profundidad del agua presentan rangos de 13 a 58 m con promedios de 35 m. Medidas adicionales de niveles de agua subterránea son disponibles en algunos pozos y tiros de mina en los alrededores de San Antonio. Estos datos indican profundidades de 0 a 24 m y un promedio de 7 m, aunque algunos tiros de mina en la sierra alta del área están secos indicando agua subterránea más profunda en estas zonas.

Estudios más recientes (Schlumberger, 2010) corroboran la información reportada por la CONAGUA acerca de las profundidades del nivel de las aguas subterráneas en las partes norte y sur del acuífero; y adicionalmente reportan niveles del agua subterránea a profundidades mayores a 138 m en la parte central.

De acuerdo a la Comisión Nacional del Agua (2003), el flujo del agua subterránea en el acuífero tiene una dirección preferencial acorde las características topográficas de la cuenca, es decir, se manifiesta con una tendencia general de sur a norte, aunque más específicamente puede señalarse una dirección del suroeste al noroeste. Para el año 1970 ya existía un cono de abatimiento en la región del poblado San Juan de Los Planes, relacionado con la extracción de agua subterránea. Esto provocó un cambio en el gradiente hidráulico entre San Juan de Los Planes y la costa, debido a ello, la mayoría del agua subterránea ya no descarga hacia el mar, sino a los pozos de explotación en el poblado, ocasionando además, intrusión salina del agua de mar.

Schlumberger Water Services (2012), reporta que si se continúa explotando el acuífero a tasas actuales, el cono de abatimiento y en consecuencia la intrusión salina aumentarían en el futuro.

2.8. Estudios ambientales en Baja California Sur y en el Distrito San Antonio-El Triunfo.

Los estudios de la calidad del agua subterránea en la cuenca, donde se ubica la zona de estudio, de la parte norte-central del acuífero (zona agrícola San Juan de los Planes), y en la parte sur (distrito minero San Antonio-El Triunfo), han sido resumidos en varios reportes (CNA, 2003; CNA, 2005).

La calidad del agua en el acuífero Los Planes es variable debido a la influencia de la intrusión marina a lo largo del límite norte del acuífero, nitratos elevados por la agricultura y ganadería y por metales elevados asociados con la circulación de agua subterránea profunda a lo largo de sistemas de fallas. La calidad del agua en el área de San Antonio ha sido impactada por las actividades de minería histórica y/o mineralización. (CNA, 2003).

La intrusión del agua marina ha impactado la calidad del agua a lo largo del extremo norte de la cuenca debido a la sobreexplotación del acuífero, principalmente por el uso agrícola. Esta región exhibe elevada concentración de sólidos totales disueltos, sodio y cloruros, desde el sur hasta la autopista este-oeste que pasa por el pueblo San Juan de Los Planes. (CNA, 2003).

En el distrito minero San Antonio-El Triunfo, Carrillo (1996) realizó un estudio geoquímico enfocándose principalmente a la contaminación del agua subterránea debida a la lixiviación de los desechos mineros con alto contenido en arsénico; indicando que el agua subterránea contiene un promedio de este elemento de 0.04 mg/L. Así mismo, Martínez (1998) monitoreó seis pozos, un manantial y una pila de cianuración en la misma región encontrando en promedio 0.417 mg/L de As.

En este mismo distrito, Carrillo y Drever (1998) reportaron que existen más de 800 toneladas de desechos de minería y de fundición con un promedio de 4% de óxido de arsénico, de los cuales aproximadamente 600 toneladas son arsenolita pura.

Se ha estimado que de los desechos mineros existentes en el área de San Antonio-El Triunfo se aportan entre 0.5 a 2.0 mg/L de arsénico anualmente al agua del acuífero (Carrillo, A. y J.I. Drever. 1997).

En 2003 la SEMARNAT hizo un estudio, a través de CENICA (CENICA, 2003), mediante éste, la autoridad manifiesta que en la zona de San Antonio – El Triunfo, existe un problema de contaminación, debido a las elevadas concentraciones de As, Cd, Fe, Ni, Pb, Ba y Zn en los residuos mineros, e incluso en suelos naturales alejados de los sitios de procesamiento minero. Reportan valores de As que rebasan en más de 400 veces los Límites Máximos Permisibles.

Magdaleno Rico (2014) realizó un estudio de la peligrosidad de los residuos históricos del distrito Minero San Antonio-El Triunfo. Identificó un total de 46 depósitos de residuos mineros históricos. De estos depósitos, 40 corresponden a terreros, 1 a jales y 5 a cenizas que están en las estructuras. Mientras que los terreros y jales están expuestos a los fenómenos de intemperismo, las cenizas están

confinadas en las estructuras de las antiguas chimeneas donde se realizaba la refinación del oro.

El principal resultado de este estudio es que en los residuos mineros históricos hay posibilidad de generación de drenaje ácido de minas.

Así mismo, este autor estudio la mineralogía de los terreros y jales de la zona y concluye que hay muy pocos minerales primarios de sulfuros como pirita o arsenopirita. En cambio, identificó fases minerales mayoritarias como yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$), jarosita ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), y plumbojarosita ($\text{PbFe}_6(\text{SO}_4)_4(\text{OH})_{12}$), mismos que pueden tener su origen en la oxidación/disolución de pirita y arsenopirita que pueden estar controlando la movilidad del As.

El estudio indica que el As está preferentemente asociado a la jarosita, que es un mineral secundario relativamente estable en el intervalo de pH entre 2 y 7 (Romero et al., 2007). Asimismo, en sus experimentos de geodisponibilidad (lixiviación) en estos terreros y jales, no se encontraron concentraciones de As peligrosas en los lixiviados, de acuerdo a los criterios de la Normatividad Ambiental Mexicana NOM-141, (No detectado – 1.8 mg/L), no obstante las altas concentraciones totales en las fases sólidas (hasta valores promedio de 14,000 mg/kg).

En este estudio también se documentó un tipo de residuos de bajo volumen (cenizas) que están confinados en las chimeneas antiguas donde se llevaba a cabo el proceso metalúrgico. En estas cenizas el As está concentrado ($\text{As} = 415,130$ y $480,093$ mg/kg) y contenido en el mineral denominado “arsenolita” (As_2O_3), que es una fase sólida inestable que además de indicar la presencia predominante de la especie As (III), permite explicar los altos valores de geodisponibilidad determinados (hasta 340 mg/L). El riesgo que puedan representar esta cenizas es atenuado con el hecho de estar confinadas en las estructuras de las chimeneas y por lo tanto no expuestas (en comparación con terreros y jales) a los procesos de intemperismo.

De manera general se puede concluir que los resultados de Magdaleno Rico (2014) concuerdan con los demás estudios sobre el alto contenido de arsénico en los residuos mineros históricos; pero (considerando la baja disponibilidad del As en terreros y jales) contradicen lo afirmado acerca de que estos residuos mineros históricos son la fuente principal que ha provocado la contaminación de las aguas subterráneas de la cuenca donde se ubica el distrito minero San Antonio – El Triunfo.

Espino Ortega (2014) realizó estudios de suelos y sedimentos en el distrito minero San Antonio–El Triunfo y en la zona agrícola de San Juan de Los Planes, para

valorar la afectación debido a la dispersión de residuos mineros localizados en la parte alta de la cuenca (distrito minero San Antonio–El Triunfo).

Los principales resultados de este estudio indican que la afectación de los suelos y sedimentos alcanza una distancia aproximada de 12 km “aguas abajo” en dirección a la zona agrícola de San Juan de Los Planes por efecto de dispersión hídrica de las partículas sólidas de los depósitos de residuos mineros ubicados en las partes altas de San Antonio – El Triunfo. Además, determinó que la afectación es preferentemente superficial ya que no detectó migración vertical en la zona de influencia “aguas abajo” de la zona de ubicación de los depósitos de residuos mineros históricos.

Así mismo, concluye que existe un riesgo a la salud humana y al ambiente en la zona de los poblados de San Antonio y El Triunfo, que es la zona donde están distribuidos una gran cantidad de depósitos de residuos mineros históricos que están a la intemperie, debido a las altas concentraciones bioaccesibles y geodisponibles de arsénico y plomo en las muestras de suelo.

Briseño Arellano (2014) realizó un estudio para evaluar la evolución hidrogeoquímica del agua subterránea en la Cuenca de San Juan de Los Planes. Concluyó que existen dos grupos generales de aguas subterráneas, cuya composición química está influenciada por procesos diferentes.

En la parte alta de la cuenca que corresponde a la parte sur de la misma (distrito minero San Antonio – El Triunfo) los niveles estáticos del agua subterránea (NEA) varían entre 0 y 32 m de profundidad. En estas aguas subterráneas, Briseño reporta que determinó altas concentraciones de sulfato, hierro y arsénico (hasta 1627, 1.33 y 2.75 mg/L, respectivamente). Propone que la presencia de sulfatos, hierro y arsénico en las aguas subterráneas de esta parte del acuífero se explica por la lixiviación de residuos mineros a partir de la disolución de jarosita arsenical, principalmente, y en menor medida de la arsenolita contenida en cenizas confinadas en la estructuras de las chimeneas antiguas.

A diferencia de otros estudios, Briseño (2014) realiza la especiación del As presente en las aguas subterráneas y concluye que en la zona de San Antonio – El Triunfo predominan las concentraciones de As (III) con respecto a las de As (V)

Así mismo, propone que en la parte central de la Cuenca (NEA = 136 – 150 m de profundidad) y la parte norte (NEA = 10 – 60 m de profundidad), podría pertenecer a un sistema acuífero diferente al de la zona minera de San Antonio – El Triunfo.

En las aguas subterráneas de la parte central y norte de la Cuenca, donde la dirección del flujo va desde la parte central hacia el norte (línea de la costa), las

concentraciones máximas de sulfato, hierro y arsénico (hasta 469, 0.9 y 0.23 mg/L, respectivamente) son menores en comparación con las determinadas en la parte sur de la Cuenca (San Antonio – El Triunfo). Además, reporta que las aguas subterráneas de la parte central y norte la especie predominante del arsénico determinado corresponde al As (V).

Por otro lado, reporta que las aguas subterráneas de la parte norte de la Cuenca (la zona más baja) se caracteriza por las altas concentraciones (mg/L) de Cl^- , Na^+ , NO_3^- y B (hasta 2592, 890, 76, 2.4) producto de la intrusión salina y actividades agrícolas. Así mismo, estas aguas se caracterizan por la presencia de As en concentraciones que alcanzan valores máximos de hasta 0.21 mg/L; con predominio de la especie As (V), con más del 90%.

En cambio, en las dos únicas muestras que pudo tomar en la parte central, donde se registraron los niveles más profundos (NEA = 136-150 m), las concentraciones (mg/L) de Cl^- , Na^+ , NO_3^- y B alcanzan valores máximos de hasta 164, 124, 21 y 0.5, respectivamente, lo que indica que la intrusión salina aún no ha alcanzado las aguas subterráneas de esta parte de la Cuenca; pero que presentan concentraciones de arsénico de hasta 0.23 mg/L, donde el 90% corresponde a As (V); muy similar a las determinadas en las aguas subterráneas de la parte norte de la Cuenca, lo que sugiere una fuente natural asociada con las particularidades litológicas y estructurales de la región.

Tomando en consideración los resultados de Magdaleno Rico y Briseño, en donde los estudios del primero contradicen la afirmación de que la contaminación de las aguas subterráneas de la cuenca donde se ubica el distrito minero San Antonio-El Triunfo se debe primordialmente a los residuos mineros, y los resultados del segundo que sugieren una fuente natural en la parte central de la cuenca, se hace necesario un estudio a fondo para determinar la presencia natural de arsénico en el agua subterránea profunda de la parte central de la cuenca San Juan de los Planes (porción norte del distrito minero San Antonio-El Triunfo).

3. MARCO TEÓRICO

3.1. Generalidades del Arsénico

El arsénico es considerado como un metaloide o semi-metal, teniendo propiedades particulares entre los metales y no-metales.

El arsénico (número atómico 33, peso atómico 74.922) puede estar presente en distintos estados de oxidación (-III, 0, III, V) y en formas inorgánicas y orgánicas, en un amplio rango de concentraciones en aire, agua, suelos, vegetales y animales. Éste es uno de los elementos con mayor movilidad, ya que, una vez que ha sido liberado de los minerales, se puede encontrar en los suelos, en el agua, en el aire y en la biota. El estado de oxidación del arsénico, y por tanto su movilidad, están controlados fundamentalmente por las condiciones redox (potencial redox, Eh) y el pH.

El Arsénico forma parte de la estructura química de más de doscientos minerales, principalmente asociados a yacimientos minerales ricos en sulfuros, aunque también se encuentra presente en menor proporción en otros minerales formadores de rocas (Robertson, 1989; Smedley y Kinniburgh, 2002; Bundschuh *et al.*, 2004; Vivona *et al.*, 2007).

El principal problema del arsénico en la actualidad es el aumento de su concentración en aguas subterráneas (Plant, *et al.*, 2004), además el consumo de agua contaminada es considerada como la vía de ingestión de arsénico más importante (Matschullat, 2000) con la consiguiente intoxicación de amplios sectores poblacionales que utilizan este recurso. Por ejemplo, actualmente se han documentado casos de contaminación con arsénico en áreas como Bangladesh (Mukherjee y Bhattacharya, 2001; Anawar *et al.*, 2003); España (García-Sánchez y Álvarez-Ayuso, 2003); en los estados mexicanos de Hidalgo (Armienta *et al.*, 1993), Durango y Coahuila (Cebrián *et al.*, 1994), Baja California Sur (Shumilin *et al.*, 2001) y otras localidades de México (Armienta y Segovia, 2008).

3.2. Arsénico en el medio ambiente

La presencia de arsénico en el medio ambiente se relaciona fundamentalmente con su origen natural y procesos naturales como la meteorización de rocas y sedimentos, menas minerales de origen hidrotermal, erupciones volcánicas, actividad geotermal, etc.

Teniendo en cuenta la distribución de elementos realizada por Goldschmidt en las distintas zonas de la Tierra según su naturaleza y afinidad, el arsénico está considerado como elemento calcófilo, por su tendencia a concentrarse en los sulfuros.

La química del arsénico sigue muy de cerca la del azufre y por ello podemos encontrarlo en la estructura cristalina de muchos sulfuros. Las mayores concentraciones tienden a localizarse en sulfuros tales como la pirita, calcopirita, galena y marcasita. La arsenopirita (FeAsS) es el mineral de arsénico más común en las ocurrencias naturales (Craw, et al., 2003).

El arsénico es un constituyente natural de la corteza terrestre, con un contenido medio que oscila entre 2 y 3 mg As kg^{-1} , aunque la abundancia media en la corteza queda establecida en 1.5 mg kg^{-1} . En relación con los 88 elementos que de forma natural se encuentran en la naturaleza, el arsénico ocupa el lugar 47 en abundancia.

Se han reportado contenidos de arsénico en aguas naturales en diversos ambientes (Smedley y Kinninurgh, 2002). Las concentraciones altas de As en aguas subterráneas no se restringen a determinadas condiciones o ámbitos, apareciendo en acuíferos en condiciones oxidantes y de pH alto, acuíferos en condiciones reductoras, acuíferos con circulación geotermal, acuíferos afectados por procesos ligados a la actividad minera o relacionados con depósitos minerales, y acuíferos ligados a otros procesos antropogénicos (actividad industrial, asentamientos urbanos, actividad agropecuaria, etc.).

3.2.1. Arsénico en rocas y minerales

El arsénico presente en los minerales de las rocas es la fuente natural a partir de la cual se libera al agua subterránea.

El arsénico está ampliamente distribuido en gran número de minerales. Las mayores concentraciones, en general, se dan en forma de arseniuros de cobre, plomo, plata y oro o como impurezas en sulfuros (World Health Organization, 1981). Puede encontrarse en mayor o menor proporción en más de doscientas especies minerales, aunque llega a ser un constituyente importante sólo en un 10% de ellos. En la Tabla 3.1 se enlistan los principales minerales que contienen arsénico en su estructura.

Tabla 3.1. Principales minerales que contienen arsénico. Modificado de Bundschuh, 2006.

Mineral	Composición
Annabergita	$(\text{Ni}, \text{Co})_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$
Arsénico nativo	As
Arsenolita	As_2O_3
Arsenopirita	FeAsS
Claudetita	As_2O_3
Cobaltita	CoAsS
Enargita	Cu_3AsS_4
Escorodita	$\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
Niquelita	NiAs
Oropimente	As_2S_3
Pirita arsénical	$\text{Fe}(\text{S}, \text{As})_2$
Realgar	AsS
Tennantita	$(\text{Cu}, \text{Fe})_{12}\text{As}_4\text{S}_{13}$

Generalmente, las concentraciones de arsénico en las rocas ígneas son del mismo orden que las encontradas para la corteza y poco variables en las diferentes variedades de rocas. Los valores medios para las rocas ácidas y básicas refieren concentraciones por lo general por debajo de 5 mg kg^{-1} (Bundschuh et al., 2006).

Respecto a las rocas básicas, los basaltos y diabasas contienen una media de 2.0 mg kg^{-1} (Bundschuh et al., 2006).

Para las rocas intermedias, se citan valores medios de 2.1 mg kg^{-1} y de 1.5 mg kg^{-1} para las rocas graníticas, de modo que apenas existe diferencia entre los valores correspondientes a las rocas ácidas y básicas (Bundschuh et al., 2006).

Las riolitas y los vidrios silicatados son ricos en arsénico, especialmente estos últimos. Generalmente, los vidrios volcánicos muestran valores medios cercanos a 6 mg kg^{-1} (Bundschuh et al., 2006).

A pesar de no tener concentraciones excepcionales de arsénico, las rocas volcánicas y sobre todo las cenizas suelen tener elevadas concentraciones de arsénico, circunstancia que se puede relacionar con la naturaleza reactiva del material volcánico reciente, las cenizas (especialmente las de tamaño fino) y su capacidad para imprimir un alto pH a las aguas subterráneas (Bundschuh et al., 2006).

Respecto a las rocas metamórficas, el contenido en arsénico está controlado por las concentraciones en la roca matriz, aunque probablemente el arsénico se pierde en la transformación de la roca matriz en su derivado metamórfico. La mayoría de las rocas metamórficas contienen cantidades no superiores a 5 mg kg^{-1} (Bundschuh et al., 2006).

La concentración de arsénico en las rocas sedimentarias se sitúa en el rango de $5\text{-}10 \text{ mg kg}^{-1}$; son, por consiguiente, las rocas que albergan mayores concentraciones del metaloide, aunque los valores pueden ser muy variables. Las mayores concentraciones ($20\text{-}200 \text{ mg kg}^{-1}$) se hallan en lutitas ricas en sulfuros y materia orgánica, rocas ferruginosas, rocas fosfatadas y en carbón (Bundschuh et al., 2006).

Las lutitas son las rocas que contienen mayores cantidades de arsénico, con valores medios en torno a 13 mg kg^{-1} . Los valores más altos reflejan la importancia de los sulfuros, óxidos, arcillas y materia orgánica en el control de la cantidad de arsénico presente en la roca. También el tamaño de grano parece controlar estos valores, siendo más alta la concentración en los sedimentos de grano fino (Bundschuh et al., 2006).

En la Tabla 3.2 se muestra un resumen de los contenidos de arsénico en las rocas más importantes.

Tabla 3.2. Rangos típicos de las concentraciones de arsénico en rocas y sedimentos. FUENTE: Bundschuh et al., 2006.

Roca/Tipo de sedimento	Arsénico (mg/kg)
Rocas ígneas	
Ultrabásicas	0.03-15.8
Básicas	0.06-113
Intermedias	0.09-13.4
Ácidas	0.2-15
Rocas metamórficas	
Cuarcita	2.2-7.6
Corneanas	0.7-11
Filitas y Pizarras	0.5-143
Esquistos/Gneis	0.1-18.5
Anfibolita y Greenstone	0.4-45
Rocas sedimentarias	
Lutitas marinas	3-15 (hasta 490)
Lutitas no marinas	3.0-12
Areniscas	0.6-120
Calizas/Dolomías	0.1-20.1
Fosforitas	0.4-188
Formaciones de Fe y sedimentos ricos en Fe	1-2,900
Evaporitas (Yeso/Anhidrita)	0.1-10
Carbón	0.3-35,000
Sedimentos no consolidados	
Arenas aluviales	1.0-6.2
Arcillas aluviales	2.7-14.7
Sedimentos de lago	0.5-44
Till glaciales	1.9-170
promedio mundial sedimentos en ríos	5

3.3. Arsénico en aguas subterráneas: México y el mundo.

En muchas aguas naturales es probable que el arsénico derive de la disolución de fases minerales. La concentración de As en aguas subterráneas varía en un rango de < 0.5 a 5 mg/L (Bundschuh et al., 2006).

Los numerosos casos de presencia de As en agua subterránea en el mundo están relacionados con ambientes geológicos diferentes: formaciones volcánicas, formaciones volcano-sedimentarias, distritos mineros, cuencas aluviales terciarias y cuaternarias, etc. (Bundschuh et al., 2006; Lillo, 2003).

Se han identificado un gran número de áreas en distintos lugares del mundo con aguas subterráneas que presentan contenidos de As superiores a 5 mg/L. Las concentraciones más altas y, consecuentemente, los problemas más importantes citados en la literatura se localizan en Argentina, Bangladesh, Nepal, Chile, China, Hungría, India, México, Rumania, Taiwán, Vietnam y Estados Unidos (Figura 3.1.). (Lillo, 2003).

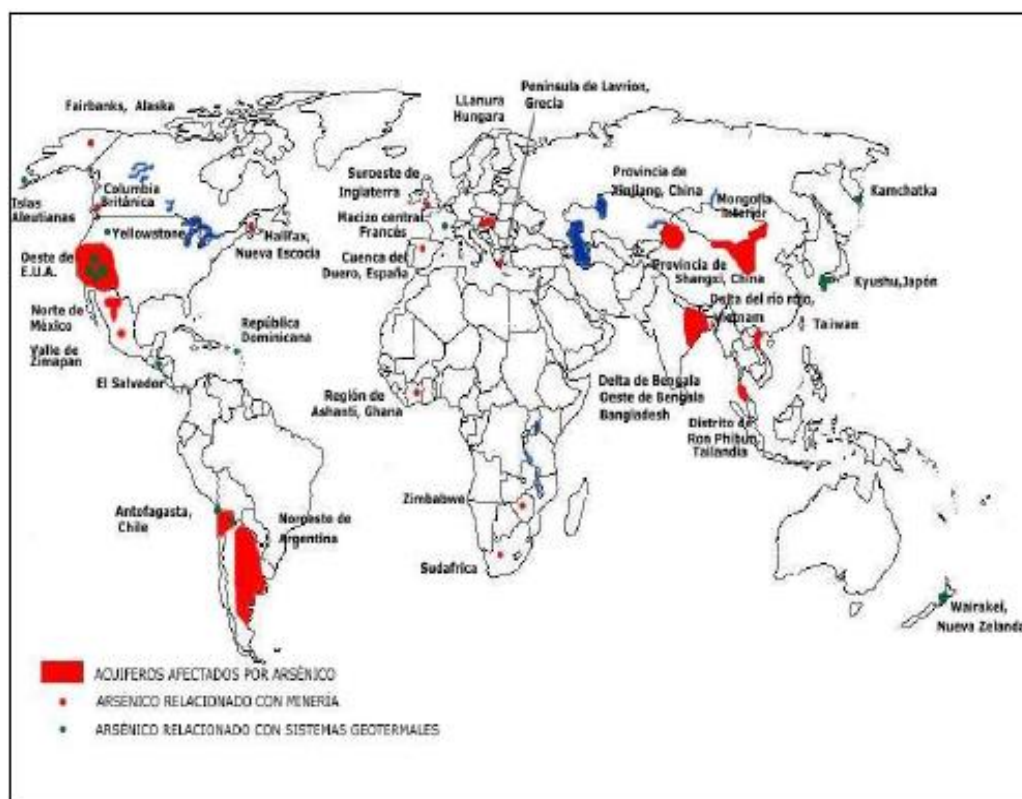


Figura 3.1. Distribución mundial del Arsénico de fuentes mineras, sistemas geotermales y acuíferos contaminados. Tomado de Lillo, 2003.

En las regiones mencionadas, la presencia de As es consecuencia del ambiente geoquímico y de las condiciones hidrogeológicas particulares, hallándose elevadas concentraciones de As en agua tanto en condiciones reductoras como en condiciones oxidantes, en acuíferos sobreexplotados de zonas áridas o zonas húmedas, en acuíferos superficiales libres y en acuíferos profundos confinados. (Lillo, 2003).

3.3.1. Presencia de Arsénico en el agua subterránea de México

La contaminación por As está distribuida en varias regiones de México. Las publicaciones que se han reportado afirman que la contaminación de arsénico en las aguas subterráneas proviene principalmente de fuentes naturales y también como resultado de actividades mineras, lo cual ha causado impactos significativos en el agua subterránea en diferentes regiones de nuestro país.

Elevadas concentraciones de As se han encontrado en agua subterránea en diferentes zonas de México, que cubren amplias zonas de los estados de Baja California Sur, Chihuahua, Coahuila, Zacatecas, Durango, San Luis Potosí, Aguascalientes, Guerrero, Guanajuato, Hidalgo, Michoacán y Puebla, principalmente (Bundschuh et al., 2009)

La presencia de arsénico en las rocas es una de las causas de enriquecimiento del As en el agua subterránea. México es uno de los mayores productores de As en el mundo, esto refleja la abundancia del elemento en las rocas de ciertas zonas (Armienta et al., 2008).

En varias partes de México existe una presencia considerable de minerales portadores de As. La contaminación por As en Zimapán, Hidalgo es un ejemplo del tipo de problema al que se enfrentan varias regiones del país. Zimapán ha sido un área minera desde el siglo XVI, en donde tanto los residuos mineros como las fuentes naturales de As en las rocas de la zona, han generado un problema de contaminación importante en los pozos de extracción. (Armienta et al., 2008).

Las localidades más contaminadas por Arsénico en México se observan en la siguiente figura:



Figura 3.2. Localidades más documentadas que muestran la presencia de arsénico en las aguas subterráneas de México. Tomado de Bundschuh, 2006.

En Baja California Sur, donde se ubica la zona de este estudio, la presencia de As se debe a la actividad minera como fuente antropogénica de contaminación (Tabla 3.3). En la siguiente tabla se pueden observar las regiones contaminadas por As en aguas subterráneas de nuestro país, las fuentes de contaminación y los efectos a la salud ocasionados por la contaminación de arsénico en el agua.

Tabla 3.3. Presencia de Arsénico en México. Tomado de Armienta et al.,2008.

Ubicación	Concentración máxima de As en agua subterránea (mg/L)	Fuente	Efectos a la salud
Comarca Lagunera. Durango y Coahuila	0.8	Natural	Hipopigmentación
Sonora	0.305	No reportado	No reportado
Zimapán, Hidalgo	1.1	Natural y Antropogénica (minería)	Queratosis
Baja California Sur	0.41	Antropogénica (minería)	No reportado
Río Verde, San Luis Potosí	0.05	Natural	No reportado
Villa de la Paz, San Luis Potosí	5.9	Natural y Antropogénica (minería)	Daño genético
Acoculco, Puebla	0.206	Natural	No reportado
Valle de Guadiana, Durango	0.167	Natural	No reportado
Acámbaro, Guanajuato	1.006	Antropogénica	No reportado
Los Azufres, Michoacán	24	Natural (salmueras geotérmicas)	No reportado
Meoqui, Chihuahua	0.134	No reportado	No reportado

3.4. El arsénico y la minería

La minería es una de las actividades económicas de mayor tradición en México, la cual ha contribuido desde la época prehispánica hasta nuestros tiempos al desarrollo del país (Contreras- Díaz *et al.*, 2000; González *et al.*, 2005; Hernández-Acosta *et al.*, 2009). Sin embargo, esta industria minera ha generado por décadas una gran cantidad de desechos mineros o jales, los cuales pueden ser definidos como lodos residuales originados durante el proceso de beneficio del mineral económicamente aprovechable (González *et al.*, 2005). Uno de los costos ambientales de la actividad minero-metalúrgica es la contaminación del medio abiótico (agua, suelo, subsuelo, aire y sedimentos).

En diferentes regiones de México, las actividades minero-metalúrgicas se caracterizan por la generación de grandes cantidades de residuos que contienen elementos potencialmente tóxicos como lo es el arsénico. Éstos elementos se pueden dispersar al entorno contaminando suelos, sedimentos y aguas (Gutiérrez *et al.* 2007, Ongley *et al.*, 2007) y acumulándose por tiempo indefinido (Ferguson 1990, Bradl 2005, Berkowitz *et al.*, 2008), representando así un riesgo para el ambiente y los seres vivos.

La contaminación de aguas subterráneas a causa de actividades mineras puede causar diferentes impactos, entre los que merecen destacar, la contaminación de las aguas subterráneas por drenaje de aguas ácidas (pH menor que 5) resultado de los drenajes de agua de minas y lixiviado de las escombreras de residuos mineros, ricos en sustancias tóxicas solubles como arsénico (Kaplan *et al.*, 1995).

En México, como en muchos otros lugares en el mundo, existen innumerables áreas con fuerte contaminación ambiental a causa de actividades mineras. Dos siglos de historia en el distrito minero San Antonio-El Triunfo dejaron como resultado una cantidad aproximada de 800 mil toneladas de desechos, producto de la explotación de yacimientos minerales con oro y plata.

Entre las actividades mineras, la minería de oro se ha asociado frecuentemente a la contaminación por arsénico y son numerosos los casos a nivel global incluyendo países como Australia, Estados Unidos, Canadá y España, donde las explotaciones de extracción de oro han causado una liberación y redistribución de arsénico al medioambiente (Straskraba y Moran, 1990; Smedley *et al.*, 1996; Eisler, 2004., Navarro-Flores y Doménech-Rubio, 2010; Meunier *et al.*, 2010, 2011; Torrance *et al.*, 2012; Toujaguez *et al.*, 2013, Acheampong *et al.* 2013, entre otros).

3.4.1. El arsénico en el Drenaje Ácido de Minas

Uno de los principales riesgos de los desechos de minería y fundición es la oxidación de los sulfuros metálicos que pueden derivar en la generación de drenaje ácido, que son soluciones que se caracterizan por bajos valores de pH y altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT) disueltos como lo es el arsénico (Lin, 1997; Johnson *et al.*, 2000; Roussel *et al.*, 2000; Moncur *et al.*, 2004).

De acuerdo con varios investigadores (Ferguson, 1990, Alloway, 1994, Salomons, 1995, Dold, 2003), el principal efecto de la minería y la exposición de los jales mineros sobre el ambiente es la dispersión y acumulación de metales (Cd, Pb, Zn, Ni y Cu principalmente) y metaloides (As, Se y Sb) potencialmente tóxicos, debido a que los jales no son protegidos adecuadamente del viento y la lluvia, también el intemperismo (presencia de humedad y oxígeno) promueve la oxidación y eventual disolución de sulfuros como pirita, arsenopirita, esfalerita y otros minerales, por lo que este proceso genera un efluente ácido y rico en metales y metaloides disueltos, denominado genéricamente como Drenaje Ácido de Minas (DAM).

Las elevadas concentraciones de As, así como de otros metales, son comúnmente encontradas en los efluentes ácidos de las minas. La principal fuente de As en los jales mineros es por la oxidación de la arsenopirita, que se inicia con la presencia de oxígeno. El arsénico (As) es conocido por ser un elemento altamente tóxico para seres humanos y animales (Fowle, 1992). La concentración de As en el Drenaje Ácido de Minas puede alcanzar cientos de mg/L como resultado de la oxidación de sulfuros enriquecidos en As (Williams, 2001). Tales concentraciones pueden ser potencialmente dañinas para los ecosistemas acuáticos y el suelo localizados en zonas mineras (Casiot *et al.*, 2005).

En el distrito minero San Antonio-El Triunfo se ha determinado el potencial de algunos residuos para generar drenaje ácido de minas de acuerdo a Magdaleno, C. (Peligrosidad de los residuos mineros históricos del distrito minero San Antonio-El Triunfo, 2014) lo cual podría significar un aporte de arsénico en las aguas subterráneas.

3.5. Rangos de estabilidad de la arsenopirita.

La arsenopirita es la fuente mineral de arsénico más común en la superficie terrestre. Se puede encontrar en una variedad de sistemas tales como depósitos magmáticos, hidrotermales y pórfidos, entre otros. Es por esto que la arsenopirita es comúnmente asociada a la aparición de oro, generando su amplia explotación y posterior descarga como desechos sólidos en los procesos mineros (Corkhill y Vaughan, 2009).

Es un mineral estable bajo condiciones reductoras, pero es oxidado durante condiciones de intemperismo, liberando durante este proceso H_2SO_4 , H_3AsO_3 y H_3AsO_4 (Nesbitt et al., 1995).

En la Figura 3.3 se presentan los diagramas de Pourbaix donde se muestran los campos de estabilidad de los sistemas Fe-As-S-O, Fe-S-H₂O y Fe-As-S-H₂O.

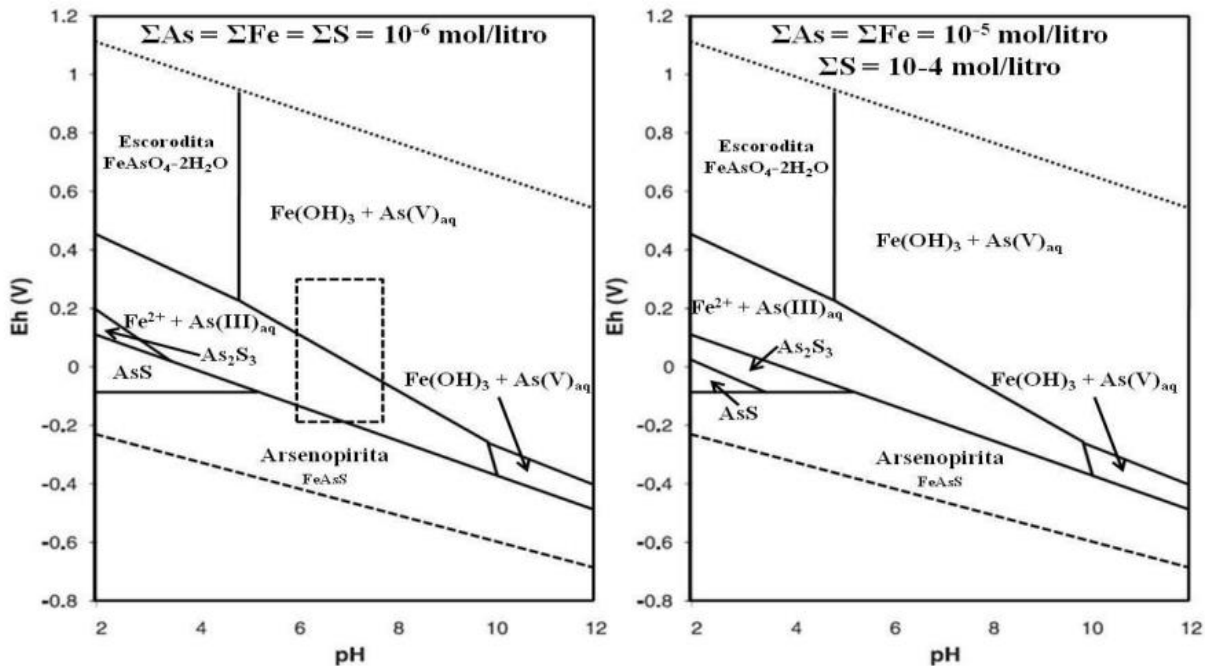


Figura 3.3 Diagramas de Pourbaix, 25°C, 1 atm, para el sistema Fe-As-S-O, para dos concentraciones diferentes, donde se muestran los campos de estabilidad de la arsenopirita. Tomado de Ospina, 2010.

3.6 Aspectos geoquímicos que controlan la presencia de arsénico.

En los ambientes acuáticos, el arsénico se encuentra en varias especies disueltas, cuya química depende de las propiedades del agua. Las especies predominantes son As (V) y As (III), el As (0) disuelto y las especies de As^{-III} se encuentran rara vez en el agua natural. La especiación del As en el agua depende de las condiciones redox, pH, otras especies químicas presentes y actividad biológica. La movilidad del As en el agua subterránea, su toxicidad y los tratamientos para removerlo dependerán de las especies presentes en el medio acuático (Henke.,2009; Ravenscroft et al.,2009).

El As es un elemento móvil bajo condiciones típicas de las aguas subterráneas (pH 6.5-8.5) y bajo condiciones oxidantes y reductoras, lo que conlleva a una mayor problemática ambiental (Smedly et al., 2001). Como muchos metales traza, la concentración del As está normalmente controlada por interacciones del soluto-fase sólida, así como fenómenos de transporte y transferencia a otros medios, dilución del agua y condiciones geoquímicas (condiciones redox, pH, salinidad, temperatura, presencia de materia orgánica, sitios de sorción, etc.) (Bundschuh et al.,2008).

Los mecanismos geoquímicos de transporte están influidos por las condiciones redox, ya que pueden controlar indirectamente la adsorción y desorción del As por sus efectos sobre la especiación. En varios mecanismos el As se encuentra adsorbido inicialmente por fases sólidas. Debido a que la adsorción es un fenómeno superficial, son de suma importancia los sólidos con altas áreas superficiales, como las arcillas, óxidos e hidróxidos, carbonatos y fosfatos. Estos materiales sólidos tienen una dependencia del pH, ya que a bajos valores de pH, sus superficies se cargan positivamente, y se cargan negativamente a valores altos de pH. De esta manera se pueden adsorber los arsenitos y arseniatos en los minerales con superficies cargadas positivamente (Ravenscroft et al.,2009).

Otros factores que influyen en la movilidad del As en aguas naturales, es la presencia de materia orgánica natural. La materia orgánica suele tener altas áreas superficiales y posee la capacidad de formar complejos solubles con el As, inhibiendo así la sorción del As en las superficies de los minerales (Henke.,2009).

Por su parte, tanto la temperatura como la salinidad influyen en la concentración de arsénico en las aguas subterráneas, ya que son dos factores que al incrementarse conllevan a una mayor liberación de As.

3.6.1 Efectos del pH en la liberación de arsénico en el agua subterránea

En términos generales, bajo condiciones oxidantes, el estado As(V) predomina sobre el As(III), encontrándose fundamentalmente como $\text{H}_2\text{AsO}_4^{-1}$ a valores de pH menores que 6.9, mientras que, a pH más alto, la especie dominante es HAsO_4^{2-} (Figura 3.4).

En condiciones principalmente ácidas, la especie dominante será H_3AsO_4 , mientras que en condiciones básicas, la especie dominante será AsO_4^{3-} . En condiciones reductoras, a pH inferior a 9.2, predominará la especie neutra. (Brookins, 1988; Yan et al., 2000).

En la siguiente figura pueden verse las especies de arsénico presentes en los diferentes valores de pH y Eh.

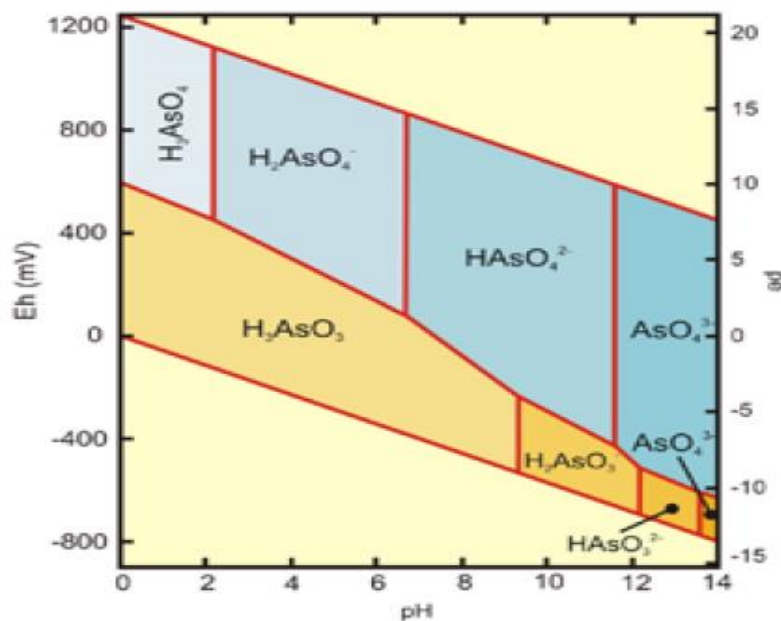


Figura 3.4. Diagrama Eh-pH de especies acuosas de arsénico en el sistema $\text{As-O}_2\text{-H}_2\text{O}$

En las Figuras 3.5 y 3.6 se muestra la especiación de As(III) y As(V) en función del pH. En general, en aguas superficiales, el As(V) predomina sobre el As(III). En aguas subterráneas pueden encontrarse ambos estados de oxidación ya que las

concentraciones de As(III) y As(V) dependen de la entrada de As en el sistema, de las condiciones redox y de la actividad biológica.

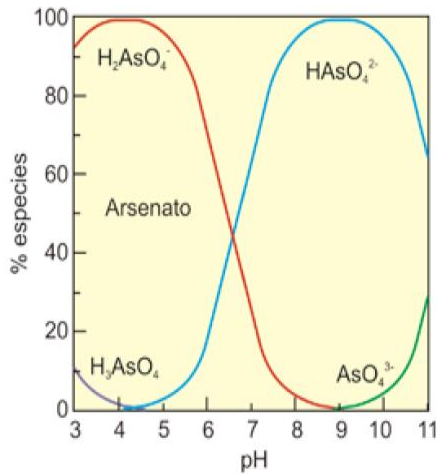


Figura 3.5. Especies de As (III)

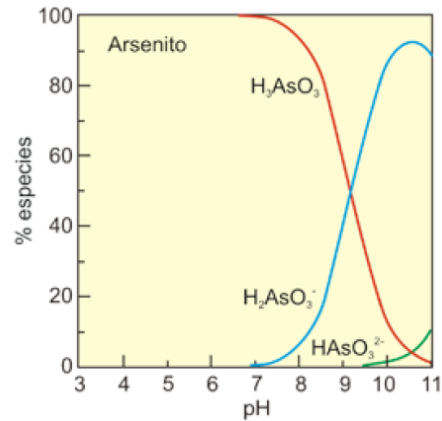


Figura 3.6. Especies de As (V)

3.6.2 Efectos de la fuerza iónica en la liberación de arsénico en el agua subterránea

Para introducir el término de fuerza iónica y su relación con la solubilidad de arsénico, es necesario hacer mención de otro término conocido como índice de saturación (IS).

El índice de saturación, permite valorar las posibilidades de precipitación o disolución de una fase con base en el estado de saturación de una solución determinada y se determina mediante la relación entre el producto de actividad iónica "PAI" y el producto de solubilidad "Kps" (Langmuir, 1997), por medio de la siguiente ecuación:

$$IS = \log (PAI / Kps) \dots\dots\dots (3.1).$$

Si:

- IS = 0: Existe equilibrio entre la solución y precipitación
- IS > 0: Solución saturada (posibilidad de precipitación)
- IS < 0: Solución insaturada (no hay posibilidad de precipitación)

El producto de actividad iónica (PAI) es aquel que proviene de la concentración de los iones en una solución que no está en equilibrio.

El Producto de solubilidad (K_{ps}) es el nombre que se le da a la constante de equilibrio que describe la reacción por la cual el precipitado se disuelve en agua para formar sus iones constituyentes.

En un agua “muy poco salina”, todos los iones presentes son *activos* (desempeñan un papel en una reacción química).

En un agua “bastante salina”, no todos los iones pueden ser activos: sus cargas eléctricas impiden que todos ellos sean activos. La actividad se describe por medio de la siguiente ecuación:

$$\text{Actividad} = \text{Concentración} \times \text{Coeficiente de Actividad} \dots \dots \dots (3.2).$$

Factores que influyen en la actividad:

- El radio y la carga del ión (los divalentes tienen menor actividad que monovalentes; en cambio, en los elementos sin carga, como la sílice, la actividad es igual a la concentración).
- La temperatura de la disolución
- La salinidad del agua (más salinidad, menor proporción del elemento es activa). Para este fin, la salinidad del agua se expresa mediante la llamada fuerza iónica (I)

La fuerza iónica, se calcula por medio de la siguiente expresión:

$$I = \frac{1}{2} \sum m \cdot z^2 \dots \dots \dots (3.3).$$

Donde:

m = concentración del elemento (moles/L) y z = carga del elemento.

Para que una sustancia precipite o no, dependerá del valor del índice de saturación (IS) que como se vio anteriormente depende de manera directa de la actividad de los iones en una solución, la cual a su vez está íntimamente relacionada a la fuerza iónica (salinidad del agua). Por lo tanto, para que un elemento como el As precipite o no en una solución dependerá de distintas variables entre las que se encuentra la fuerza iónica del agua.

3.7. Riesgos a la salud ocasionados por el Arsénico

De acuerdo con la Agencia Internacional para la Investigación sobre Cáncer (IARC por sus siglas en inglés), cada vez son más las poblaciones afectadas por el arsénico en el planeta, en opinión de esta agencia y de otros organismos científicos, el arsénico es considerado como un agente carcinogénico para humanos según estudios epidemiológicos que relacionan la ingestión de arsénico en el agua de bebida y cáncer en la piel y estudios ocupacionales que relacionan la exposición al arsénico y cáncer del pulmón (IARC).

La ingesta de agua con trazas de As por periodos prolongados provoca alteraciones en la salud, principalmente dermatológicas, que pueden derivar en patologías más graves como distintos tipos de cáncer.

Las principales rutas de exposición de las personas al arsénico son la ingesta e inhalación. Es acumulable en el organismo por exposición crónica, y a ciertas concentraciones ocasiona alteraciones de la piel con efectos secundarios en los sistemas nervioso, respiratorio, gastrointestinal, y hematopoyético y acumulación en los huesos, músculos y piel, y en menor grado en hígado y riñones.

El arsénico, una vez absorbido, se distribuye a través de la sangre por todo el cuerpo y pasa a muchos tejidos, principalmente al hígado, riñones, pulmones, bazo y piel (Galvao y Corey, 1987; Carson *et al.*, 1986).

El efecto del arsénico en la salud humana ha sido extensivamente estudiado y ha sido reconocido como tóxico. Según el documento titulado Arsenic in Drinking Water (Arsénico en el Agua Potable) publicado por la EPA, pueden haber efectos a la salud a corto y largo plazos como resultado de la exposición de los seres humanos al arsénico. La exposición a corto plazo a altas dosis de arsénico puede tener efectos adversos, pero la exposición a largo plazo o crónica ha sido ligada al cáncer de la vejiga, pulmonar, de la piel, renal, de las vías nasales, del hígado, y de la próstata.

La dosis letal de arsénico es cercano a 100 miligramos. El efecto en la salud por arsénico más posible es debido a pequeñas dosis en un largo período de tiempo o efecto crónico. Estos efectos incluyen problemas en la piel, alta presión en la sangre, fallas en el sistema circulatorio, problemas en el sistema nervioso, bajos pesos al nacer, y cáncer en los pulmones, vejiga, riñón, e hígado. El que alguien desarrolle cualquiera de estas condiciones depende de la cantidad de arsénico consumido, el tiempo de exposición, la forma de arsénico, y la salud general o sensibilidad de la persona.



Fotografía 1. Ejemplos de cáncer de piel causado por la ingestión prolongada de aguas con arsénico. (Bangladesh).

3.8. Toxicología del arsénico

El As es un elemento considerado tóxico para los seres humanos desde tiempos antiguos, en particular desde la edad media donde se difundió su uso como veneno. El trióxido de arsénico fue el compuesto más empleado para este fin (Vaughan, 2006).

El arsénico es un elemento extremadamente tóxico y no solo en concentraciones altas, donde la exposición causa efectos agudos que pueden llegar a ser letales, también la exposición durante un largo período a bajas concentraciones relativas de arsénico (por ejemplo, por ingestión de agua) tiene efectos negativos crónicos para la salud. Ello es así, que ha llevado a organismos como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Unión Europea (Directiva 98/83) o la Agencia de Protección Ambiental estadounidense (USEPA) a establecer la reducción del límite del contenido de arsénico en agua de consumo.

La toxicidad del arsénico depende de su estado de oxidación y su solubilidad. El arsénico pentavalente es 5-10 veces menos tóxico que el trivalente y los derivados orgánicos son menos tóxicos que los inorgánicos (EPA, 2001). La dosis letal oral probable en humanos de trióxido de arsénico está entre 10 y 300 mg.

El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (IARC) clasifica al arsénico dentro del grupo I por las evidencias clínicas de su acción carcinogénica.

El arsénico se absorbe por todas las vías con la eficacia suficiente para producir toxicidad aunque la preferente es la vía digestiva con una eficacia superior al 90%. A través de la piel intacta la absorción es escasa aunque se facilita con la irritación que la propia sustancia produce (EPA, 2001). La vida media (es el tiempo en que el contaminante reduce a la mitad su concentración) del arsénico en el organismo es de unas 10 horas, aunque se puede detectar arsénico en orina, hasta el décimo día después de la exposición (EPA, 2001).

Los efectos tóxicos del arsénico afectan a personas de todas las edades, principalmente a aquellas que viven en la pobreza y desnutrición. De esta manera, se han identificado como grupos susceptibles a niños, mujeres embarazadas y en lactancia, individuos con estado nutricional deficitario e individuos con enfermedades preexistentes (sobre todo renales y hepáticas). La exposición al As puede ocurrir muy especialmente en la población de áreas productivas que empleen compuestos arsenicales, primariamente a través de la inhalación de aerosoles ricos en As, por ejemplo en zonas mineras, en las que se trabaje en la preservación de la madera, en la industria de pesticidas, etc.

El arsénico y sus compuestos pueden introducirse al organismo por las siguientes vías:

- a) Inhalación, con una eficiencia de absorción del 50%.
- b) Ingestión con una eficiencia de absorción por el sistema gastrointestinal del 80%.
- c) A través de la piel, aunque no se tienen datos de la eficiencia de absorción por esta vía.

3.9. Límite máximo permisible de arsénico en agua de consumo

Debido a su toxicidad y su presencia en el ambiente, el As se encuentra regulado a nivel mundial en diversos países incluido México. Existen diversas entidades que han creado normas que regulan las concentraciones de As presente en agua, suelos, entre otros, algunas de estas entidades son: OMS (Organización Mundial de la Salud), USEPA (Agencia de protección Ambiental de los E.U.A) y en México la SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) y la SS (Secretaría de Salud).

La regulación gubernamental de los niveles de arsénico a partir del siglo XX ha mostrado una tendencia clara a disminuir los niveles máximos permitidos en cuanto se ha dado a conocer la alta toxicidad de este elemento hacia el ser humano y el ambiente (Plant et al., 2004).

La Organización Mundial de la Salud (WHO, por sus siglas en inglés) recomienda una concentración máxima para el arsénico en agua potable de 0.01 mg/L.

De igual forma, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) ha establecido los estándares de arsénico en agua potable en 0.01 mg/L.

Por su parte, México ha reducido sus límites máximos permisibles para agua potable de acuerdo con las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud.

Considerando que el agua para uso y consumo humano con calidad adecuada es fundamental para prevenir y evitar la transmisión de enfermedades gastrointestinales y otras, la NOM- 127-SSA1-1994, “Salud ambiental, agua para uso y consumo humano – límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización”, tiene como objetivo establecer los límites permisibles de calidad y los tratamientos de potabilización del agua en nuestro país. La norma ha fijado ciertas concentraciones que no deben excederse, porque, como resultado de la investigación científica, se ha comprobado que pueden causar efectos nocivos a la salud. Para el arsénico la norma ha fijado un límite permisible de 0.025 mg/L.

4. METODOLOGÍA

4.1. Muestreo

Para este estudio se muestrearon los recortes de la perforación profunda (hasta 409 m de profundidad), realizada por minera Pitalla, la cual actualmente explora la posibilidad de reactivar la actividad minera en la zona del distrito minero San Antonio-El Triunfo.

El muestreo de los recortes de perforación se llevó a cabo del 26 de Febrero al 2 de Marzo del 2013.

Debido al estado disgregado de los recortes de las perforaciones no fue posible hacer la caracterización litológica de las mismas (excepto en los recortes 08 PLDD15 y 10 PLDD71 en donde se observó principalmente la presencia de granito y granodiorita y donde inclusive se pudo observar la presencia de pirita); pero según informes de geólogos de la empresa minera Pitalla, éstos cortan principalmente 3 litologías que son: granodiorita, cuarzo diorita y diques máficos.

Procedimiento del muestreo:

Tipo de muestras: Muestras compuestas de los recortes de perforación.

- En total se muestrearon los recortes de 18 barrenos perforados para la exploración del potencial minero de la zona (Tabla 4.1), cuya localización se muestra en la Figura 4.1 y corresponde a la parte central de la cuenca San Juan de los Planes, donde las profundidades del agua subterránea varían entre 130 y 156 m.
- Número de muestras = 107
- Se tomaron fotografías para cada muestra. En la Figura 4.2 se observan fotografías representativas de los diferentes recortes muestreados (entregados en costales, los cuales tenían previamente la profundidad de cada muestra).

Tabla 4.1. Muestreo de Recortes de perforación.

Clave Mapa	Recortes de perforación	X	Y	Intervalo de muestreo (m)	Número de muestras
1	08PLRC-80	598547.8	2639297.3	0-347.47	6
2	10PLDD-71	598594	2639298.7	0-198.4	8
3	10PLRC-171	598594.1	2639299.5	0-171.3	7
4	11VWP-1	598527.2	2639467.7	0-242.93	5
5	08PLRC-165	598724.3	2639472.9	0-200	4
6	07PLRC-66	598893.7	2639475.7	0-213.97	9
7	10PLRC-202	598502.7	2639665.2	0-305.4	4
8	08PLRC-149	598700	2639673.4	0-98.15	5
9	08PLDD-15	598804.2	2639684.1	0-205.65	9
10	08PLRC-91	598496.3	2639797.1	0-409.02	6
11	08PLRC-103	598598	2639790.5	0-220.37	7
12	07PLRC-28	598797.3	2639796.4	0-152.4	5
13	08PLRC-89	598552.6	2640001.3	0-367.89	7
14	11VWP-3A	598653.1	2639988.7	0-276.45	5
15	07PLRC-37	598745.7	2640002.2	0-165.2	4
16	07PLRC-10	598600.4	2640049.9	7.92-310.9	8
17	07PLRC-41	598695.7	2640050.7	0-201.78	5
18	08PLRC-119	598754.7	2640049.1	134.72-201.77	3
	Total de muestras:				107

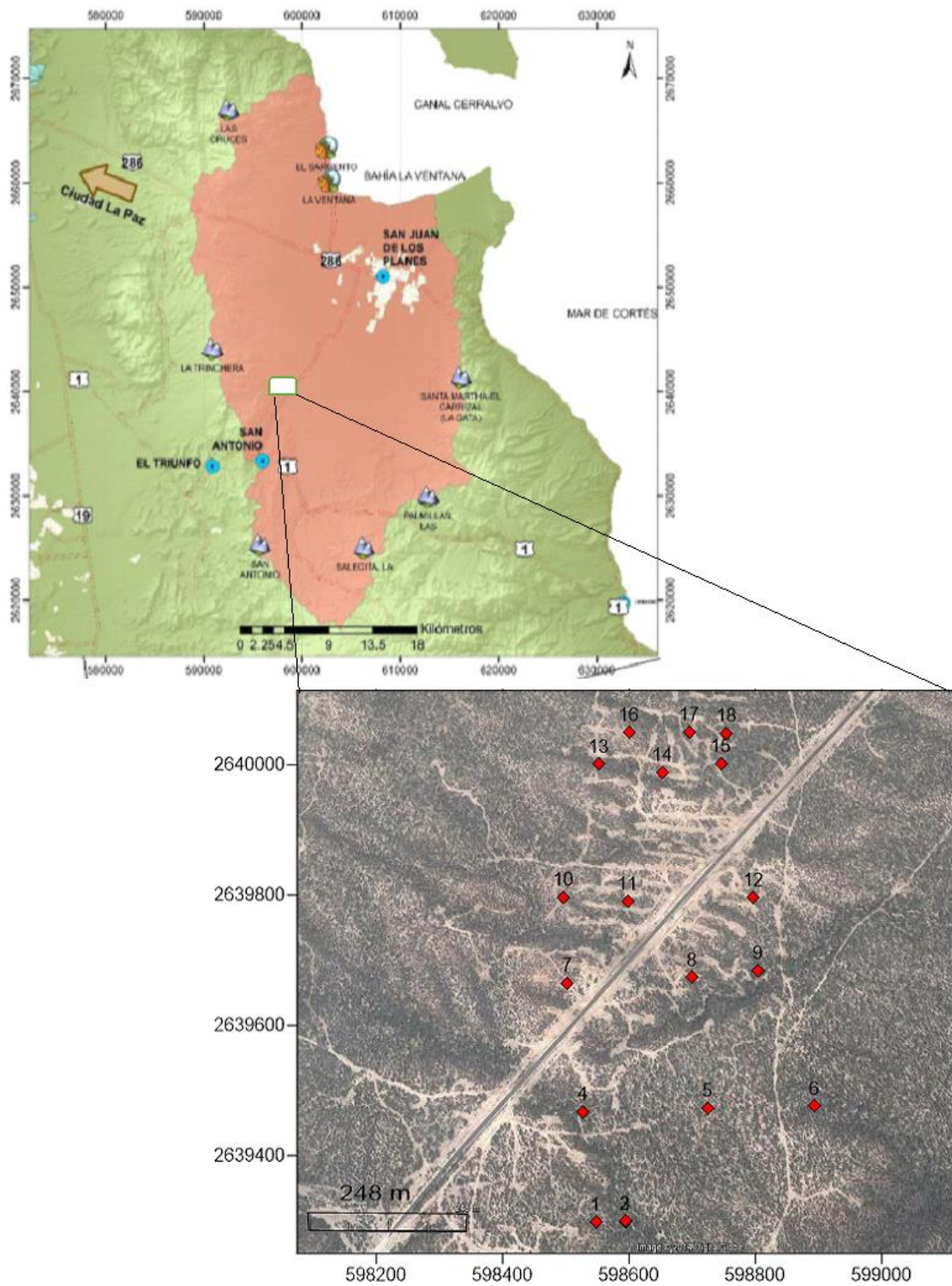


Figura 4.1. Localización de los recortes de perforación muestreados.



Figura 4.2. Fotografías de algunos recortes de perforación.

4.2. Análisis de laboratorio

Las pruebas y análisis de laboratorio se realizaron en los siguientes laboratorios de la Universidad Nacional Autónoma de México: Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente (LAFQA) del Instituto de Geografía, Laboratorio de Difracción de Rayos X, Laboratorio de Geoquímica Ambiental y Laboratorio de ICP-OES, todos ellos en el Instituto de Geología.

4.2.1. Preparación mecánica de las muestras para los diferentes análisis químicos

Debido a que las muestras no presentaban un tamaño homogéneo de partícula necesario para los diferentes estudios de laboratorio, se llevó a cabo la molienda (hasta malla 10) y cuarteado de cada una de las muestras, todo con el fin de homogeneizarlas para sus posteriores análisis de laboratorio.

4.2.2. Concentración total de arsénico y otros elementos

4.2.2.1 Fluorescencia de Rayos X (FRX)

Los análisis para determinar la concentración total de As y otros elementos de interés, se realizaron por Fluorescencia de rayos X (FRX). Fue usado un equipo portátil de Fluorescencia de Rayos X marca THERMO modelo NITON XL-3t de acuerdo al método estandarizado 6200 de la USEPA (2007).

Los elementos identificados en éste estudio son: Arsénico (As), Hierro (Fe), Manganeso (Mn), Titanio (Ti), Azufre (S) y Zinc (Zn). Sus respectivos límites de detección instrumentales (LD) se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 4.2. Límites de detección instrumental de los elementos analizados por FRX.

Elemento	Límite de detección (mg/kg)
As	14.5
Fe	113.0
Mn	70.0
Ti	50.0
S	150.0
Zn	50.0

Para la realización de este análisis se utilizaron 200 g de muestra homogeneizada molida finamente (malla 10) y colocadas dentro de bolsas de plástico.

Para valorar la exactitud del método se utilizaron materiales de referencia, los cuales son: 2710a Montana soil y Till-4, que se leyeron periódicamente después de cada lote de 10 muestras analizadas, con el fin de evaluar la exactitud del análisis; así mismo, cada muestra se leyó por triplicado para evaluar la precisión del método.

4.2.2.2. Exactitud en los análisis

Para valorar este parámetro se determinó la concentración de los elementos estudiados en muestras internacionales certificadas: 2710 a Montana Soil y Till 4.

El valor de exactitud fue determinado a través de las siguientes fórmulas:

$$\%Error = \frac{\text{Valor certificado} - \text{Valor determinado}}{\text{Valor certificado}} \times 100 \dots (4.1.)$$

$$\% \text{ Exactitud} = 100 - \% \text{ Error} \dots (4.2.)$$

Los resultados de exactitud obtenidos por medio del uso de los materiales de referencia Montana 2710a y Till-4 se muestran a continuación:

Tabla 4.3: Exactitud de los análisis de FRX.

Montana 2710 a	
Elemento	Exactitud %
As	97.8
Fe	101.5
Mn	100.5
Ti	89.7
Zn	98.6

Till 4	
Elemento	Exactitud %
As	97.5
Fe	86.3
Mn	83.6
Ti	88.7
Zn	85.7

Los resultados del cálculo de la exactitud presentan valores que se encuentran dentro de un rango de ± 20 por ciento, por lo que son aceptables según el método estandarizado USEPA 6200. (Ver apéndice para observar los resultados de exactitud completos).

4.2.2.3. Precisión en los análisis

Para valorar la precisión de los análisis, al total de las muestras se les determinó la concentración total de elementos por triplicado y se calculó el Coeficiente de Variación (CV) a través de la siguiente fórmula:

$$\%CV = \frac{\text{Desviación Estándar}}{\text{Media}} \times 100 \dots\dots (4.3.)$$

En la siguiente tabla se observan los valores mínimos, máximos y la media del CV para cada elemento analizado:

Tabla 4.4. Precisión de los análisis de FRX.

Elemento	CV mínimo	CV máximo	Media de CV
As	3	22	11
Fe	2	24	6
Mn	4	28	10
Ti	2	31	7
S	2	18	9
Zn	6	32	15

En los resultados del cálculo del CV se observan valores menores al 20 por ciento en todas las medias de todos los elementos, por lo que, con base en el método estandarizado USEPA 6200, se considera que la precisión del método es adecuada. (Ver apéndice para observar los resultados completos de precisión).

Las muestras con valores de CV mayores a 20% no fueron utilizados en los análisis posteriores a Fluorescencia de Rayos X, por lo que no intervienen en las discusiones posteriores de este trabajo.

4.2.3 Análisis mineralógicos

Identificación de fases sólidas:

Se identificó la mineralogía de los recortes profundos de perforación utilizando la técnica de Microscopía Electrónica de Barrido Acoplada a Espectrometría de Rayos X por Energía Dispersa (MEB-EDS). Para confirmar la interpretación de la mineralogía identificada por MEB-EDS se realizaron análisis por Difracción de Rayos X (DRX).

4.2.3.1 Microscopía Electrónica de Barrido Acoplada a Espectrometría de Rayos X por Energía Dispersa (MEB-EDS).

Este estudio se realizó en un Microscopio electrónico de gabinete modelo Tabletop TM-1000 marca Hitachi con módulo EDS (Energía dispersa) para el microanálisis químico.

En el caso de este trabajo se realizó un estudio de microscopía electrónica de barrido para hacer la caracterización composicional de algunas muestras, para determinar la presencia o no de arsénico en partículas sólidas y para determinar la relación del arsénico con otros elementos en las muestras seleccionadas, las cuales se observan en la siguiente tabla:

Tabla 4.5. Selección de recortes de perforación para análisis por Microscopía Electrónica de Barrido.

Recorte	Profundidad (m)
07 PLRC 41.	128.63-180.44
07PLRC 66	34.19-40.23
08PLRC 103	136.5-188.37
08PLRC 103	74.07-116.73
08PLRC 149	50.9-72.24
08PLRC 89	239.87-245.97
10PLDD 71	77.5-88.8
10PLRC202	177.39-285.60
11VWP1	110.34-162.12
11VWP3A	113.3-157.58

Para cada muestra se analizaron diversas partículas (en promedio 20 por muestra), en los resultados se puede observar una tabla resumen con los porcentajes finales de arsénico, hierro y azufre por recorte y 3 microfotografías de las partículas con mayores porcentajes de arsénico. Por su parte, en el apéndice se muestran los resultados detallados en cada muestra analizada y las microfotografías y espectros más representativos (Cabe aclarar que el punto analizado en cada partícula se encuentra en el centro de cada microfotografía).

4.2.3.2 Difracción de Rayos X (DRX)

Las muestras que se seleccionaron para ser analizadas por Difracción de rayos X se observan en la siguiente tabla:

Tabla 4.6. Selección de recortes de perforación para estudios de Difracción de Rayos X.

Muestra	Recorte	Profundidad (m)
1	08 PLRC 103	136.5-188.37
2	10 PLRC 202	177.39-285.6
3	11VWP1	110.34-162.12
4	07 PLRC 41	128.63-180.44
5	08 PLRC 89	239.87-245.97

El motivo de la selección de estas muestras se debe a las altas concentraciones de arsénico que mostraron en los estudios de Fluorescencia de Rayos X (las cuales se podrán ver en las siguientes páginas), por lo cual el objetivo de usar Difracción de Rayos X es determinar la fase mineralógica en la cual se encuentra el arsénico en las rocas de los recortes de perforación y a partir de la cual se puede liberar.

El estudio de Difracción de Rayos X se realizó en un Difractómetro SIEMENS D5000 equipado con monocromador y tubo de cobre.

4.2.4. Pruebas de geodisponibilidad y liberación de arsénico

Para determinar la geodisponibilidad del arsénico se lixiviaron muestras seleccionadas de 4 recortes de perforación con agua destilada.

El propósito de ésta prueba es valorar la liberación del arsénico contenido de manera natural en las rocas bajo condiciones de pH impuesto por los minerales presentes en las rocas de los recortes de perforación.

Dicha prueba consistió en:

- Las muestras fueron molidas y tamizadas a malla No.60.
- Se prepararon suspensiones de los recortes en una relación 1:20 (1 g de muestra en 20 ml de agua) con agua destilada. De igual manera se preparó una solución únicamente con agua para poder tener un blanco en las lecturas.
- Se agitaron durante 80 horas en un equipo rotatorio.
- Finalmente se separaron las fases sólidas del lixiviado mediante la filtración con membrana de 0.45 μm .

Los recortes usados para este experimento son los siguientes:

Tabla 4.7. Muestras usadas para los estudios de geodisponibilidad y liberación de arsénico.

Recortes de perforación	Profundidad (m)
07 PLRC41	128.63 – 180.44
08 PLRC 103	136.55 – 188.37
11 VWP 3 A	113.39 – 157.58
10 PLRC 202	177.39 – 285.6

Las concentraciones de arsénico se determinaron utilizando un espectrómetro de emisión óptica con plasma inductivamente acoplado (ICP-OES), marca Optical Emission Spectrometer optima 8300.

En los extractos se analizaron los siguientes elementos: Arsénico (As), Calcio (Ca), Manganeso (Mn), Aluminio (Al), Silicio (Si), Cadmio (Cd), Plomo (Pb), Cromo (Cr) y Hierro (Fe), junto con el ión sulfato.

4.2.5. Lixiviación de arsénico contenido en los recortes bajo diferentes escenarios de acidez.

Debido a que en la zona sur de la cuenca se identificó la ocurrencia de drenaje ácido en los residuos mineros, se hicieron pruebas de lixiviación del arsénico contenido de manera natural en las rocas de los recortes de perforación, con el fin de simular el comportamiento del arsénico en las rocas profundas, en caso de que la infiltración del drenaje ácido de minas alcance la parte central de la cuenca (para confirmar este escenario es necesario hacer una evaluación de la vulnerabilidad del acuífero), todo con el fin de vislumbrar las consecuencias en la calidad de las aguas subterráneas del acuífero profundo.

Para realizar éste experimento se llevó a cabo lo siguiente:

- Se utilizaron los mismos recortes de perforación usados en la prueba de geodisponibilidad (Tabla 4.7).
- Las muestras fueron molidas y tamizadas a malla No.60.
- Se prepararon suspensiones de los recortes en una relación 1:20 (1 g de muestra en 20 ml de agua) con agua destilada a la cual se le adicionó ácido clorhídrico (HCl) hasta alcanzar valores de pH de 2,3 y 4. Las pruebas se hicieron por duplicado.
- Las suspensiones se agitaron durante 80 horas en un equipo rotatorio.
- Finalmente se separaron las fases sólidas del lixiviado mediante la filtración con membrana de 0.45 μm .

Para determinar la concentración del As liberado de las rocas de los 4 recortes lixiviados bajo diferentes valores de pH se usó un espectrómetro de emisión óptica con plasma inductivamente acoplado (ICP-OES), marca Optical Emission Spectrometer optima 8300. En los extractos se determinó la concentración de Mn, Ca, Al, Si, Fe y Sulfatos (mediante cromatografía iónica).

4.2.6. Lixiviación de arsénico contenido en los recortes bajo diferentes escenarios de salinidad.

Debido a que en la zona norte de la cuenca se identificó la ocurrencia de intrusión salina, se hicieron pruebas de lixiviación del arsénico contenido de manera natural en los recortes de perforación con el fin de simular el comportamiento del arsénico en las rocas profundas en caso de que la intrusión salina alcance la parte central de la cuenca y su consecuencia en la calidad de las aguas subterráneas profundas.

Para realizar éste experimento se llevó a cabo lo siguiente:

- Se utilizaron los mismos recortes usados en la prueba de geodisponibilidad (Tabla 4.7).
- Las muestras fueron molidas y tamizadas a malla No.60.
- Se prepararon suspensiones de los recortes en una relación 1:20 (1 g de muestra en 20 ml de agua) con agua destilada a la cual se le adicionó Cloruro de Sodio (NaCl) hasta alcanzar conductividades eléctricas de 2, 4, 6 y 8 mS/cm. Las pruebas se hicieron por duplicado.
- Se agitaron las suspensiones durante 80 horas en un equipo rotatorio.
- Al finalizar la agitación, se separaron las fases sólidas del lixiviado mediante la filtración con membrana de 0.45 μm .

Para evaluar la concentración de As liberado en los recortes lixiviados a diferentes valores de salinidad, se usó un espectrómetro de emisión óptica con plasma inductivamente acoplado (ICP-OES), marca Optical Emission Spectrometer optima 8300. En los extractos se determinó la liberación de As, Mn, Ca, Al, Si, Fe y Sulfatos (mediante cromatografía iónica).

4.2.7 Determinación de la concentración de iones Mayores.

A las muestras de los recortes lixiviados se les determinó su concentración iónica mediante el uso de un cromatógrafo. El análisis de iones mayores (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , F^- , Cl^- , SO_4^{2-} y HCO_3^-) se realizó con un cromatógrafo iónico Metrohm IC modelo 883, con el objetivo de cuantificar la fuerza iónica en las muestras y así poder determinar que tanta relevancia tiene este factor en la liberación de arsénico.

5. RESULTADOS Y DISCUSIONES

5.1. Concentración total de arsénico y otros elementos

Las concentraciones totales de As, Zn, Fe, Mn, Ti y S detectadas por Fluorescencia de Rayos X para cada muestra de recorte de perforación, se presentan en el apéndice (Ver apéndice, Tabla 8.4).

En la Tabla 5.1 se resumen las mayores concentraciones de As en cada recorte de perforación y su respectiva profundidad.

Tabla 5.1. Concentraciones máximas de As en cada recorte de perforación.

Recorte.	Profundidad (m)	As (mg/kg)
1. 07-PLRC-66	34.14-40.23	1323
2. 10-PLCR-171	96.62-110.34	1515
3. 11-VWP-1	110.34-162.15	9106
4. 07-PLRC-41	128.63-180.44	7216
5. 08-PLRC-89	239.87-245.97	5417
6. 07-PLRC-10	174.04-186.23	784
7. 08-PLRC-80	183.49-220.07	232
8. 08-PLRC-103	74.07-116.73	18948
9. 07-PLRC-37	114.91-159.11	1332
10. 11-VWP-3 A	113.39-157.58	4177
11. 07-PLRC-28	84-117.44	1635
12. 08-PLRC-149	50.9-72.24	3080
13. 08-PLRC-165	81-138	1086
14. 10-PLRC-202	177.39-285.6	1590
15. 08-PLRC-91	345.01-378.54	1663
16. 08-PLRC-119	134.72-156.05	561
17. 10-PLDD-71	77.5-88.8	1880
18. 08-PLDD-15	77-82	264

En general, la mayoría de las muestras de recortes de perforación determinaron concentraciones significativas de arsénico y sólo en algunas de ellas el arsénico está por debajo de los límites de detección instrumentales.

De un total de 107 muestras de recortes de perforación, solamente en 33 las concentraciones totales de As están por debajo del límite de detección instrumental, lo cual equivale al 31% de las muestras (Figura 5.1).

Por otro lado, en 16 muestras se superan los 1000 mg/kg de arsénico (15 % de las muestras), lo cual hace evidente la existencia natural en grandes concentraciones de este elemento en las rocas del subsuelo de la zona de estudio.

En el restante 54 % de las muestras se determinaron concentraciones de As menores a 1000 mg/kg, pero por arriba del límite de detección instrumental para As (14.5 mg/kg).

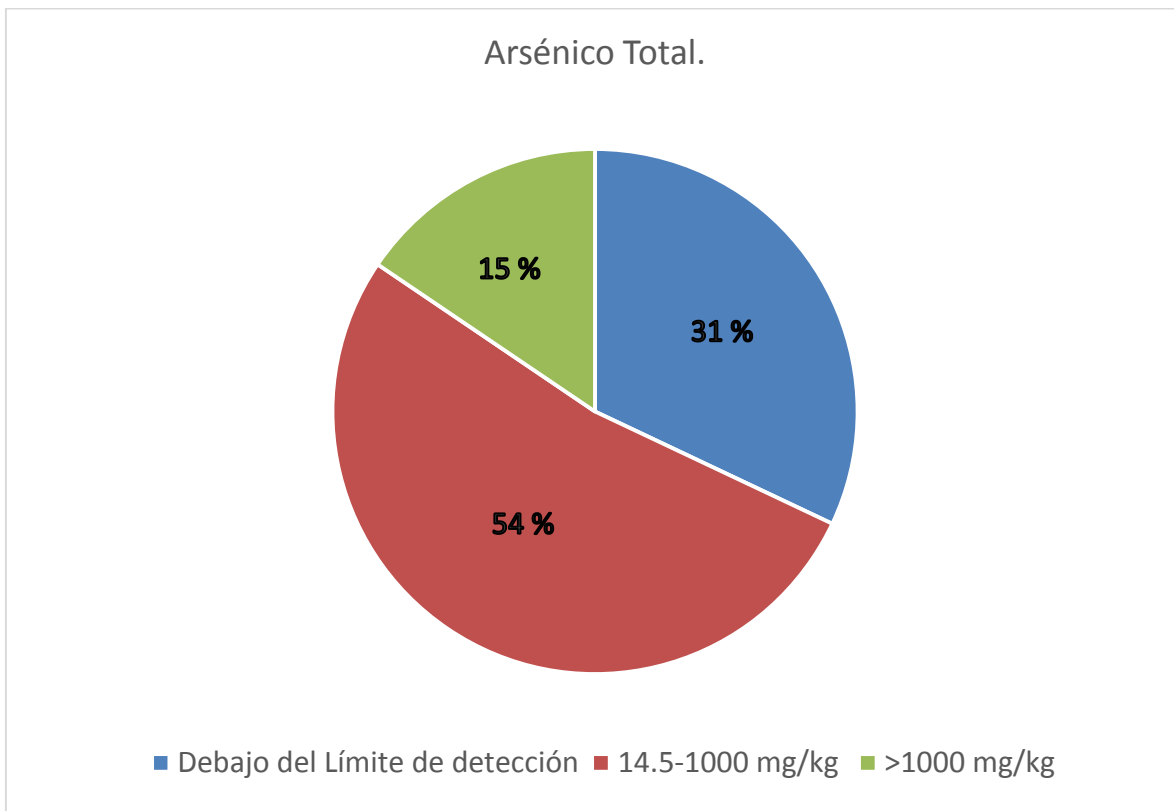
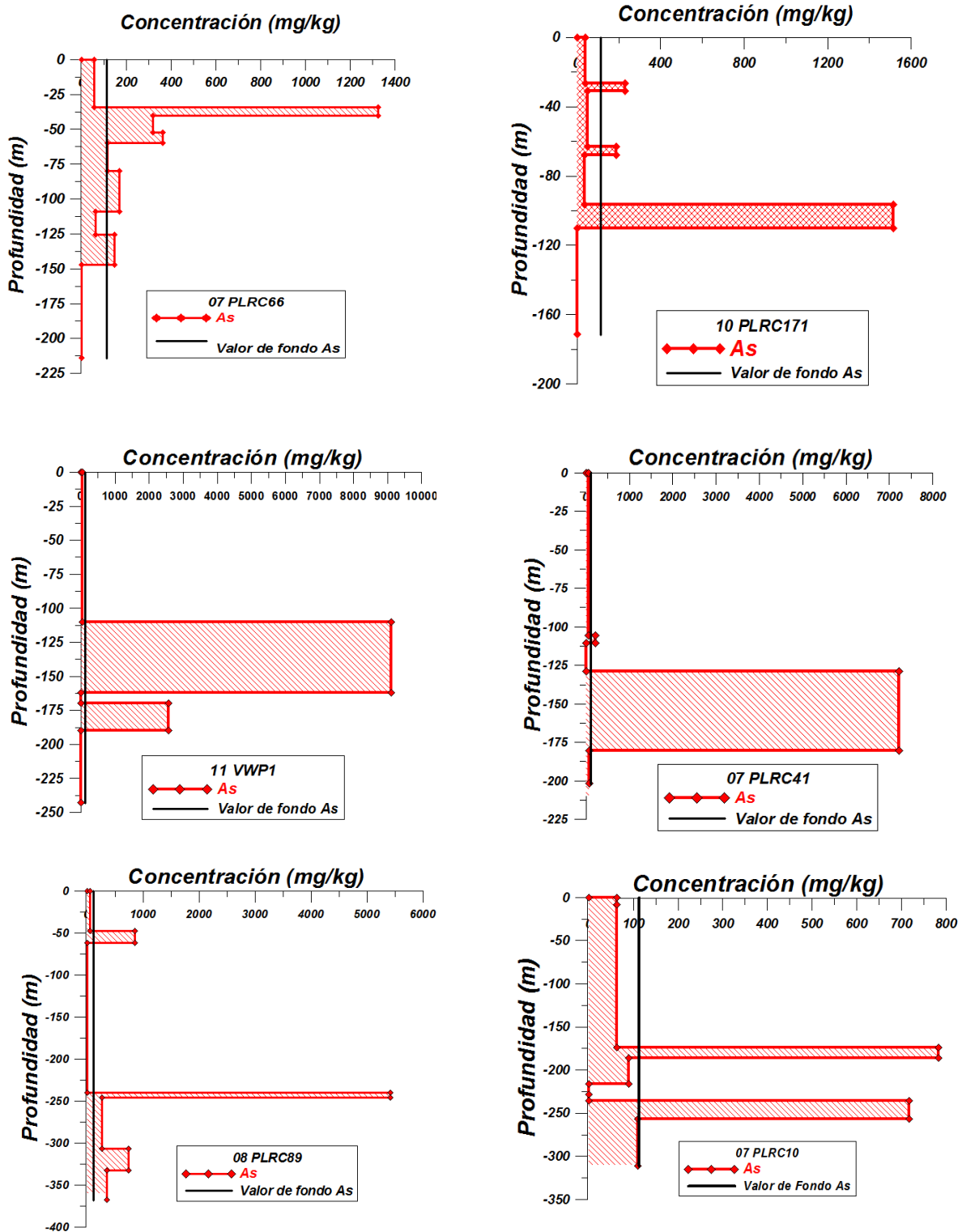
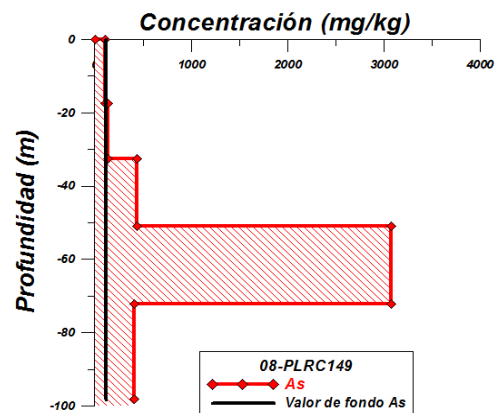
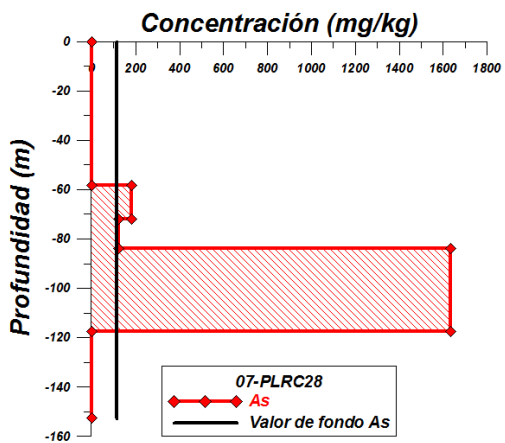
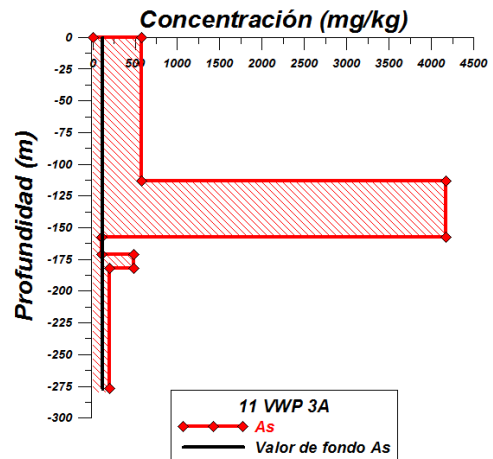
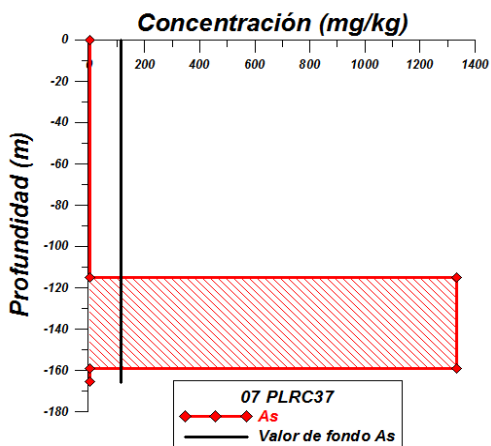
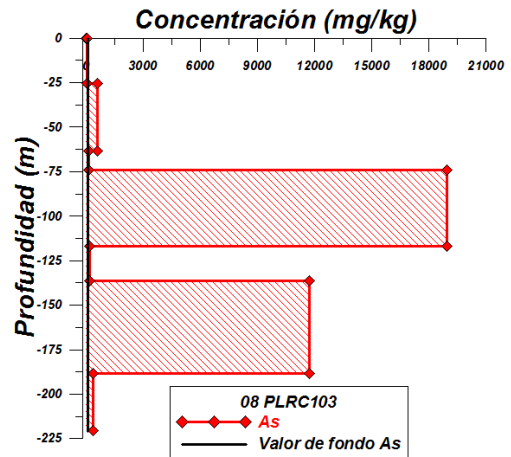
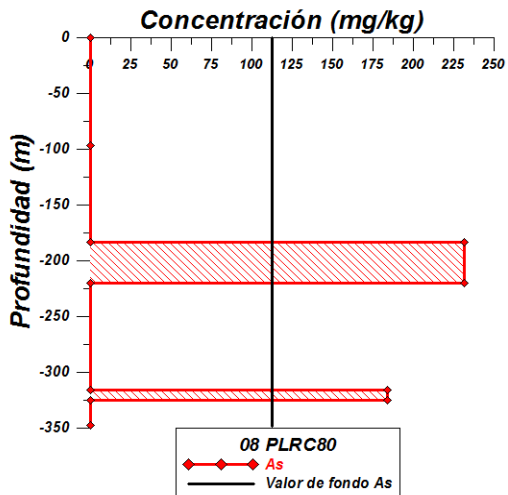


Figura 5.1 Promedio de muestras con diferentes concentraciones de arsénico.

A través de la comparación de las concentraciones de As en las rocas de los recortes muestreados, con los valores de fondo¹ de este contaminante, se identificaron las zonas anómalas en el perfil litológico de la zona (Figura 5.2).



¹ El valor máximo de fondo de As para la zona de estudio es de 113 mg/kg (Espino-Ortega, 2014)



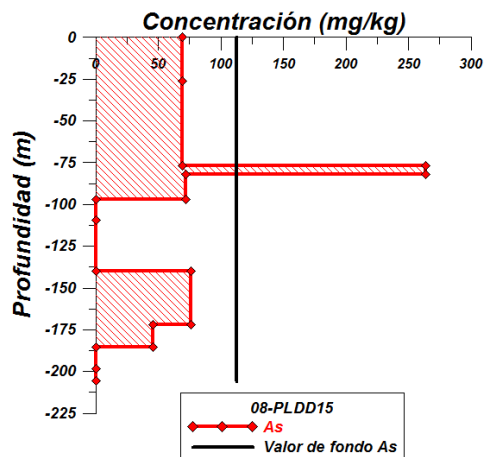
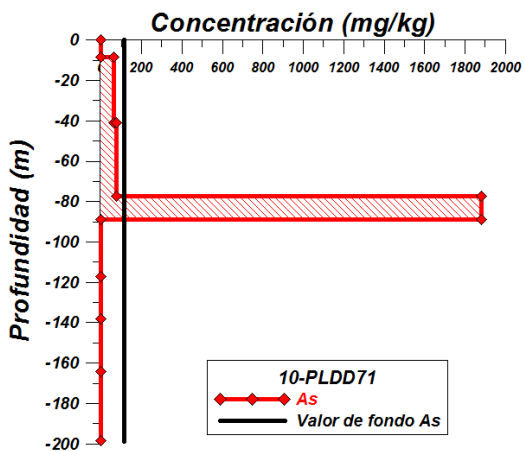
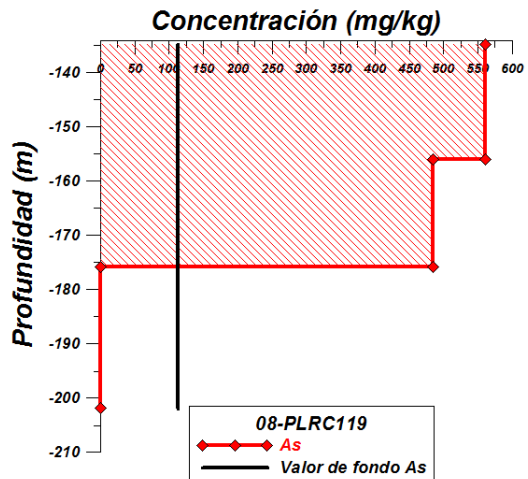
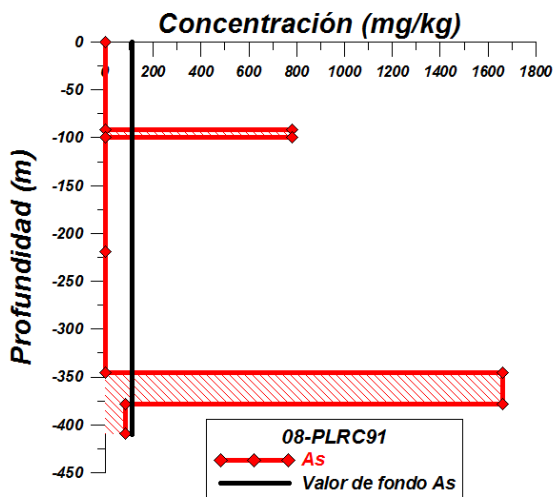
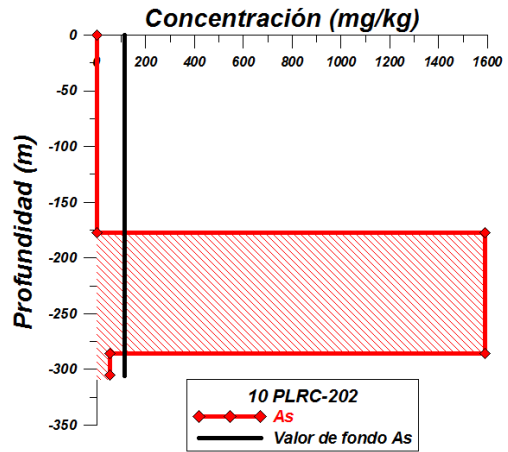
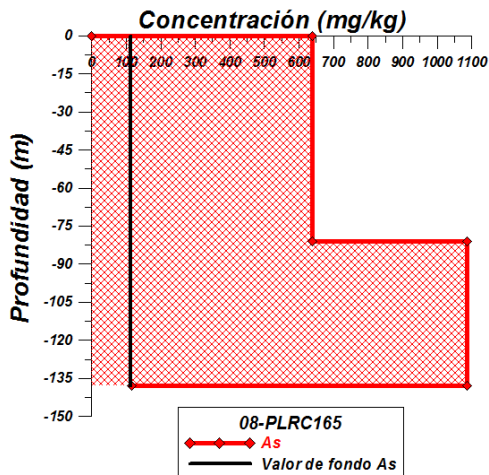


Figura 5.2. Gráficas de concentraciones totales de arsénico en recortes vs valor de fondo de arsénico en suelos.

Como se puede observar en las gráficas de la Figura 5.2, el contenido de arsénico en todos los recortes de perforación supera el valor de fondo en alguna profundidad o incluso en varias. No existe ningún recorte que no supere el valor de fondo al menos en alguna profundidad, lo cual sugiere la existencia de anomalías de arsénico en el subsuelo de la zona de estudio dentro de un posible yacimiento.

Las mayores concentraciones de arsénico total se tienen en el recorte 08-PLRC-103 con una concentración de 18,948 mg/kg a una profundidad de 74.07-116.73 m, superando el valor de fondo de As 167.68 veces. En ese mismo recorte se tiene otra alta concentración de 11,744 mg/kg a una profundidad de 136.55-188.37 m. Por su parte el recorte 11-VWP-1 también presenta gran contenido de arsénico total a los 110.34-162.15 m con una concentración de 9106 mg/kg.

Considerando que en la parte central de la cuenca la profundidad del agua subterránea está a unos 130-150 m de profundidad (Briseño, 2014), se puede concluir que las aguas subterráneas profundas fluyen en material acuífero muy rico en arsénico total (Ver profundidades de Tabla 5.1).

Para inferir las fases minerales en donde se encuentra el arsénico, se relacionó este elemento con los otros detectados por Fluorescencia de Rayos X mediante una matriz de correlación representativa de las 107 muestras, dicha matriz puede observarse a continuación:

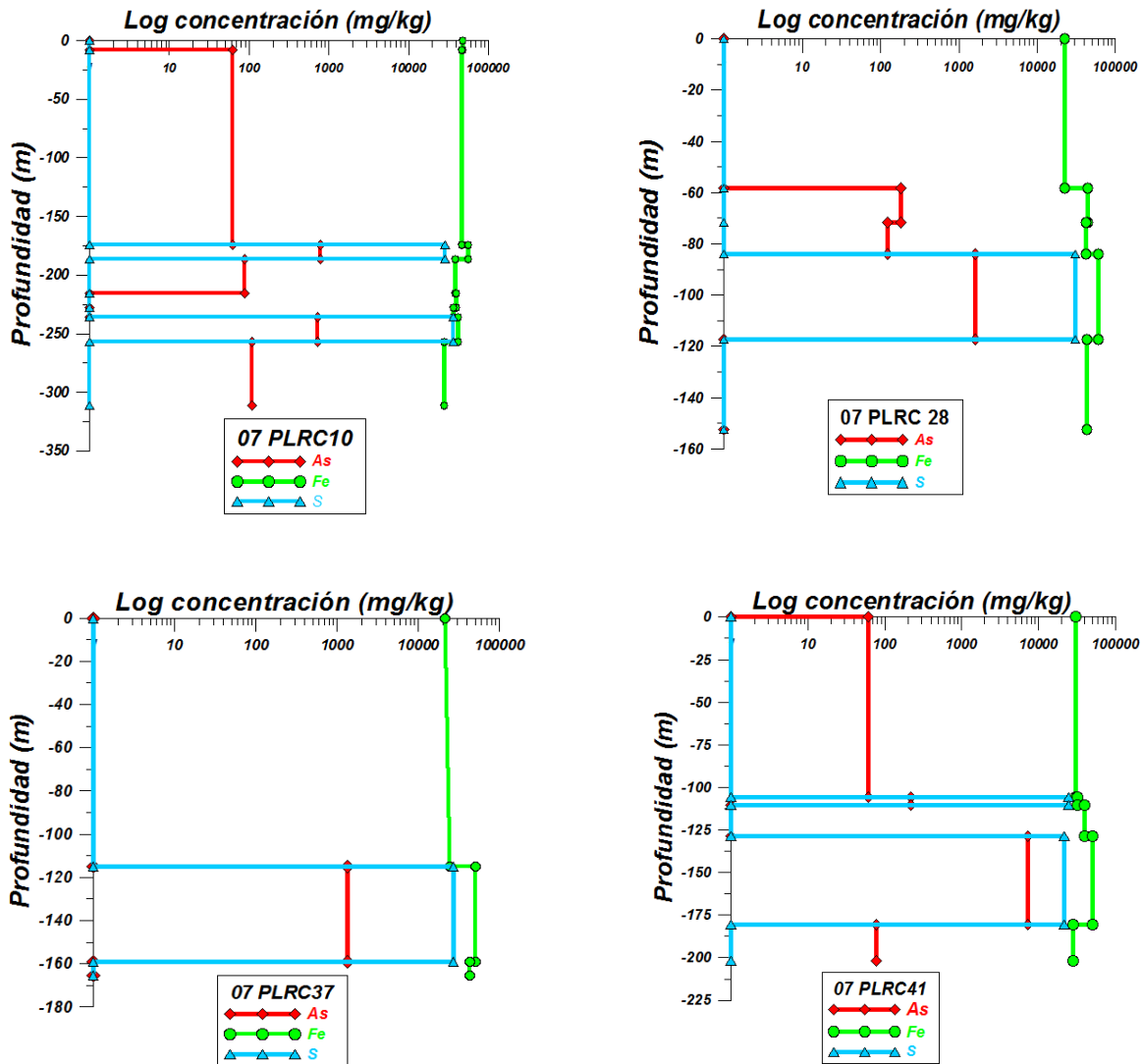
Tabla 5.2. Matriz de correlación entre los elementos detectados por FRX.

	As	Zn	Fe	Mn	Ti	S
As	1	0.22	0.56	-0.33	-0.16	0.49
Zn	0.22	1	0.17	-0.05	-0.08	0.16
Fe	0.56	0.17	1	0.03	0.24	0.40
Mn	-0.33	-0.05	0.03	1	0.30	-0.37
Ti	-0.16	-0.08	0.24	0.30	1	0.10
S	0.49	0.16	0.40	-0.37	0.10	1
Correlación						
Sin correlación						
Mayor correlación						

La mayores correlaciones como se observa en la Tabla 5.2 son entre As-Fe y As-S, lo cual podría sugerir que el arsénico está presente en la misma fase mineral que dichos elementos. Tomando en cuenta que en la literatura se describe a la arsenopirita (FeAsS) como el mineral más común de arsénico (Craw, et al., 2003),

la presencia de arsénico en las rocas podría deberse a la existencia del mineral arsenopirita en el subsuelo de la región de estudio.

Para visualizar lo anterior, se construyeron gráficas (Figura 5.3) en algunos recortes para observar las relaciones entre arsénico, hierro y azufre. Visualmente se puede apreciar a que profundidad y en que muestras se podría tener la presencia del mineral arsenopirita.



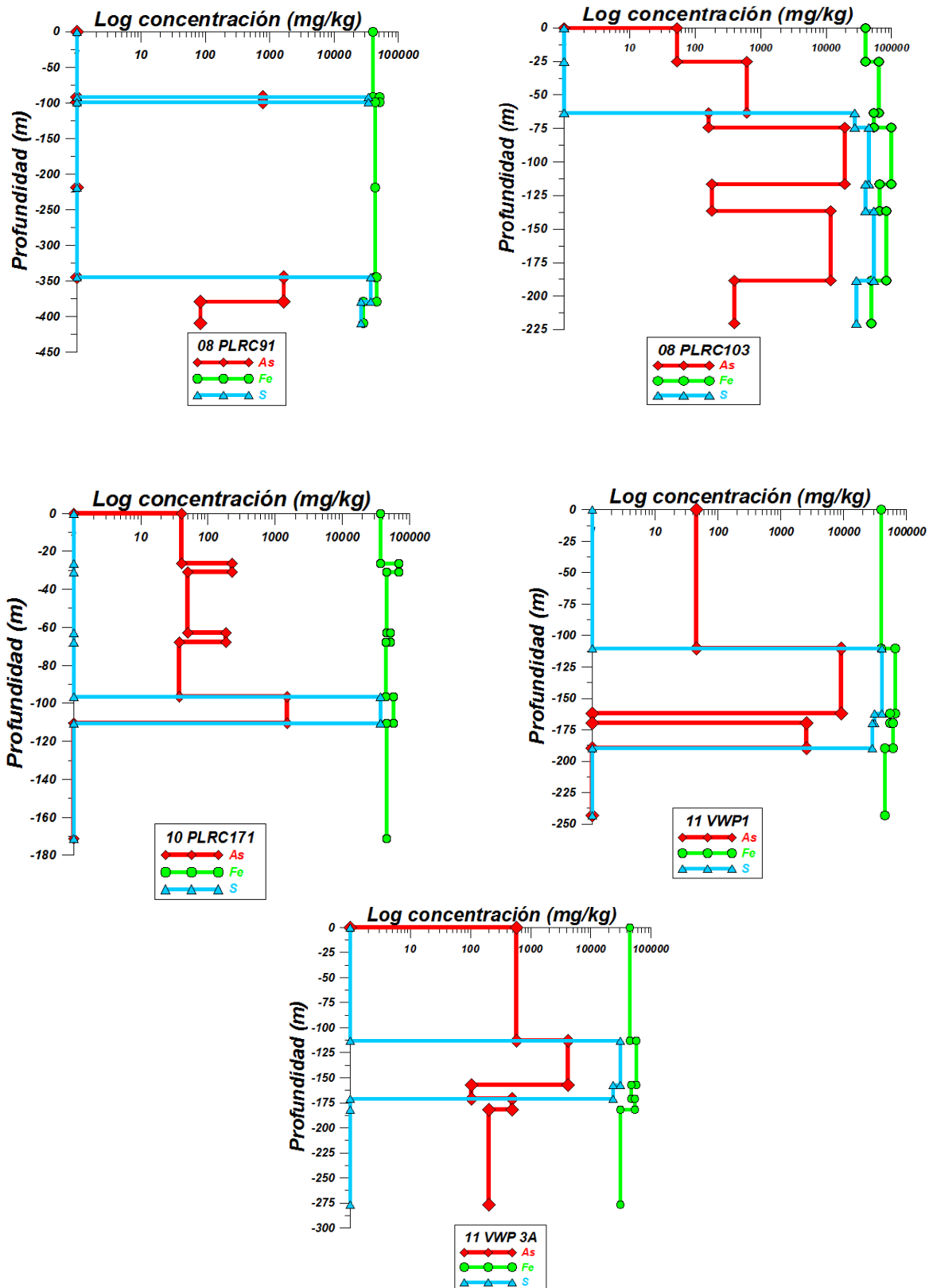


Figura 5.3. Gráficas de concentraciones totales de arsénico (As), azufre (S) y hierro (Fe).

En la Tabla 5.3 se resumen las observaciones derivadas de las gráficas anteriores

Tabla 5.3. Observaciones de las gráficas As-Fe-S.

Recorte	Observaciones
07 PLRC10	Se observan dos profundidades en donde los picos de los 3 elementos tienen una correlación significativa, dichas profundidades se encuentran aproximadamente a los 180 y a los 250 m, las cuales podrían sugerir la existencia de Arsenopirita (FeAsS).
07 PLRC28	De los 85 a los 120 m de profundidad los 3 elementos tienen su máxima concentración, por lo cual podría inferirse la presencia de arsenopirita a dicha profundidad
07 PLRC37	De los 120 a los 160 m el arsénico, hierro y azufre tienen su máxima concentración. En dicha profundidad se tendría la presencia de arsenopirita. Puede verse además gráficamente la alta correlación que tienen los 3 elementos en todas las profundidades.
07 PLRC41	En éste recorte se tendrían dos profundidades con presencia de arsenopirita, a los 110-115 m y a los 130-180 m, donde se tienen los máximos picos de los 3 elementos.
08 PLRC91	Son dos las profundidades a las cuales podría existir arsenopirita en éste recorte, dichas profundidades son a los 100 m y a los 350-375 m. Se observa la gran correlación entre As y S.
08 PLRC103	Posiblemente se tenga la presencia de arsenopirita en dos profundidades de éste recorte, aproximadamente a los 75-125 m y a los 140-190 m.
10 PLRC171	Gráficamente es posible observar que entre los 95 y los 110 m la concentración de arsénico, azufre y hierro es máxima y en la cual probablemente se tiene arsenopirita.
11-VWP-1	Existen dos profundidades en donde las concentraciones de arsénico, azufre y hierro son altas y en donde es posible tener la presencia de arsenopirita, dichas profundidades son a los 110-160 m y a los 175-190 m.
11-VWP-3A	Éste recorte presenta una profundidad (aproximadamente a los 115-160 m) en donde se tiene la mayor concentración de hierro, arsénico y azufre y en donde el arsénico podría presentarse en la arsenopirita.

Los análisis de arsénico total mediante Fluorescencia de Rayos X (FRX) demuestran la alta presencia de éste elemento en las muestras de los recortes de perforación. Las correlaciones significativas entre As-Fe y As-S obtenidas mediante una matriz de correlación, sugieren que el arsénico se encuentra en la misma fase mineral que el hierro y el azufre, por lo cual se tiene la hipótesis de que las altas concentraciones de arsénico se deben a la presencia de arsenopirita perteneciente a un posible yacimiento mineral.

5.2. Análisis mineralógico

5.2.1. Microscopía electrónica de barrido acoplada a Espectrometría de Rayos X por energía dispersa (MEB-EDS)

Con el fin de corroborar la presencia de arsenopirita inferida por la correlación del As-Fe y As-S en algunas muestras de recortes de perforación a distintas profundidades, se hicieron análisis por MEB-EDS.

Las muestras que se seleccionaron para el análisis de MEB-EDS se muestran en la Tabla 5.4. y son aquellas que se caracterizaron por las altas concentraciones de arsénico total mediante el análisis de FRX (Ver Tabla 5.1).

Tabla 5.4. Muestras seleccionadas para estudios de Microscopía Electrónica de Barrido.

Recorte	Profundidad (m)	Concentración As (mg/kg).
07 PLRC 41.	128.63-180.44	7216.236
07PLRC 66	34.19-40.23	1322.952
08PLRC 103	136.5-188.37	11744.18
	74.07-116.73	18947.93
08PLRC 149	50.9-72.24	3079.586
08PLRC 89	239.87-245.97	5416.77
10PLDD 71	77.5-88.8	1880.454
10PLRC202	177.39-285.60	1590.406
11VWP1	110.34-162.12	9105.93
11VWP3A	113.3-157.58	4176.728

En cada muestra se analizaron un promedio de 20 partículas. Los resultados completos del estudio de MEB-EDS pueden observarse en el apéndice (Ver apéndice, Tablas 8.5 a 8.14).

En la Tabla 5.5 se presentan los valores promedio de arsénico, hierro y azufre para cada recorte analizado por MEB-EDS.

Tabla 5.5. Valor promedio de As, Fe y S, por MEB-EDS, en cada una de las muestras estudiadas.

Recorte	Profundidad m	As	Fe	S
		%		
07-PLRC-41	128.63-180.44	3.62	39.66	5.27
07-PLRC-66	34.14-40.23	2.25	38.30	0.14
08-PLRC-103	136.55-188.37	7.48	35.68	5.09
	74.07-116.74	3.40	50.12	3.15
08-PLRC-149	50.9-72.24	1.95	44.00	0.17
08-PLRC-89	239.87-245.97	2.67	25.10	1.55
10-PLDD-71	77.5-88.8	1.77	35.10	3.08
10-PLRC-202	177.39-285.60	3.71	30.29	2.47
11-VWP-1	110.34-162.15	2.75	40.55	3.53
11-VWP-3 A	113.39-157.58	2.36	28.35	4.24

La partícula que presenta un mayor porcentaje en peso de arsénico corresponde a la partícula 12 del recorte 08-PLRC-103 a una profundidad de 136.5-188.37 m, dicha partícula tiene un 27.2 % de As (ver apéndice), lo cual manifiesta lo que en Fluorescencia ya se había logrado observar, el recorte 08-PLRC-103 es el de mayor concentración de As. Las siguientes dos partículas con mayores porcentajes en peso de arsénico corresponden la primera de ellas al recorte 08-PLRC-103 a una profundidad de 74.07-116.73 m con 18% de As y la segunda al recorte de perforación 11 VWP1 a una profundidad de 110.34-162.12 m con un porcentaje de 16.2% de As.

Las microfotografías y espectros de dichas partículas se presentan a continuación:

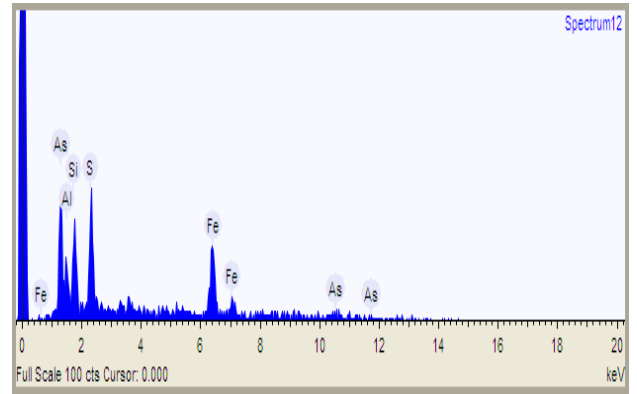
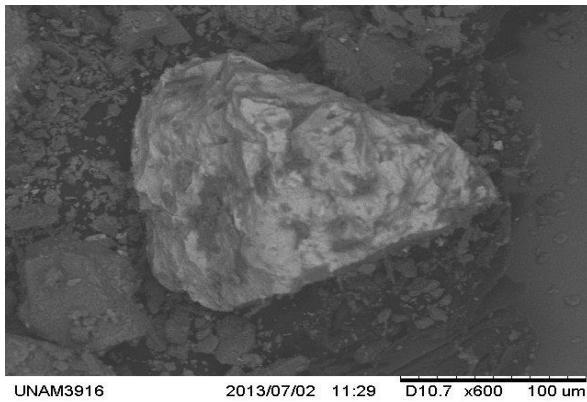


Figura 5.4. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 08PLRC 103 (136.5-188.37 m).

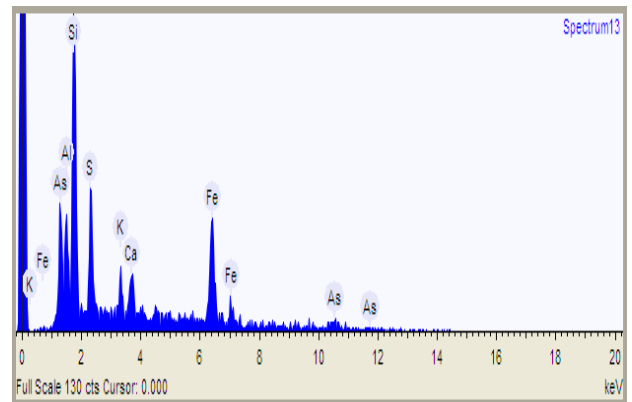
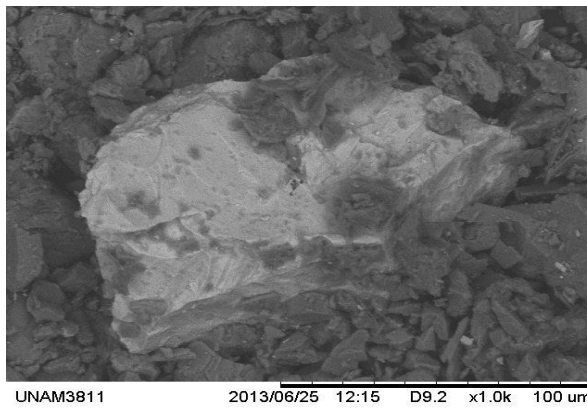


Figura 5.5. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 11VWP1 (110.34-162.12 m).

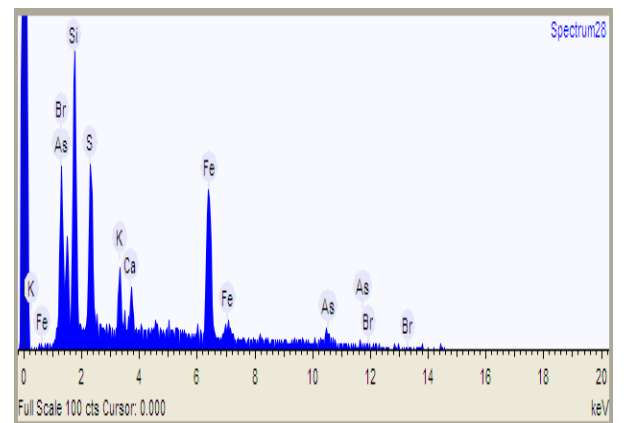
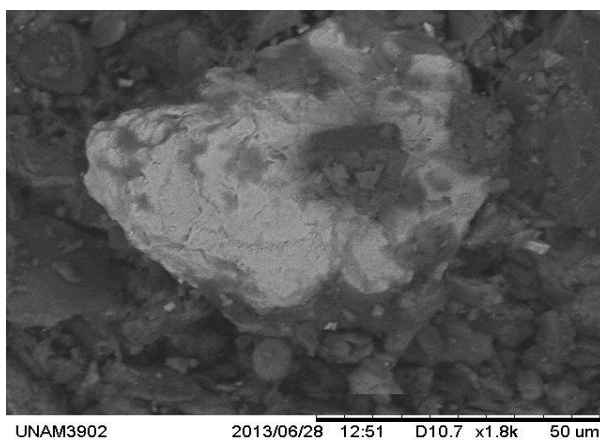


Figura 5.6 Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 08PLRC 103 (74.07-116.73 m).

Los resultados del análisis por MEB-EDS demuestran la existencia de partículas con altas concentraciones de arsénico (As), azufre (S) y hierro (Fe), lo cual puede asociarse a la presencia de arsenopirita (FeAsS) en las muestras estudiadas.

5.2.2. Difracción de Rayos X

Para confirmar la presencia de arsenopirita en los recortes, se seleccionaron un total de 5 muestras de las interpretadas por MEB-EDS, para analizar por medio de Difracción de Rayos X, dichas muestras son las siguientes:

Tabla 5.6 Muestras seleccionadas para estudios de Difracción de Rayos X.

Recorte	Profundidad (m)
08-PLRC-103	136.55-188.37
10-PLRC-202	177.39-285.6
11-VWP-1	110.34-162.15
07-PLRC-41	128.63-180.44
08-PLRC-89	239.87-245.97

Los resultados de la composición mineralógica determinada por Difracción de Rayos X (DRX), se presentan en la Tabla 5.7 y en las Figuras 5.7-5.9.

Todas las muestras presentan la misma mineralogía, con un predominio de cuarzo, plagioclasas intermedias, calcita, pirita y presencia de filosilicatos como clorita. Lo más importante del análisis de Difracción de Rayos X es la confirmación de la presencia de arsenopirita (FeAsS) y por lo tanto la ocurrencia natural del arsénico en la zona de estudio en forma mineral.

La presencia de As en las rocas profundas (110-245 m) de la zona también podría estar asociada a la pirita, pero los resultados por MEB-EDS no confirman esta posibilidad.

Tabla 5.7. Composición mineralógica de muestras de recortes de perforación a diferentes profundidades seleccionadas de la zona de estudio.

Recorte	Profundidad (m)	Fases identificadas
08 PLRC 103	136.5-188.37	1. Cuarzo: SiO ₂
		2. Feldespato de tipo plagioclasa intermedia: (Ca,Na)(SiAl) ₄ O ₈
		3. Calcita: CaCO ₃
		4. Pirita: FeS ₂
		5. Arsenopirita: FeAsS
		6. Clorita.
		7. Filosilicatos probablemente de tipo mica
10 PLRC 202	177.39-285.60	1. Cuarzo: SiO ₂
		2. Feldespato de tipo plagioclasa intermedia: (Ca,Na)(SiAl) ₄ O ₈
		3. Calcita: CaCO ₃
		4. Pirita: FeS ₂
		5. Arsenopirita: FeAsS
		6. Clorita.
		7. Filosilicatos probablemente de tipo mica
11VWP 1	110.34-162.12	1. Cuarzo: SiO ₂
		2. Feldespato de tipo plagioclasa intermedia: (Ca,Na)(SiAl) ₄ O ₈
		3. Calcita: CaCO ₃
		4. Pirita: FeS ₂
		5. Arsenopirita: FeAsS
		6. Clorita.
		7. Filosilicatos probablemente de tipo mica
07 PLRC 41	128.63-180.44	1. Cuarzo: SiO ₂
		2. Feldespato de tipo plagioclasa intermedia: (Ca,Na)(SiAl) ₄ O ₈
		3. Calcita: CaCO ₃
		4. Pirita: FeS ₂
		5. Arsenopirita: FeAsS
		6. Clorita.
		7. Filosilicatos probablemente de tipo mica
		8. Posibles trazas de yeso
08 PLRC 89	239.87-245.97	1. Cuarzo: SiO ₂
		2. Feldespato de tipo plagioclasa intermedia: (Ca,Na)(SiAl) ₄ O ₈
		3. Calcita: CaCO ₃
		4. Pirita: FeS ₂
		5. Arsenopirita: FeAsS
		6. Clorita.
		7. Filosilicatos probablemente de tipo mica

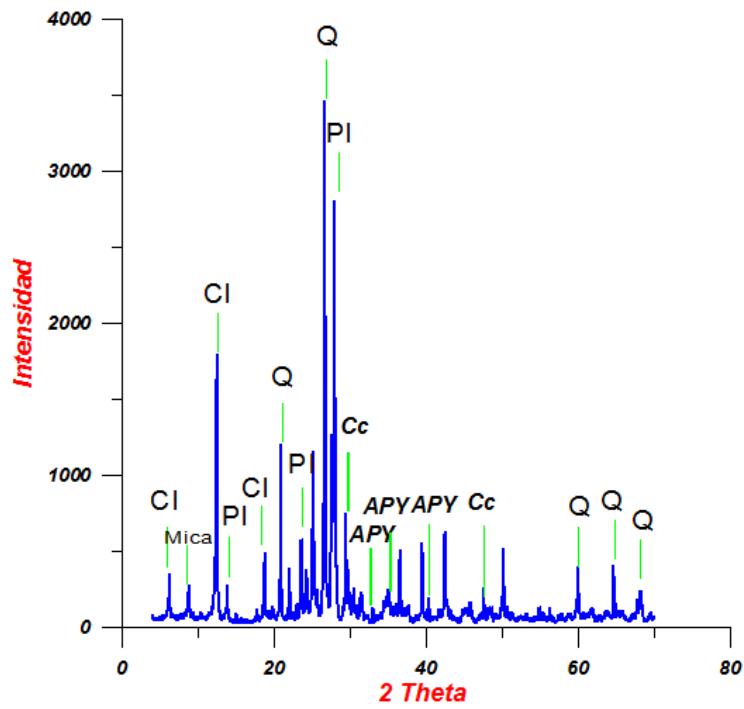


Figura 5.7. Difractograma de Recorte 11 WVP1 (110.34-162.1 m).

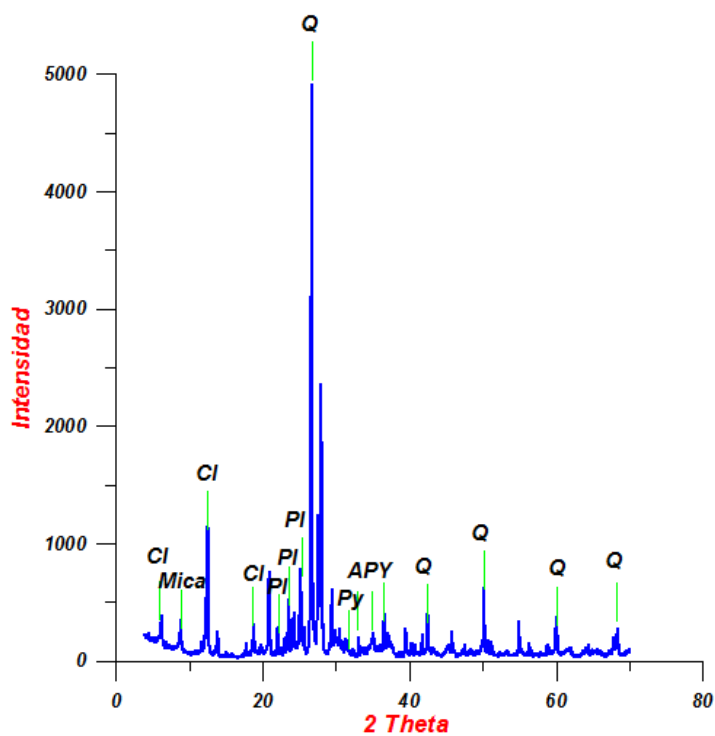


Figura 5.8. Difractograma Recorte 07 PLRC41 (128.63-180.44 m).

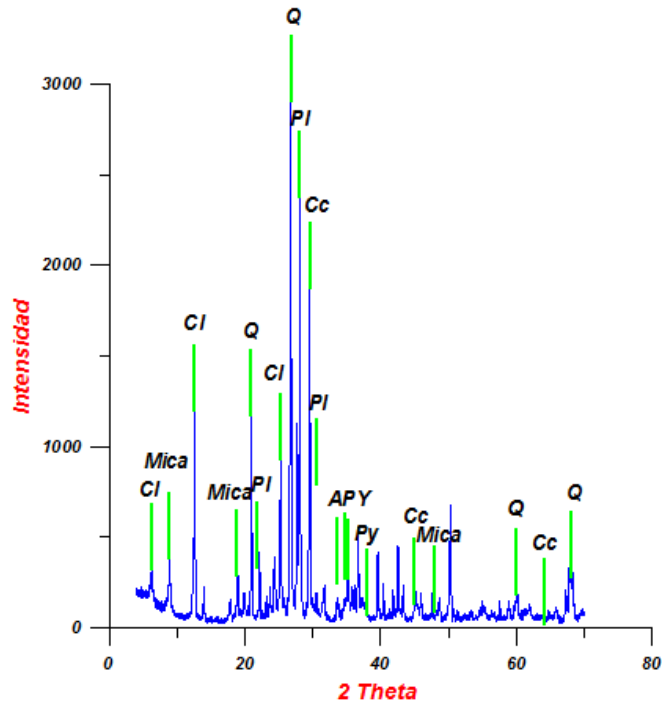


Figura 5.9. Difractograma Recorte 08 PLRC89 (239.87-245.97 m).

En las Figuras (5.7-5.9) se observan los difractogramas de 3 muestras, en donde es posible observar la ubicación de la arsenopirita (con clave APY). Las claves Q, Cl, PI, Cc y Py corresponden respectivamente a, cuarzo, clorita, plagioclasa, calcita y pirita.

Mediante los estudios mineralógicos por medio de Difracción de Rayos X y Microscopía electrónica de barrido, puede comprobarse la presencia de arsénico en la fase mineral arsenopirita en las rocas del subsuelo de la región de San Antonio-El Triunfo.

5.3. Geodisponibilidad y liberación de arsénico

Con el fin de valorar la liberación de arsénico del mineral arsenopirita en algunas muestras de recortes de perforación profunda, se hizo una prueba de extracción con agua destilada (pH = 5.5) durante 80 horas.

Los recortes seleccionados para esta prueba se presentan en la Tabla 5.8.

Tabla 5.8. Recortes elegidos para estudios de geodisponibilidad.

Recorte.	Profundidad (m)
07 PLRC41	128.63 – 180.44
08 PLRC 103	136.55 – 188.37
11 VWP 3 A	113.39 – 157.58
10 PLRC 202	177.39 – 285.6

Los resultados que se presentan en la Tabla 5.9 indican que el As se libera en cantidades que varían entre No detectado hasta valores de 0.60 mg/L; lo que manifestaría que el As determinado en las muestras de agua del acuífero profundo de la parte central de la cuenca San Juan de los Planes es de origen natural y se debería a su liberación del mineral arsenopirita que lo contiene.

Tabla 5.9 Concentración de arsénico (As) disuelto en lixiviados sintéticos obtenidos a través de la extracción con agua de muestras de los recortes de perforación profunda de la zona de estudio. <LD: Debajo del límite de detección instrumental.

Recorte de perforación	Profundidad m	As Total mg/kg	As geodisponible mg/L	pH Final	CE mS/cm
07 PLRC41	128.63 – 180.44	7216.23	0.6	7.57	0.352
			0.57	7.6	0.371
08 PLRC 103	136.55 – 188.37	11744.18	0.45	7.56	0.135
			0.43	7.56	0.132
11 VWP 3 A	113.39 – 157.58	4176.72	< LD	7.49	0.194
			< LD	7.51	0.187
10 PLRC 202	177.39 – 285.6	1590.4	< LD	7.64	0.302
			< LD	7.61	0.308

En la Tabla 5.10 se muestran todos los elementos determinados en el análisis de los extractos lixiviados.

Tabla 5.10. Concentración de As y otros elementos disueltos en lixiviados obtenidos a través de la extracción con agua de muestras de recortes de la zona de estudio.
 <LD: Debajo del límite de detección Instrumental. N A: No Analizado.

Clave recorte	pH inicial	CE inicial	pH Final	CE Final	As	Ca	Mn	Al	Si	Cd	Pb	Cr	Fe	(SO4) ²⁻
		(mS/Cm)		(mS/Cm)	(mg/L)									(ppm)
07 PLRC41	5.5	0.208	7.57	0.352	0.6	37	<LD	0.2	1.36	<LD	<LD	<LD	<LD	56.56
07 PLRC41 D	5.5	0.325	7.6	0.371	0.57	44	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
08 PLRC103	5.5	0.325	7.56	0.135	0.45	41	<LD	0.2	1.13	<LD	<LD	<LD	<LD	99.3
08 PLRC103 D	5.5	0.281	7.56	0.132	0.43	41	<LD	0.2	1.03	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
11 VWP3A	5.5	0.273	7.49	0.194	<LD	29	<LD	0.2	1.56	<LD	<LD	<LD	<LD	28.41
11 VWP3A D	5.5	0.241	7.51	0.187	<LD	28	<LD	0.1	1.49	<LD	<LD	<LD	<LD	50.96
10 PLRC 202	5.5	0.141	7.64	0.302	<LD	18	<LD	0.3	1.22	<LD	<LD	<LD	<LD	33.62
10 PLRC 202 D	5.5	0.153	7.61	0.308	<LD	15	<LD	0.3	1.12	<LD	<LD	<LD	<LD	26.46
Blanco	5.5	0.041	5.81	0.005	<LD	0.2	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1.3

La oxidación de arsenopirita (FeAsS), debidamente identificada en el material acuífero de la zona de estudio, puede ser la respuesta a la liberación de arsénico, dicha liberación está dada por la siguiente ecuación:



La presencia del oxígeno disuelto (O₂) en la muestras del acuífero profundo de la parte central de la cuenca en concentraciones entre 8 y 5 mg/L (Instituto de Geología y Facultad de Química, UNAM, 2014), permite suponer que la oxidación de la arsenopirita es teóricamente posible en la zona ya que el O₂ disuelto en aguas es capaz de oxidar al Fe²⁺ de la arsenopirita si se toma en cuenta que el potencial Redox estándar del par O₂/H₂O (1.23 mv) es mayor que el par Fe³⁺/Fe²⁺ (0.77 mV).

Otro factor que hace posible la oxidación de la arsenopirita como fuente de liberación de arsénico en el agua subterránea es la presencia del ión sulfato en las muestras estudiadas, ya que como se observa en la ecuación 5.1 el proceso de oxidación de la arsenopirita está íntimamente relacionado con la presencia del ión sulfato debidamente identificado en los estudios llevados a cabo en este trabajo (Ver Tabla 5.10).

Un aspecto a considerar es que en los resultados de la Tabla 5.10 en ninguna muestra se detectó Fe, por lo que podría poner en duda la oxidación de la arsenopirita, sin embargo, dado el pH del medio (pH = 6.8 - 7.6) (Briseño, A., Tesis en proceso), el Fe disuelto debe presentarse en Oxihidróxidos de Fe y por lo tanto no está en forma disuelta.

Los estudios hechos para determinar la liberación de arsénico en pruebas de extracción con agua pueden ser una evidencia de que el arsénico se está liberando bajo procesos naturales de interacción agua-roca, además, los análisis hechos en otros estudios en muestras de pozos en la zona del distrito minero San Antonio-El Triunfo demuestran la existencia actual de arsénico en el acuífero profundo Los Planes (Martínez, 1998; Briceño, A., Tesis en proceso), manifestando la ocurrencia natural del arsénico en el agua subterránea como probable consecuencia de la oxidación de la arsenopirita.

5.4. Lixiviación de arsénico contenido en los recortes bajo diferentes escenarios de acidez.

Con el propósito de conocer la capacidad de liberación del arsénico en diferentes escenarios de pH, se realizó una prueba de lixiviación en 4 recortes de perforación de las rocas profundas de la zona bajo diferentes escenarios de acidez. Los resultados obtenidos se presentan a continuación:

Tabla 5.11. Resultados del estudio de lixiviación de recortes a diferentes valores de pH. <LD: Debajo del Límite de Detección Instrumental. D: Duplicado. NA: No Analizado.

Clave recorte	pH	Conductividad (mS/Cm)	As (mg/L)	Ca (mg/L)	Mn (mg/L)	Al (mg/L)	Si (mg/L)	Cd (mg/L)	Pb (mg/L)	Cr (mg/L)	Fe (mg/L)	(SO4)2- (ppm)
07 PLRC41	2	1.008	1.91	210.34	0.25	<LD	4.29	<LD	<LD	<LD	<LD	52.78
07 PLRC41 D	2	0.987	1.59	213.7	0.23	<LD	4.71	<LD	<LD	<LD	<LD	NA
08 PLRC103	2	0.988	1.94	204.53	0.36	<LD	4.46	<LD	<LD	<LD	<LD	83.66
08 PLRC103 D	2	0.994	2.91	204.1	0.36	<LD	4.19	<LD	<LD	<LD	<LD	NA
10 PLRC 202	2	1.134	0.55	189.08	0.12	<LD	3.28	<LD	<LD	<LD	<LD	31.14
10 PLRC 202 D	2	0.999	0.55	187.71	0.18	<LD	3.84	<LD	<LD	<LD	<LD	18.24
11 VWP3A	2	1.019	0.38	191.34	0.11	<LD	4.27	<LD	<LD	<LD	<LD	32.71
11 VWP3A D	2	0.911	0.34	189.04	0.1	<LD	4.11	<LD	<LD	<LD	<LD	NA
Blanco	2	2.45	<LD	0.14	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	NA
07 PLRC41	3	0.371	0.32	52.66	<LD	<LD	1.84	<LD	<LD	<LD	<LD	70.24
07 PLRC41 D	3	0.368	0.33	63.1	<LD	0.24	2.14	<LD	<LD	<LD	<LD	NA
08 PLRC103	3	0.399	0.16	57.57	<LD	<LD	1.42	<LD	<LD	<LD	<LD	48.21
08 PLRC103 D	3	0.41	0.14	57.1	<LD	<LD	1.34	<LD	<LD	<LD	<LD	50.56
10 PLRC 202	3	0.143	<LD	31.32	<LD	0.16	1.32	<LD	<LD	<LD	<LD	20.33
10 PLRC 202 D	3	0.241	<LD	29.85	<LD	0.17	1.3	<LD	<LD	<LD	<LD	NA
11 VWP3A	3	0.484	<LD	41.97	<LD	0.11	1.7	<LD	<LD	<LD	<LD	36.35
11 VWP3A D	3	0.33	<LD	48.97	<LD	<LD	1.69	<LD	<LD	<LD	<LD	NA
Blanco	3	0.242	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	NA
07 PLRC41	4	0.172	0.66	48.55	<LD	0.15	1.7	<LD	<LD	<LD	<LD	56.95
07 PLRC41 D	4	0.198	0.6	45.17	<LD	0.16	1.4	<LD	<LD	<LD	<LD	79.1
08 PLRC103	4	0.321	0.47	47.33	<LD	0.16	1.43	<LD	<LD	<LD	<LD	87.57
08 PLRC103 D	4	0.3	0.46	45.02	<LD	0.14	1.33	<LD	<LD	<LD	<LD	85.36
10 PLRC 202	4	0.15	<LD	18.11	<LD	0.33	1.04	<LD	<LD	<LD	<LD	23.84
10 PLRC 202 D	4	0.146	<LD	17.37	<LD	0.31	1.22	<LD	<LD	<LD	<LD	NA
11 VWP3A	4	0.284	<LD	32.42	<LD	0.14	1.76	<LD	<LD	<LD	<LD	28.93
11 VWP3A D	4	0.23	<LD	29.03	<LD	0.15	1.5	<LD	<LD	<LD	<LD	NA
Blanco	4	0.049	<LD	4.33	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	NA
LD			0.01	0.1	0.01	0.01	0.1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.04

Para observar de manera clara la relación entre el pH y la liberación de arsénico en cada muestra, se realizaron las siguientes gráficas (en la Tabla 5.12, aparecen en rojo las muestras que superan el límite máximo permisible de arsénico en el agua de consumo humano según la NOM-127, que para el arsénico es de 0.025 mg/L).

Tabla 5.12 Liberación de As en las muestras lixiviadas a diferentes valores de pH.
 <LD: Debajo del límite de detección instrumental. NA: No Aplica.

Recorte	pH	As (mg/L)	Supera la NOM-127:	Supera el valor actual de As de 0.23 (mg/L) en el agua :
07 PLRC41	2	1.91	76.4 veces	8.3 veces
	3	0.3	12 veces	1.3 veces
	4	0.66	26.4 veces	2.86 veces
	5.5	0.6	24 veces	2.60 veces
07 PLRC41 D	2	1.59	63.6 veces	6.91 veces
	3	0.33	13.2 veces	1.43 veces
	4	0.6	24 veces	2.6 veces
	5.5	0.57	22.8 veces	2.47 veces
08 PLRC103	2	1.94	77.6 veces	8.43 veces
	3	0.16	6.4 veces	0.69 veces
	4	0.47	18.8 veces	2.04 veces
	5.5	0.45	18 veces	1.95 veces
08 PLRC103 D	2	2.91	116.4 veces	12.65 veces
	3	0.14	5.6 veces	0.60 veces
	4	0.46	18.4 veces	2 veces
	5.5	0.43	17.2 veces	1.86 veces
10 PLRC 202	2	0.55	22 veces	2.39 veces
	3	<LD	NA	NA
	4	<LD	NA	NA
	5.5	<LD	NA	NA
10 PLRC 202 D	2	0.55	22 veces	2.39 Veces
	3	<LD	NA	NA
	4	<LD	NA	NA
	5.5	<LD	NA	NA
11 VWP3A	2	0.38	15.2 veces	1.65 veces
	3	<LD	NA	NA
	4	<LD	NA	NA
	5.5	<LD	NA	NA
11 VWP3A D	2	0.34	13.6 veces	1.47 veces
	3	<LD	NA	NA
	4	<LD	NA	NA
	5.5	<LD	NA	NA

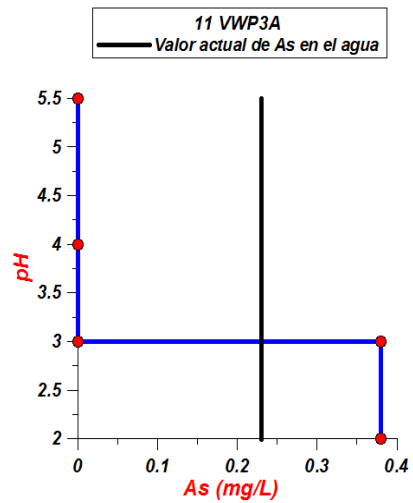
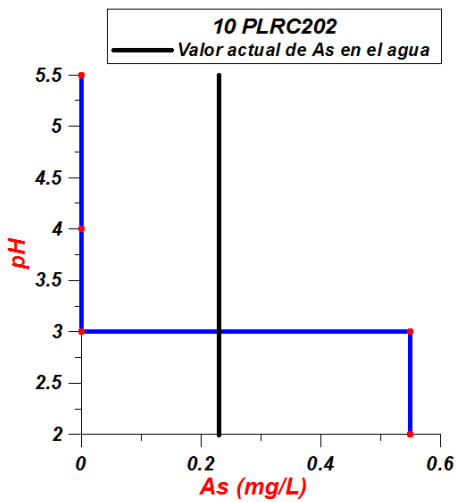
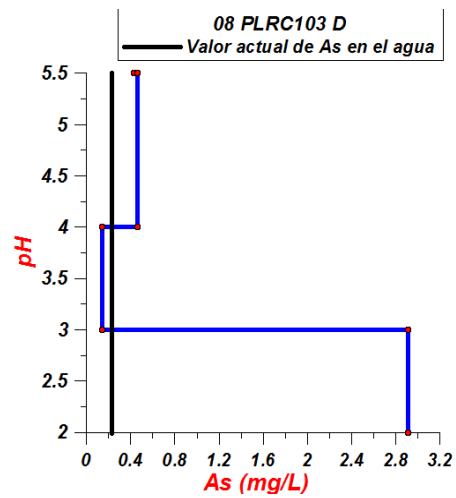
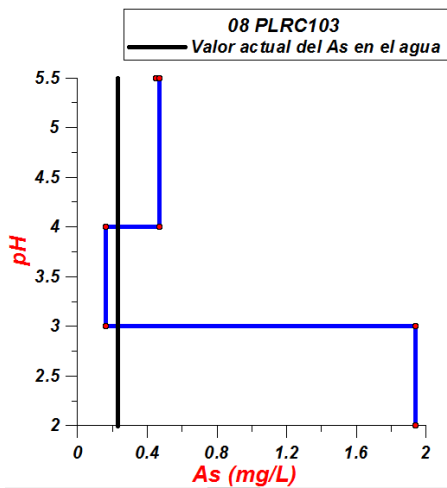
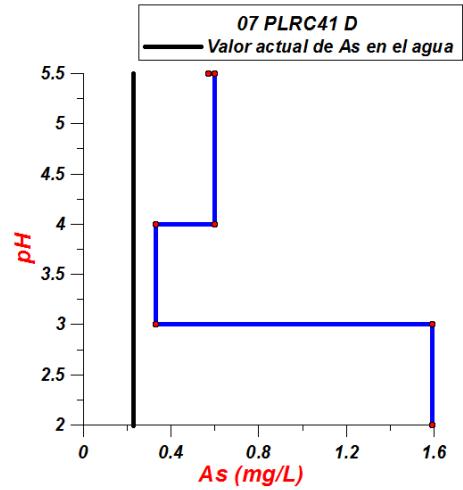
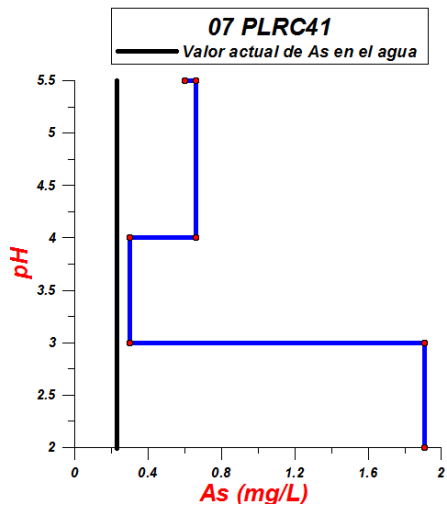


Figura 5.10. Relación As-pH en las muestras lixiviadas a diferente pH.

De manera general puede observarse que:

- A un pH de 2 la liberación de arsénico va desde un valor de 0.34 mg/L en el recorte 11 VWP3A hasta 2.91 mg/L en el recorte 08 PLRC103.
- A un pH de 3 el arsénico se encuentra desde no detectado en los recortes 10 PLRC 202 y 11 VWP3A hasta un valor de arsénico liberado de 0.33 mg/L en el recorte 07 PLRC41.
- Por su parte, a un valor de pH 4 el arsénico no se libera en los recortes 10 PLRC 202 y 11 VWP3A y alcanza una concentración de hasta 0.66 mg/L en el recorte 07 PLRC41.
- Se observa en las gráficas de manera general que a menor pH mayor liberación de arsénico.
- La gran mayoría de las muestras superan el límite máximo permitido de arsénico en el agua de consumo humano que es de 0.025 mg/L. En el caso de la muestra de pH que libero 2.91 mg/L supera la norma 116.4 veces. Sin embargo, tomando en consideración otras normas como la NOM-157 (Que establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros), en donde el límite máximo permisible para arsénico es de 5 (mg/L), ninguna muestra supera el límite.
- En el caso hipotético de que existiera infiltración del drenaje ácido de minas (identificado en residuos mineros de la zona de estudio) en el acuífero profundo, la disminución del pH ocasionaría una mayor liberación de arsénico de la que actualmente Briseño reporta en el agua subterránea profunda de la parte central de la cuenca (0.23 mg/L de As), superando hasta 12.65 veces el contenido de arsénico actual a un pH de 2.
- Los resultados de las pruebas de lixiviación evidencian la importancia que tiene el pH en la liberación de arsénico producto de la disolución de la arsenopirita, ya que en caso de disminuir el pH producto del drenaje ácido, aumentaría la probabilidad de liberación de arsénico de la que actualmente se tiene en las aguas subterráneas; Estos resultados pueden interpretarse en la necesidad de tratar a los residuos mineros generadores de DAM para evitar una posible infiltración de los mismos hacia las aguas subterráneas profundas.
- Otros dos contaminantes que superarían los límites permitidos por la NOM-127 como consecuencia de una posible infiltración del DAM, son el Aluminio (Al) y el Manganeseo (Mn). El Manganeseo cuyo límite máximo permitido es de 0.15 (mg/L) alcanza su concentración máxima a un pH de 2 en 0.36 (mg/L) en el recorte 08 PLRC103, superando su límite permitido 2.4 veces. Por su parte, el Aluminio tiene un límite máximo permitido de 0.20 (mg/L), y alcanza su concentración máxima a un pH de 4 en el recorte 10 PLRC 202 en 0.33 (mg/L), superando el valor de 0.20 (mg/L) 1.65 veces.

5.5. Lixiviación de arsénico contenido en los recortes bajo diferentes escenarios de salinidad.

Con el propósito de conocer la capacidad de liberación del arsénico de las rocas profundas de la zona bajo diferentes escenarios de conductividad eléctrica (y por ende de salinidad al ser ambos parámetros directamente proporcionales), que simulen la influencia de la intrusión salina hacia las aguas continentales, se realizó una prueba de lixiviación en 4 recortes de perforación con agua destilada bajo diferentes valores de conductividad eléctrica (2,4,6 y 8 mS/cm). Las muestras estudiadas son las mismas que se analizaron en los estudios de geodisponibilidad.

Los resultados obtenidos de esta prueba se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 5.13. Resultados del estudio de lixiviación de recortes bajo diferentes valores de Conductividad eléctrica. <LD: Debajo del Límite de Detección Instrumental. D: Duplicado. NA: No Analizado.

Clave recorte	Conductividad (mS/Cm)	pH	As (mg/L)	Ca (mg/L)	Mn (mg/L)	Al (mg/L)	Si (mg/L)	Cd (mg/L)	Pb (mg/L)	Cr (mg/L)	Fe (mg/L)	(S04) 2- (ppm)
07 PLRC41	2	7.25	0.65	40	<LD	0.19	1.1	<LD	<LD	<LD	<LD	65.81
07 PLRC41 D	2	7.51	0.71	41.88	<LD	0.23	1.14	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
08 PLRC103	2	7.17	0.52	43.1	<LD	0.18	0.89	<LD	<LD	<LD	<LD	89.4
08 PLRC103 D	2	7.48	0.58	40.39	<LD	0.15	0.93	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
10 PLRC 202	2	7.18	<LD	18.26	<LD	0.39	0.76	<LD	<LD	<LD	<LD	22.81
10 PLRC 202 D	2	7.6	0.11	19	<LD	0.4	0.8	<LD	<LD	<LD	<LD	26.98
11 VWP3A	2	7.18	<LD	31.6	<LD	0.16	1.06	<LD	<LD	<LD	<LD	28.67
11 VWP3A D	2	7.22	<LD	31.82	<LD	0.16	1.16	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
Blanco	2	7.74	<LD	<LD	<LD	<LD	0.43	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
07 PLRC41	4	7.31	0.75	40.35	<LD	0.17	0.92	<LD	<LD	<LD	<LD	50.3
07 PLRC41 D	4	7.3	0.79	44.64	<LD	0.21	0.95	<LD	<LD	<LD	<LD	80.28
08 PLRC103	4	7.24	0.64	45.76	<LD	0.21	0.84	<LD	<LD	<LD	<LD	83.67
08 PLRC103 D	4	7.56	0.8	47.83	<LD	0.22	0.98	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
10 PLRC 202	4	7.33	0.14	21.52	<LD	0.43	0.74	<LD	<LD	<LD	<LD	19.42
10 PLRC 202 D	4	7.65	0.12	20.57	<LD	0.46	0.71	<LD	<LD	<LD	<LD	NA
11 VWP3A	4	7.12	<LD	34.37	<LD	0.18	0.96	<LD	<LD	<LD	<LD	32.19
11 VWP3A D	4	7.22	<LD	38.06	<LD	0.2	1.07	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
Blanco	4	7.58	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
07 PLRC41	6	6.88	0.86	45.92	<LD	0.2	1.1	<LD	<LD	<LD	<LD	54.08
07 PLRC41 D	6	7.09	0.81	43.86	<LD	0.23	0.89	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
08 PLRC103	6	7.15	0.77	48.67	<LD	0.21	0.76	<LD	<LD	<LD	<LD	93.57
08 PLRC103 D	6	7.13	0.92	49.36	<LD	0.24	1.01	<LD	<LD	<LD	<LD	103.08

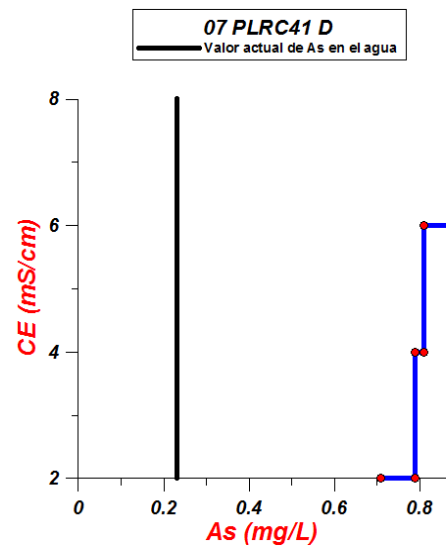
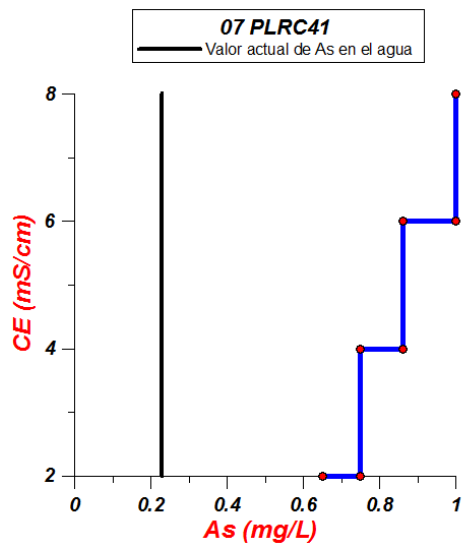
10 PLRC 202	6	7.35	0.16	24.99	<LD	0.47	0.78	<LD	<LD	<LD	<LD	21.11
10 PLRC 202 D	6	7.63	0.17	21.96	<LD	0.49	0.61	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
11 VWP3A	6	7.41	<LD	39.11	<LD	0.19	0.88	<LD	<LD	<LD	<LD	39.62
11 VWP3A D	6	7.49	<LD	39.32	<LD	0.18	1.14	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
Blanco	6	7.91	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
07 PLRC41	8	7.14	1	51.99	<LD	0.2	0.83	<LD	<LD	<LD	<LD	104.26
07 PLRC41 D	8	7.24	0.88	44.33	<LD	0.22	0.82	<LD	<LD	<LD	<LD	78.45
08 PLRC103 D	8	7.5	0.85	45.31	<LD	0.21	0.73	<LD	<LD	<LD	<LD	85.62
08 PLRC103	8	7.24	0.74	40.3	<LD	0.2	0.55	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
10 PLRC 202	8	7.58	0.14	21.76	<LD	0.45	0.47	<LD	<LD	<LD	<LD	11.6
10 PLRC 202 D	8	7.49	<LD	19.4	<LD	0.41	0.44	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
11 VWP3A	8	7.12	<LD	33.24	<LD	0.16	0.54	<LD	<LD	<LD	<LD	36.49
11 VWP3A D	8	7.16	<LD	35.16	<LD	0.15	0.73	<LD	<LD	<LD	<LD	54.87
Blanco	8	7.77	<LD	0.27	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	N A
LD			0.01	0.1	0.01	0.01	0.1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.04

Para observar de manera clara la relación entre la conductividad eléctrica (salinidad) y la liberación de arsénico en cada muestra se realizaron las siguientes gráficas (en la Tabla 5.14, aparecen en rojo las muestras que superan el límite máximo permisible de arsénico en el agua de consumo humano según la NOM-127, que para el arsénico es de 0.025 mg/L).

Tabla 5.14. Liberación de As en las muestras lixiviadas a diferentes valores de Conductividad Eléctrica. <LD: Debajo del límite de detección instrumental NA: No Aplica.

Recorte	Conductividad Eléctrica (mS/cm)	As (mg/L)	Supera la NOM-127	Supera el valor actual de As de 0.23 (mg/L) en el agua
07 PLRC41	2	0.65	26 veces	2.82 veces
	4	0.75	30 veces	3.26 veces
	6	0.86	34.4 veces	3.73 veces
	8	1	40 veces	4.34 veces
07 PLRC41 D	2	0.71	28.4 veces	3.08 veces
	4	0.79	31.6 veces	3.43 veces
	6	0.81	32.4 veces	3.52 veces
	8	0.88	35.2 veces	3.82 veces
08 PLRC103	2	0.52	20.8 veces	2.26 veces
	4	0.64	25.6 veces	2.78 veces
	6	0.77	30.8 veces	3.34 veces
	8	0.74	29.6 veces	3.21 veces

08 PLRC103 D	2	0.58	23.2 veces	2.52 veces
	4	0.8	32 veces	3.47 veces
	6	0.92	36.8 veces	4 veces
	8	0.85	34 veces	3.69 veces
10 PLRC 202	2	<LD	NA	NA
	4	0.14	5.6 veces	0.60 veces
	6	0.16	6.4 veces	0.69 veces
	8	0.14	5.6 veces	0.60 veces
10 PLRC 202 D	2	0.11	4.4 veces	0.47 veces
	4	0.12	4.8 veces	0.52 veces
	6	0.17	6.8 veces	0.73 veces
	8	<LD		NA
11 WVP3A	2	<LD	NA	NA
	4	<LD	NA	NA
	6	<LD	NA	NA
	8	<LD	NA	NA
11 WVP3A D	2	<LD	NA	NA
	4	<LD	NA	NA
	6	<LD	NA	NA
	8	<LD	NA	NA



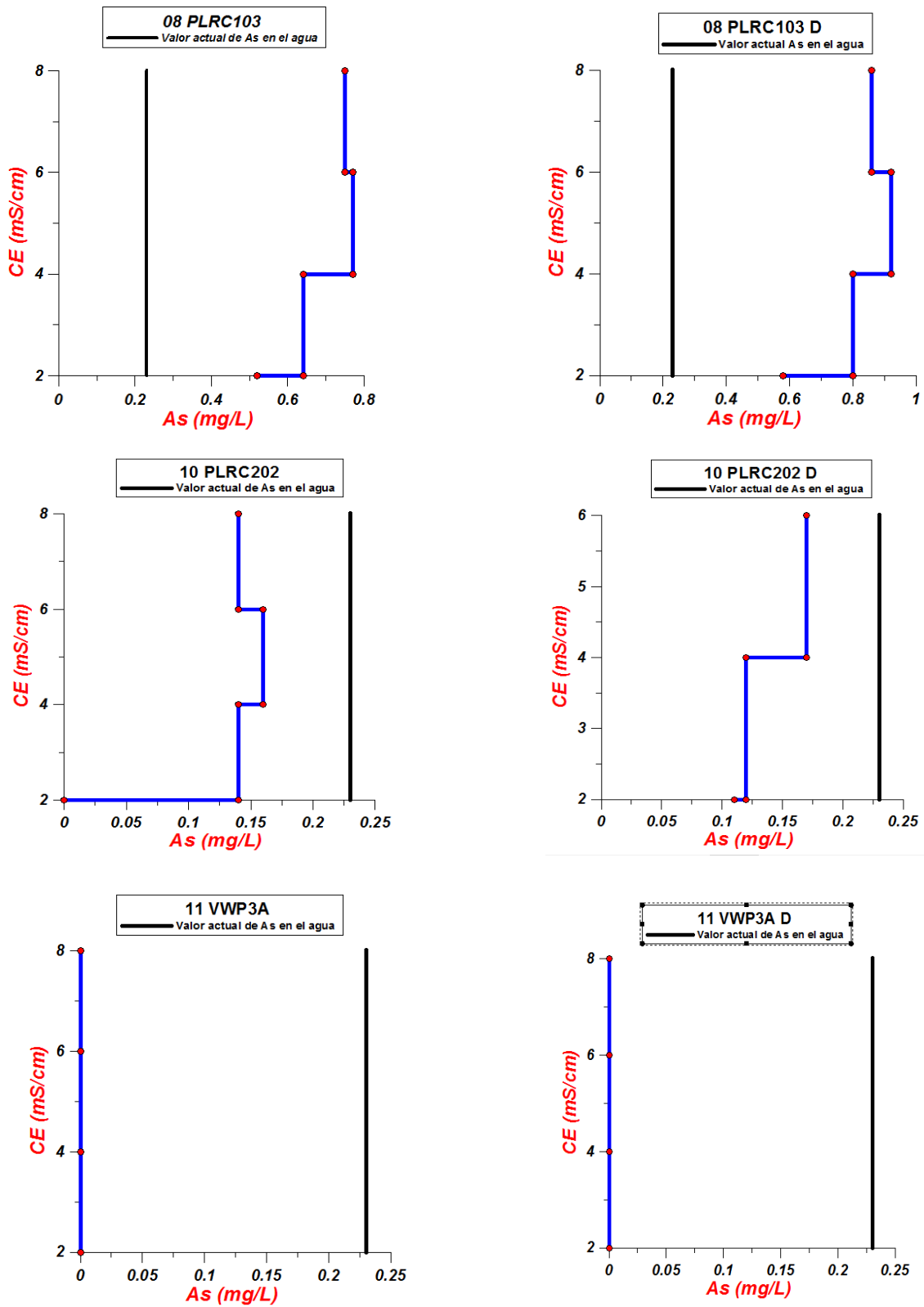


Figura 5.11. Relación As-CE en las muestras lixiviadas a diferentes valores de Conductividad eléctrica.

De manera general puede decirse que:

- A una conductividad eléctrica de 2 mS/cm el arsénico liberado se encuentra a partir de no detectado en los recortes 10 PLRC202 y 11 VWP3A, hasta 0.71 mg/L en el recorte 07 PLRC41.
- Por su parte, a una conductividad eléctrica de 4 mS/cm el arsénico va de no detectado en el recorte 11 VWP3A y hasta una concentración de 0.8 mg/L en el recorte 08 PLRC103.
- De igual forma, en el recorte 11 VWP3A el arsénico no se detecta a una conductividad eléctrica de 6 mS/cm y si lo hace en el recorte 08 PLRC103 hasta una concentración de 0.92 mg/L.
- Finalmente, a una conductividad eléctrica de 8 mS/cm de nueva cuenta el arsénico no es detectado en el recorte 11 VWP3A y alcanza una concentración de 1 mg/L en el recorte 07 PLRC41.
- Se observa en las gráficas que existe una tendencia de que a mayor conductividad eléctrica mayor liberación de arsénico. La muestra 07 PLRC41 a una conductividad eléctrica de 8 mS/cm fue la que más arsénico libero (1.00 mg/L).
- La gran mayoría de las muestras superan el LMP de arsénico en agua de consumo humano establecido en la NOM-127. La muestra que libero 1mg/L de As a una conductividad eléctrica de 8 mS/cm supera la norma 40 veces.
- Si continuara la intrusión salina hacia las aguas continentales y alcanzara la parte profunda del acuífero, el aumento de la conductividad eléctrica (y de la salinidad) podría ocasionar una mayor liberación de arsénico de la que actualmente Briseño reporta en el agua subterránea profunda de la parte central de la cuenca (0.23 mg/L de As), superando hasta 4.34 veces el contenido de arsénico actual a una conductividad eléctrica de 8 mS/cm.
- Los resultados de las pruebas de lixiviación revelan que la conductividad eléctrica juega un papel importante en la liberación de arsénico, ya que en caso de aumentar la salinidad en el acuífero (y con ello la conductividad eléctrica) la liberación de arsénico podría ser mayor a la que actualmente se tiene en el acuífero Los Planes. Por lo que este estudio demuestra la urgencia de controlar el avance de la intrusión salina hacia las aguas continentales.
- Otro contaminante que superaría los límites permitidos por la NOM-127 como consecuencia de una posible intrusión salina en el acuífero profundo, es el Aluminio (Al), el cual alcanza una concentración de hasta 0.49 mg/L a una conductividad de 6 Ms/cm en el recorte 10PLRC202, superando el límite máximo permitido de la NOM 127 para Al (0.20 mg/L) 2.45 veces.

5.6 Determinación de la concentración de iones Mayores en las muestras lixiviadas.

A las muestras de recortes lixiviados bajo diferentes valores de pH y conductividad eléctrica, se les determinó su concentración iónica con el fin de calcular la fuerza iónica en cada una de las muestras y observar la relación de éste parámetro con la liberación de arsénico.

Los resultados del estudio de cromatografía se muestran a continuación:

Tabla 5.15. Determinación de elementos mayores en los recortes lixiviados.
<LD: Debajo del límite de detección instrumental.

Muestra	Na ⁽⁺⁾	K ⁽⁺⁾	Ca ⁽²⁺⁾	Mg ⁽²⁺⁾	F ⁽⁻⁾	Cl ⁽⁻⁾	SO ₄ ⁽²⁻⁾	HC03 ⁽⁻⁾	Balance	Fuerza iónica	As
	Ppm								%		mg/L
07 PLRC41 PH2	5.27	10.11	154.73	8.66	<LD	88.64	52.78	71.8	20.37	21.05	1.91
07 PLRC41 PH3	6.01	8.04	52.44	6.09	0.34	15.15	70.24	64.62	9.5	10.03	0.3
07 PLRC41 PH4	5.45	7.22	43.13	4.69	0	2.18	56.95	35.9	13.51	7.92	0.66
07 PLRC41 PH 5.5	5.17	7.31	36.13	4.18	0.17	2.01	56.56	28.72	19.84	7.08	0.6
08 PLRC 103 PH2	6.24	14.99	165.04	9.84	0.28	182.14	83.67	74.67	9	25.01	1.94
08 PLRC103 PH3	8.95	9.3	62.27	9.12	0.23	21.26	85.36	60.31	15.4	12.29	0.16
08 PLRC 103 PH4	4.43	6.86	43.65	5.36	0.11	3.1	87.58	31.59	10.26	9.33	0.47
08 PLRC 103 PH 5.5	3.96	6.32	40.45	5.28	0.23	1.67	99.3	27.28	4.03	9.42	0.45
10 PLRC202 PH2	4.38	8.76	168.09	6.49	0.17	190.85	31.15	81.85	11.82	22.61	0.55
10 PLRC202 PH3	4.47	11.92	30.87	3.73	<LD	17.91	20.33	60.31	10.16	5.42	<LD
10 PLRC202 PH4	4.66	6.23	17.36	2.57	<LD	3.1	23.85	35.9	10.31	3.6	<LD
10 PLRC202 PH 5.5	4.15	5.06	17.57	2.36	0.34	2.76	33.62	35.9	-0.07	3.97	<LD
11 VWP3A PH2	4.61	10.57	133.75	11.66	0.11	183.82	32.71	143.6	-0.62	20.4	0.38
11 VWP3A PH3	31.97	8.58	44.13	7.21	0.17	23.94	36.36	70.37	15.92	8.7	< LD
11 VWP3A PH4	3.82	6.23	28.24	5.23	<LD	3.43	28.93	43.08	11.34	5.37	<LD
11 VWP3A PH 5.5	4.71	6.68	29.56	5.47	<LD	1.76	28.41	40.21	17.84	5.5	<LD
07 PLRC41 2mS/Cm	403.68	10.2	44.71	4.85	0.23	413.42	65.81	33.03	20.22	2.3	0.65
07 PLRC41 4mS/Cm	806.28	11.11	46.39	5.09	0.17	1223.9	80.28	<LD	2.59	3.26	0.75
07 PLRC41 6mS/Cm	1123.4	12.28	43.29	4.56	<LD	1195.7	54.08	43.08	18.56	4.91	0.86
07 PLRC41 8mS/Cm	1795.7	13.64	58.54	5.93	0.23	2560.6	78.45	<LD	5.18	8.48	1
08 PLRC 103 2 mS/Cm	411.23	10.57	49.33	6.03	0.28	524.16	89.4	27.28	10.53	2.63	0.52
08 PLRC 103 4 mS/Cm	817.93	12.82	49.44	6.65	0.23	1147.1	83.67	<LD	6.64	4.36	0.64
08 PLRC 103 6 mS/Cm	1182.4	13.55	48.91	6.03	0.17	2083.6	93.57	<LD	-5.16	6.5	0.77
08 PLRC 103 8 mS/Cm	1709.5	17.25	55.65	6.65	<LD	2581.6	85.62	<LD	2.36	8.4	0.74
10 PLRC202 2mS/Cm	396.73	9.03	22.62	2.98	0.23	516.55	26.98	38.77	8.95	1.8	<LD

10 PLRC202 4mS/Cm	766.81	9.75	21.72	2.82	<LD	767.91	19.42	43.08	21.1	3.14	0.14
10 PLRC202 6mS/Cm	1097.2	9.84	22.25	2.84	<LD	1210.6	21.11	38.77	16.72	4.49	0.16
10 PLRC202 8mS/Cm	1683.6	12.64	26.4	2.65	<LD	1222.5	11.6	41.64	21.95	5.79	0.14
11 VWP3A 2mS/Cm	389.6	9.3	33.56	6.25	<LD	459.96	28.67	41.64	15.27	2.1	<LD
11 VWP3A 4mS/Cm	803.16	10.57	36.13	6.49	<LD	1262.4	32.19	<LD	1.76	4.14	<LD
11 VWP3A 6mS/Cm	1297.6	12.28	44.6	7.72	0.11	2049.7	39.62	<LD	0.87	6.46	<LD
11 VWP3A 8mS/Cm	2075.4	23.3	54.8	8.58	<LD	3041.3	36.49	45.95	3.91	9.7	<LD

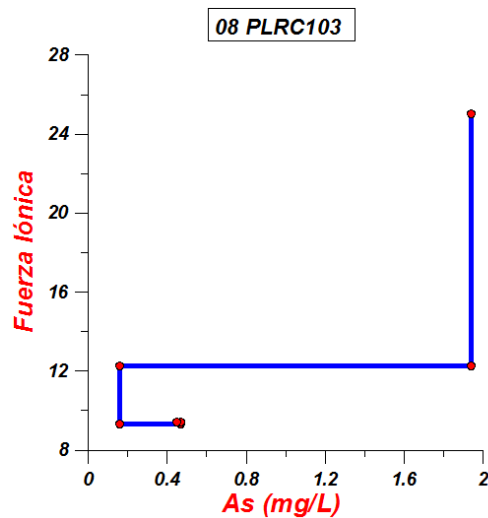
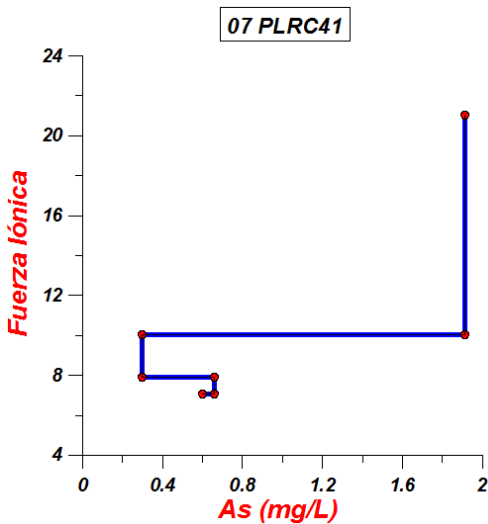
Nota: El balance válido se encuentra en +/- 20 %, sin embargo, se tomaron en cuenta algunos balances mayores al 20% para las discusiones.

La fuerza iónica (I) fue calculada usando la ecuación 3.3, es decir:

$$I = \frac{1}{2} \sum m \cdot z^2$$

En donde; m es la concentración molar de la especie iónica y z la carga eléctrica del ión. La fuerza iónica se determina entonces por la sumatoria de los productos de la molaridad de los iones existentes en solución, por la magnitud de sus cargas eléctricas elevada al cuadrado.

La relación entre la fuerza iónica y el arsénico liberado en las muestras lixiviadas a distintos pH puede observarse en las siguientes gráficas:



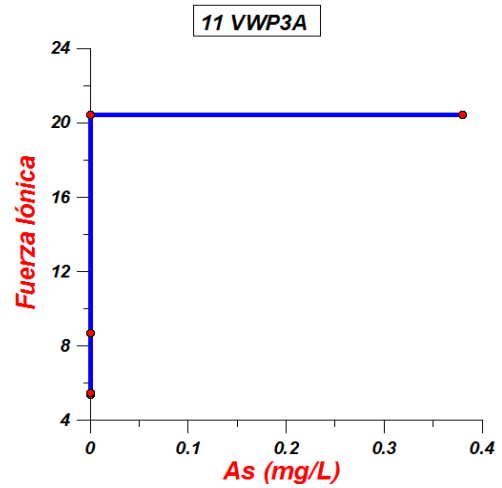
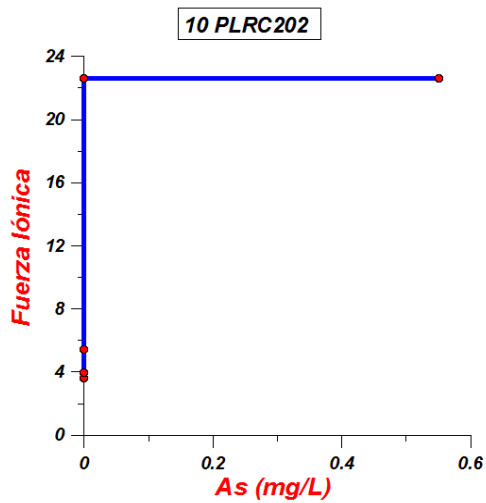
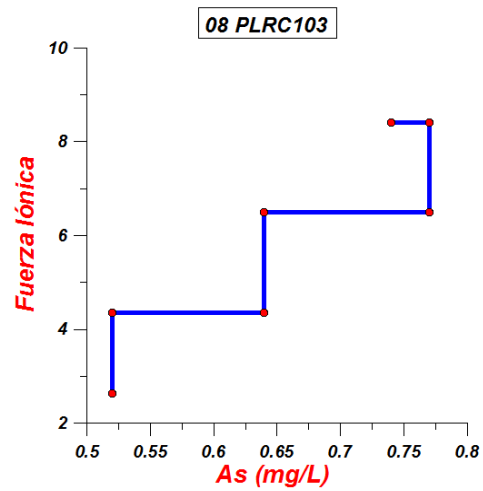
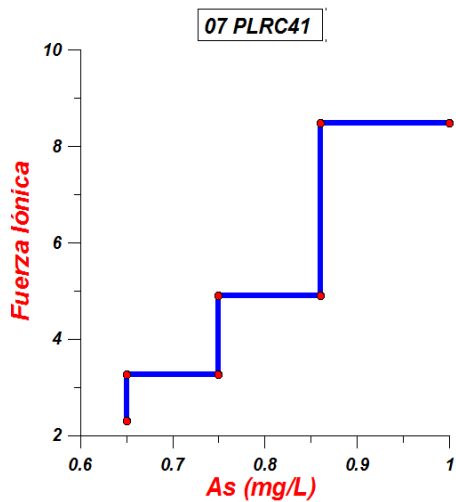


Figura 5.12. Relación As-Fuerza Iónica en muestras lixiviadas a distintos valores de pH

De igual manera, la relación entre la fuerza iónica y el arsénico liberado en las muestras lixiviadas a distintos valores de conductividad eléctrica puede observarse en las siguientes gráficas:



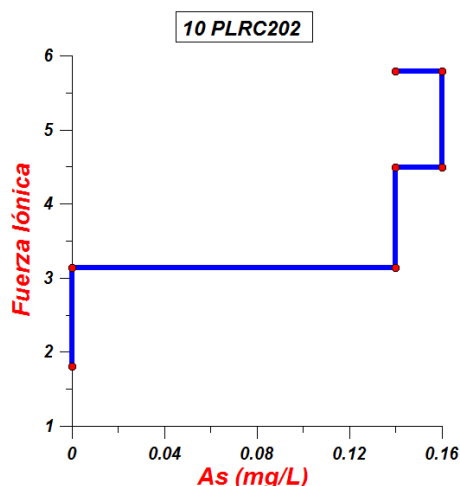


Figura 5.13. Relación As-Fuerza Iónica en muestras lixiviadas a distintos valores de conductividad eléctrica.

De manera general puede verse que tanto en las muestras de pH como en las de conductividad eléctrica, al incrementarse la fuerza iónica también lo hace la concentración de arsénico.

Dichas relaciones sugieren que entre más grande es la fuerza iónica mayor es la solubilidad del arsénico y por lo tanto mayor su liberación al agua subterránea.

Para determinar la relación del arsénico con los iones determinados por cromatografía se realizó una matriz de correlación entre el arsénico y $\text{Na}^{(+)}$, $\text{K}^{(+)}$, $\text{Ca}^{(2+)}$, $\text{Mg}^{(2+)}$, $\text{F}^{(-)}$, $\text{Cl}^{(-)}$, $\text{SO}_4^{(2-)}$ y $\text{HCO}_3^{(-)}$ en las muestras analizadas por cromatografía, los resultados son los siguientes:

Tabla 5.16. Matriz de correlación entre Iones mayores y Arsénico.

	$\text{Na}^{(+)}$	$\text{K}^{(+)}$	$\text{Ca}^{(2+)}$	$\text{Mg}^{(2+)}$	$\text{F}^{(-)}$	$\text{Cl}^{(-)}$	$\text{SO}_4^{(2-)}$	$\text{HCO}_3^{(-)}$
As	0.12	0.09	0.63	0.07	0.52	0.19	0.83	-0.43

Se observa que la mayor correlación que presenta el arsénico es con el ion sulfato, lo cual es una evidencia más de la posible oxidación de la arsenopirita que facilitaría la liberación de arsénico, ya que los procesos de oxidación de arsenopirita liberan sulfatos (ver ecuación 5.1.).

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Conclusiones

En las rocas profundas de la parte norte del distrito minero San Antonio-El Triunfo existen concentraciones de arsénico que fueron detectadas por medio de Fluorescencia de Rayos X, dichas concentraciones alcanzan valores de hasta 18,948 mg/kg, manifestando la ocurrencia natural de este elemento en un posible yacimiento mineral. Mediante Difracción de Rayos X y Microscopía Electrónica de Barrido se comprobó que el arsénico se encuentra en la fase mineralógica arsenopirita (FeAsS).

La existencia de arsénico en el agua subterránea de la zona profunda del acuífero Los Planes, puede deberse a la interacción agua-roca que liberaría arsénico al acuífero, tal como lo sugieren los resultados obtenidos en este trabajo. Las altas concentraciones de sulfatos obtenidas mediante cromatografía, indican que la oxidación de la arsenopirita es el principal mecanismo que provoca la liberación de arsénico en el agua subterránea.

Pruebas de lixiviación en las rocas de recortes de perforación profunda bajo diferentes valores de pH ácido, indican la liberación de As en cantidades tales que aumentarían sustancialmente la problemática de las aguas subterráneas de la zona, ya que se podrían llegar a presentar concentraciones de As disuelto en el agua subterránea hasta en 2.91 mg/L que corresponde a 12.65 veces más las concentraciones de As de las que se liberan bajo las condiciones actuales, en caso de que el drenaje ácido de minas pudiera infiltrarse hacia el acuífero profundo.

Por otro lado, pruebas de lixiviación en los recortes de perforación profunda bajo diferentes valores de conductividad eléctrica, indican la liberación de As en cantidades que aumentarían la problemática de las aguas subterráneas del acuífero, ya que se podrían llegar a presentar concentraciones de As disuelto en el agua hasta en 1.0 mg/L que corresponde a 4.34 veces más las concentraciones de As que las que se liberan bajo las condiciones actuales en el hipotético caso de que la intrusión salina siguiera avanzando tierra adentro.

Por consecuencia, el pH, la conductividad eléctrica y la fuerza iónica (las dos últimas relacionadas a la salinidad), son factores sumamente importantes en la liberación de arsénico, la disminución del primer factor y el aumento de la conductividad eléctrica y la fuerza iónica, tendrían como consecuencia un incremento en la cantidad de arsénico en el agua subterránea comparado con el que actualmente se tiene.

6.2 Recomendaciones

Es indispensable disminuir la sobreexplotación del acuífero Los Planes para detener el avance de la intrusión salina tierra adentro, de lo contrario el aumento de la salinidad tendrá como consecuencia un aumento del arsénico disuelto en el agua subterránea, lo que podría agravar la salud de la población que aprovecha éste recurso natural.

En cuanto a los residuos mineros históricos, es necesario evitar la posible infiltración del drenaje ácido de minas determinado en algunos residuos de la zona, para evitar un incremento de arsénico disuelto en el agua subterránea.

Debido a la ocurrencia natural del arsénico en la zona profunda del acuífero son necesarias medidas de control y remediación, las cuales pueden verse a continuación:

6.2.1 Alternativas de control y remediación

Para evitar una mayor contaminación de arsénico en el acuífero son necesarias diversas medidas que consisten básicamente en evitar el avance de la intrusión salina y controlar mediante diferentes estrategias el drenaje ácido de minas, ya que estos fenómenos pueden incrementar la liberación del arsénico natural presente en el agua subterránea.

Para evitar que la contaminación del As sea peor que la actual se requieren dos medidas básicas:

1. Control del drenaje ácido de minas (DAM).
2. control de la intrusión salina

Por otro lado, para disminuir el problema actual, se necesita de:

3. Tratamiento del agua contaminada naturalmente con arsénico

6.2.1.1 Control del drenaje ácido de minas

El término "control" se utiliza para hacer referencia a las medidas tomadas para prevenir o limitar la generación o migración de drenaje contaminado que podría originar un impacto ambiental adverso.

En el control del drenaje ácido, se deben tomar en cuenta dos términos

1. Prevención, es decir, las medidas de control diseñadas e implementadas antes de la presencia del drenaje ácido. En este caso, el control de la calidad del agua es fundamentalmente el control de todo producto soluble y la prevención de oxidación y generación de ácido en el futuro.

2. Abatimiento y Mitigación, es decir, el control que se implementa después de la generación o liberación de contaminantes. En este caso, las medidas de control deberán referirse a la oxidación, pasada y futura, y a los productos solubles almacenados.

Existen tres enfoques para el control del drenaje ácido:

- Control primario: control de las reacciones de generación de ácido (prevención).
- Control secundario: control de la migración de contaminantes (mitigación).
- Control terciario: recolección y tratamiento (remediación).

Para el caso de la zona de estudio donde el problema está relacionado con los residuos mineros históricos que ya se oxidaron y que podrían en caso de infiltrarse al acuífero profundo liberar una mayor cantidad de As en el agua mediante el drenaje ácido, es necesario controlar dicho drenaje, el control óptimo consiste en limitar la migración de los productos de oxidación y el transporte de contaminantes hacia el ambiente receptor. La cantidad de drenaje se limita en la medida de lo posible mediante el control del flujo de agua; al mismo tiempo, se recolecta y trata el drenaje ácido. La desviación y/o cubiertas de agua de superficie pueden limitar el volumen de drenaje contaminado y, con ello, reducir el tamaño de la planta de tratamiento necesaria para el tratamiento del drenaje contaminante restante.

Debido a que el drenaje ácido de minas es una de las principales fuentes de contaminación en aguas subterráneas, es necesario aplicar tecnologías basadas en sistemas de tratamiento pasivo de alta eficacia, éstos métodos se basan en procesos físicos, químicos y biológicos que modifican las condiciones de Eh y pH de los drenajes de mina, de forma que se favorezca la formación de especies insolubles y la retención de cationes metálicos. Los sistemas pasivos son tecnologías limpias y eficaces en el control de la contaminación de efluentes líquidos procedentes de instalaciones mineras.

Los métodos de tratamiento pasivo más utilizados son los humedales artificiales (aerobios o anaerobios), los drenajes anóxicos calizos, los sistemas de producción de alcalinidad y las barreras reactivas permeables. El objetivo principal en todos ellos es la supresión de la acidez, la precipitación de los metales pesados y la eliminación de los sólidos en suspensión. Para ello actúan cambiando las condiciones de Eh y pH de manera que se favorezca la formación de especies insolubles que precipiten y retengan la carga contaminante.

Por lo general, en los sistemas pasivos se recurre al uso de material alcalino para neutralizar la acidez, a substratos orgánicos para crear ambientes reductores y al

empleo de bacterias para catalizar las reacciones y acelerar los procesos que forman precipitados.

6.2.1.2 Barreras reactivas permeables.

Como cualquier otro tratamiento pasivo su objetivo es reducir la cantidad de sólidos disueltos e incrementar el pH. Su construcción consiste en hacer una zanja transversal al flujo, la cual se rellena con diversos tipos de materiales reactivos (caliza, materia orgánica, limaduras de Fe, etc.). Los procesos depuradores en el interior de la barrera son la reducción bacteriana de los sulfatos, la retención de los metales precipitando como sulfuros, y el incremento del pH principalmente por disolución de la caliza.

Las barreras reactivas permeables son particularmente atractivas para la descontaminación de aguas subterráneas porque conservan la energía y el agua y tienen el potencial de ser más económicas que los métodos convencionales de limpieza debido a los bajos costos de operación y mantenimiento. Una ventaja adicional es que el medio reactivo puede ser utilizado in-situ, eliminando así la necesidad de grandes equipos de operación y equipamientos de superficie. Los principales procesos que gobiernan la inmovilización y transformación de contaminantes en barreras reactivas incluyen sorción y precipitación, reacción química y/o reacciones biogénicas (Diels, et al.,2003).

6.2.2. Alternativas de remediación en el distrito minero San Antonio-El Triunfo

Actualmente se realizan estudios para implementar una barrera geoquímica con materiales estériles de roca. Dentro de los estudios de Fluorescencia de Rayos X comentados en capítulos anteriores, los recortes muestreados con una concentración menor al valor de fondo de arsénico pueden ser considerados materiales estériles. Para ello se escogieron dos recortes, 10 PLDD71 y 08-PLDD-15 cuya concentración de arsénico se considera dentro de la zona estéril, para realizar estudios de potencial de neutralización con lo cual permitirían la remediación de la zona mediante una barrera geoquímica con dicho material ayudando al aumento del pH y permitiendo que el arsénico y otros elementos potencialmente contaminantes no se liberen en el agua subterránea. (Hernández,E., Tesis en proceso).

Tabla 6.1. Potencial de neutralización de recortes estériles.

Recorte	Potencial de Neutralización (PN)
10-PLDD71	57.5
08-PLDD15	44.0

Dentro de la zona de estudio se ha determinado la presencia de minerales como calcita (CaCO_3), la cual tiene una gran potencial de neutralización capaz de neutralizar el pH del drenaje ácido de minas, facilitando la precipitación de oxihidroxidos de Fe que a su vez podrían retener vía sorción al As disuelto.

6.2.3 Control de Intrusión salina

En acuíferos costeros con problemática de intrusión salina es posible aplicar varios métodos para prevenir o controlar el problema.

1. Disminución del Bombeo: En el caso en que la explotación es superior a la recarga o bien, aunque no lo sea, produce una penetración indeseable de la cuña salina, se puede proceder a reducir el bombeo hasta que la posición de equilibrio sea la deseada.
2. Reubicación de los puntos de bombeo: Si la intrusión es debida a una excesiva concentración de pozos de bombeo en unos pocos lugares próximos a la costa o a la explotación de pozos sobre la cuña salina, sin que la penetración sea muy importante, se puede proceder a reubicar las captaciones o redistribuirlas de una mejor forma.
3. Recarga Artificial: Suponiendo que existe una adecuada distribución de las captaciones, se puede compensar el exceso de bombeo mediante recarga artificial en los lugares apropiados.

6.2.4. Tratamiento del agua contaminada con arsénico

Los procesos y tecnologías disponibles para la remoción de arsénico del agua son variados y comprenden desde tratamientos en plantas potabilizadoras convencionales hasta métodos domiciliarios. Los procesos de remediación que se conocen en la actualidad son: oxidación, precipitación, coagulación y ablandamiento con cal; ósmosis inversa; microfiltración; adsorción, tratamientos biológicos y fitorremediación; electrodiálisis y electrocinética, entre otros (Arman, 1992; Fetter, 1993; Konstantino et al., 2006). Algunas de estas técnicas son más tradicionales y utilizadas que otras, cada proceso presenta ventajas, desventajas y limitaciones según las condiciones locales lo que no asegura un resultado técnico-económico-ambiental adecuado en todos los casos.

El tratamiento convencional para la potabilización del agua en plantas consiste en precipitación, coagulación, filtración y cloración. Para el tratamiento específico del agua con arsénico se puede intervenir en estos procesos, agregando un proceso inicial que consiste en la oxidación del arsénico para transformar el arsenito (As III) en arsenato (As V) lo que permite mejorar la eficiencia en la remediación (Castro de Esparza y Wong de Medina, 1998; Ghurye y Clifford, 2001, EPA, 2002; D'Ambrosio 2005; Fernández-Turiel et al., 2005).

La oxidación se puede realizar con diferentes métodos o productos: aireación simple, foto oxidación o radiación UV, o la adición de ozono, cloro, hipoclorito de calcio o sodio, peróxido de hidrógeno, permanganato de potasio, entre otros (Castro de Esparza, y Wond de Medina, 1998; Ahmed, 2001; EPA, 2003; Caniyilmaz, 2005; Malik et al., 2009). Si bien la oxidación no es precisamente un método de remoción, al oxidar el arsénico de su forma As (III) a As (V) se reduce notablemente la toxicidad. Usualmente, luego de la oxidación se realiza el proceso de precipitación-coprecipitación, que incluye procesos de coagulación, filtración y/o ablandamiento con cal. La precipitación-coprecipitación consiste básicamente en la adición de productos químicos al agua, el mezclado, la formación de una matriz sólida y, a través de la precipitación, coprecipitación o una combinación de estos procesos finalmente la separación de la matriz sólida del agua. El tratamiento de precipitación-coprecipitación incluye la adición de oxidantes químicos, ajuste de pH y coagulantes o precipitantes químicos (EPA, 2002).

Otra alternativa es el ablandamiento con cal, la cual consiste en adicionar cal al agua. Este método es efectivo para remover As (III) o As (V) y la eficiencia de la remoción depende fuertemente del valor del pH. Aunque se logra un alto rendimiento para remover concentraciones de arsénico altas, no es posible alcanzar valores aceptables para el consumo por lo que se necesita de un tratamiento secundario. La remoción de As (V) es alta a un pH mayor que 10.5, por debajo del rango de pH óptimo la remoción disminuye considerablemente.

Por otro lado, una de las técnicas más utilizadas para la remoción de arsénico es a través del proceso de ósmosis inversa, donde se separan las sustancias disueltas forzando la circulación del agua por una membrana semipermeable bajo una presión superior a la osmótica. Este método logra altas eficiencias de remoción (de más del 95%) pero su rendimiento es afectado principalmente por la turbiedad y presencia de otros elementos (D'Ambrosio,2005; EPA, 2006).

La remoción por adsorción consiste en un proceso por el cual los iones presentes en el agua son adsorbidos por la superficie de un sólido quedando atrapados por fuerzas químicas o físicas (Fetter, 1993). Las superficies adsorbentes pueden ser alúmina activada, medios basados en hierro u otros óxidos, bauxita, hematita,

feldespato, laterita, minerales arcillosos (D'Ambrosio, 2005). Entre los factores que pueden influir en la eficiencia de este sistema se encuentran: la presencia de sólidos disueltos, aniones que compiten en afinidad con el medio, tiempo de contacto, el estado de oxidación del arsénico, turbiedad del medio, pH del agua, tasa de filtración, toxicidad, etc. (EPA, 2002).

Una alternativa muy utilizada en la actualidad son las barreras reactivas permeables (sólo para aguas subterráneas someras). Este método consiste en una trinchera rellena con un material reactivo que se instala transversal a la dirección de propagación de una pluma contaminante. La barrera permite el paso del agua mientras el medio remueve los contaminantes por precipitación, degradación, adsorción o intercambio iónico. Los medios reactivos más utilizados son: hierro de valencia cero, limos, escoria de horno, zeolita modificada surfactante o resina de intercambio iónico (EPA, 2002). Los filtros permeables reactivos son una variante de las barreras reactivas, los cuales se utilizan para aprovechar la capacidad de intercambio catiónico de los minerales del suelo y retener de esta manera las especies contaminantes a medida que se produce el flujo a través del mismo (Blowes et al.,2000).

En la elección de la técnica de remediación más adecuada resulta necesario diferenciar entre metodologías o tratamientos aplicables a pequeña escala, a grandes volúmenes o indistintamente a ambos. Cada método presenta diferentes rangos de eficiencias, ventajas y desventajas según las condiciones a las cuales se va a aplicar.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Adriano D.C., 1986. *Trace Elements in the Terrestrial Environment*. Springer, New York. 867 p.
- Ahmed, M.F., 2001. *An Overview of Arsenic Removal Technologies in Bangladesh and India*. Department of Civil Engineering, Bangladesh University of Engineering and Technology. Dhaka 1000, Bangladesh.
- Alloway, B.J. (ed.). 1995. *Heavy metals in soils*, Blackie Academic and Professional, London.
- Álvarez A.A., Rojas SH, Prieto MJ (1997) *Geología de la Bahía de La Paz y Areas Adyacentes*. En: Urbán RJ, Ramírez RM (editores) *La Bahía de La Paz, Investigación y Conservación*. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS. 13-29 pp.
- Amini M., Abbaspour K.C., Berg M., Winkel M., Hug. S.J., Hoehn, E. y Johnson, A., 2008. *Statistical modelling of global geogenic arsenic contamination in groundwater*. Environ. Sci. Technol.
- Anawar, H.M., Akai, J., Komaki, K., terao, H., Yosioka, T., Ishizuka, T., Safiullah, S., Kikuo, K. 2003. *Geochemical occurrence of arsenic in groundwater of Bangladesh: sources and mobilization processes*. J. Geochem. Explor., 77, 109-131.
- Anikiyev, V. V., O. S. Badtiyeva, A. A. Kotlyarova, N. I. Savel'yeva, O. V. Shevtsova and Ye. N. Shumilin. 1985. *The behavior of heavy metals in the mixing of river and seawater: the riverine part of an estuary and the migration of suspended and dissolved forms of heavy metals*. Geokhimiya. 7: 1014-1024.
- Arman, A., 1992. *A review of remediation technologies in the USA*. Environmental Geotechnology, Balkema. págs. 385-389.
- Armienta, M.A., Rodríguez, R., Aguayo, A., Cenicerros, N., Villaseñor, G. & Cruz O. 1997. *Arsenic contamination of groundwater at Zimapán, Mexico*. *Hydrogeology Journal*, 5: 39-46.
- Armienta, M.A., Villaseñor, G., Rodríguez, R., Ongley, L.K. & Mango, H. 2001. *The role of arsenic-bearing rocks in groundwater pollution at Zimapán Valley, Mexico*. *Environmental Geology*, 40: 571-581.
- Armienta M.A., Rodríguez C.R., Ongley L.K., Brust H., Morales F., Aguayo A., Cruz O., Cenicerros N. *Originate and fate of arsenic in a historic mining área of Mexico en Arsenic in Soil and Groundwater Environment Biogeochemical Interactions Health Effects and Remediation*. Elsevier. Amsterdam, 2007.
- Armienta M.A., Segovia, N. *Arsenic and fluoride in the groundwater of Mexico*. Environmental Geochemistry Health. 2008. Vol.30. Págs. 345-353.
- Bhattacharya, P., Jacks, G., Ahmed, K.M., 2002. *Arsenic in groundwater of the Bengal Delta Plain aquifers in Bangladesh*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 69. págs. 538-545.
- Birkle, P. & Merkel, B. 2000. *Environmental impact by spill of geothermal fluids at the geothermal field Los Azufres, Michoacán, Mexico*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 124:371-410.
- Blowes, D.W.; Ptacek, C.J.; Berner, S.G.; McRae, C.W.T.; Bennet, T.A.; y Puls, R. W., 2000. *Treatment of Inorganic contaminants using permeable reactive barriers*. *Journal of Contaminant Hydrology* 45 (1), Págs. 123-137.
- Blowes, D.W., C.J. Ptacek, J.L. Jambor & C.G. Weisener, 2003. *The Geochemistry of Acid Mine Drainage*. Pp. 149-204. In *Environmental Geochemistry* (ed. B.S.Lollar)

Vol. 9 *Treatise on Geochemistry* (eds. H.D. Holland and K.K. Turekian), Elsevier - Pergamon, Oxford.

- Briseño – Arellano, A. D., en proceso, *Evaluación de la calidad del agua subterránea en el Distrito Minero San Antonio-El Triunfo*: México, D. F., Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Tesis de Licenciatura.
- Brookins, D.G., 1988. *Eh-pH Diagrams for Geochemistry*. Springer-Verlag, Berlin.
- Bundschuh, J., Pérez Carrera A, 2006. *Distribución del arsénico en las regiones ibérica e Iberoamericana*. 241 p.
- Bundschuh, J., Carrera, Pérez., Littler, M.I. *Iberoarsen Distribución del Arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana*. CYTED. Argentina, 2008.
- Bundschuh, J., García, M.E., Birkle, P., Cumbal, L.H., Bhattacharya, P., Matschellat. *Occurrence, health effects and remediation of arsenic in groundwaters of Latin America* en *Natural in Groundwaters of Latin America*. CRC PRESS. London, UK, 2009.
- Cámara Minera de México (CAMIMEX), 2007, *La industria minera de México*: Revista de la Cámara Minera de México, marzo 2007.
- Campa M.F. Coney P.J., 1983. *Tectono-stratigraphic terranes and mineral resource distributions in Mexico*: Canadian Journal of Earth Sciences 20, 1040–1050.
- Canet, C., Camprubí, A., 2006, *Yacimientos minerales: los tesoros de la tierra*: Fondo de Cultura Económica, México DF, México, 232 p.
- Caniyilmaz, S., 2005. *Arsenic removal from groundwater by Fe-Mn oxidation and microfiltration*. Thesis Master of Science. University of Pittsburgh.
- Carrillo, A., 1996. *Environmental geochemistry of the San Antonio-El Triunfo mining area, southernmost Baja California Peninsula Mexico*. Ph. D. Thesis. Department of Geology and Geophysics, University of Wyoming, Laramie, Wyoming, USA, 186 p.
- Carrillo-Chávez, A., Morton-Bermea, O., González-Partida, E., Rivas-Solórzano, H., Oesler, G., García-Meza, V., Hernández, E., Morales, P. & Cienfuegos, E. 2003. *Environmental geochemistry of the Guanajuato Mining District, Mexico*. *Ore Geology Reviews*, 23: 277-297.
- Carrillo, A. & Drever, J.I. 1998. *Adsorption of arsenic by natural aquifer material in the San Antonio El Triunfo mining area, Baja California, Mexico*. *Environmental Geology*, 35: 251-257.
- Carrillo, A. & Drever, J.I. 1998. *Environmental assessment of the potential for arsenic leaching into groundwater from mine wastes in Baja California Sur, Mexico*. *Geofísica Internacional*, 37: 35-39.
- Carrillo-Chávez, A., Drever, J.I. & Martínez, M. 2000. *Arsenic content and groundwater geochemistry of the San Antonio El Triunfo, Carrizal and Los Planes aquifers in southernmost Baja California, Mexico*. *Environmental Geology*, 39: 1295-1303.
- Carta geológico-minera San Antonio F12-B13 Baja California Sur, 1996. Secretaría de Economía.
- Casiot, C., Bruneel, O., Personné, J.C., Leblanc, M., Elbaz-Poulichet, F., 2004. *Arsenic oxidation and bioaccumulation by the acidophilic protozoan, Euglena mutabilis, in acid mine drainage (Carnoulès, France)*. *Science of the Total Environment*. 320 (2-3): 259-267.

- Castro de Esparza, M.L. y Wong de Medina, M., 1998. *Abatimiento de arsénico en aguas subterráneas para zonas rurales*. XXVI congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. AIDIS.
- Cebrián M. E.; Albores A.; García-Vargas G.; Del Razo L. M. 1994. *Chronic Arsenic Poisoning In Humans: The Case Of Mexico*. *Arsenic in the Environment*. Part II: Human Health and Ecosystem Effects. Pág.94-100, México
- CENICA. Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental. 2003. *Remediación de sitios contaminados por metales Provenientes de Jales Mineros en los Distritos de El Triunfo-San Antonio y Santa Rosalía, Baja California Sur*.
- Clark, R. B. 1984. *Mineralogy of the reare earth elements*. In: *Henderson, P. Rare earth element geochemistry*. Elsevier. Amsterdam. 510 p.
- Comisión Nacional del Agua (1999). *Identificación de zonas de riesgo en agua subterránea por presencia de arsénico y fluoruros*. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua.
- *Compañía Minera Pitalla, S. A. de C. V., 2011, Proyecto minero "San Antonio", Baja California Sur, México, 26 pp.*
- CONAGUA. 1999. *Estudio de la simulación hidrodinámica de los acuíferos de la Comarca Lagunera, Coahuila y Durango y de la Cuenca Alta del Río Aguanaval, Zac. Tomo 1: Acuífero de la Comarca Lagunera, Coahuila y Durango*. (Volume 1: Study on the Hydrodynamic Simulation of Comarca Lagunera Aquifer, Coahuila and Durango States). Comisión Nacional del Agua.
- CONAGUA. 2003. *Estudio de Caracterización de la Intrusión Salina en el acuífero de Los Planes, B.C.S.* Gerencia Regional de la Península de Baja California. Gerencia Estatal En Baja California Sur. Subdirección Técnica Comisión Nacional del Agua.276 pp
- CONAGUA. 2005. *Determinación de la Disponibilidad de Agua en el Acuífero Los Planes, Estado de Baja California Sur*.
- CONAGUA. 2004. *Mapa nacional de calidad del agua subterránea en términos de salinidad*. (National map on groundwater salinity). Comisión Nacional del Agua.
- CONAGUA & IMTA. 1992. *Estudio hidroquímico y isotópico del acuífero granular de la Comarca Lagunera* (Hydrochemical and Isotopic study for the Comarca Lagunera Aquifer). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- CONAGUA & JMAS-JUAREZ. 2000. *Prospección hidrogeológica e hidrogeoquímica en el bolsón de la Mesilla, Chihuahua, Zona de Conejos-Médanos* (Hydrogeological and Hydrogeochemical Exploration at the Mesilla Bolson, Conejos-Medanos Zone). Junta Municipal de Agua y Saneamiento de Juárez.
- Corkhill, C.L., Vaughan, D.J.,2009. Arsenopyrite oxidation – A review. *Applied Geochemistry*.
- CNA (1991) *Sinópsis Geohidrológica del estado de Baja California Sur*. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General de administración del agua - Gerencia de aguas subterráneas.
- CNA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA).1997. *Estudio hidrogeológico y simulación hidrodinámica del acuífero de San José de Los Planes*.
- Contreras Díaz F.J., Ortiz-Romero J.R. y Padilla M. 2000. Unidad Académica de Economía de la Universidad Autónoma de Zacatecas.
- Craw, D., Falconer, D. & Youngson, J. H., 2003. *Environmental arsenopyrite stability and dissolution: theory, experiment, and field observations*. *Chemical Geology*, Issue 199, pp. 71-82.

- Daikumar S.J., N. Chandrasekar, S. Kumar, S. Krishna & G.V. Rajamanickam, 2010. *Distribution of arsenic and mercury in subtropical coastal beachrock, Gulf of Mannar, India*. Journal of Earth System Science, 119:129-135.
- D'Ambrosio, C., 2005. *Evaluación y selección de tecnologías disponibles para remoción de arsénico*.
- Del Razo, L. M., Arellano, M. A. & Cebrián, M. E. 1990. *The oxidation states of arsenic in well water from a chronic arsenic area of northern Mexico*. *Environmental Pollution*, 64: 143-153.
- Del Razo, L.M., Hernández, J.L.,García-Vargas, G.G., Ostrosky-Wegman, P., Cortinas de Nava, C., Cebrián,M.E. 1994. *Urinary excretion of arsenic species in a human population chronically exposed to arsenic via drinking water*. A pilot study .In: Chappell,W.R.,Abernathy,C.O.,Cothorn.
- Del Rosal (2003). *Recarga Natural de la Cuenca de San Juan de Los Planes, B.C.S. México*. Tesis de la UABCS (Universidad Autónoma De Baja California Sur).
- Delegación SEMARNAT-BCS. 2001. *Sitios contaminados con residuos sólidos peligrosos de origen minero*. Informe presentado por la Delegación de la SEMARNAT en Baja California Sur a la Dirección General del CENICA. La Paz, BCS., enero de 2001.
- Diario Oficial de la Federación. 5 de diciembre de 2001. Acuerdo por el que se establece y da a conocer al público en general la denominación única de los acuíferos reconocidos en el territorio de los Estados Unidos Mexicanos, por la Comisión Nacional del Agua, y la homologación de los nombres de los acuíferos que fueron utilizados para la emisión de los títulos de concesión, asignación o permisos otorgados por este órgano desconcentrado.
- Díaz-Barriga, F., Santos, M. A., Mejía, J. D., Batres, L., Yáñez, L., Carrizales, L., Vera, E., Del Razo, L. M. & Cebrián, M. E. 1997. *Arsenic and cadmium exposure in children living near a smelter complex in San Luis Potosí, Mexico*. *Environmental Research*, 62: 242-250.
- Diels, L., Bastiaens, L., O'Hannessin, S., Cortina, J.L., Alvarez, P.J., Ebert, M., Schad, H., 2003. *Permeable reactive barriers: a multidisciplinary approach of a new sustainable groundwater technology*, *Contaminated Soils*. págs. 123-132.
- Dold, B.,2002, *Basic concepts of environmental geochemistry of sulfide mine waste*, curso de posgrado, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Domenico, P. A. y F. W. Schwartz., 1998.- *Physical and chemical hydrogeology*. Wiley, 502 pp.
- Edmunds, W.M., Cook, J.M., Kinniburgh, D.G., Miles, D.L., Trafford, J.M. 1989. *Trace-element. Occurrence in British. Groundwaters*. Res.Report, British Geological Survey, Keyworth.
- Elías Medina. 23 de Julio de 2013. Periódico El Sudcaliforniano. Cancela CONAGUA la instalación de planta de tratamiento de vital líquido en El Triunfo y San Antonio.
- EPA U.S. Environmental Protection Agency. (July,1988). *Special Report on Ingested Inorganic Arsenic. Skin Cancer; Nutritional Essentiality*. EPA/625/387/013 U.S. Environment Protection Agency Risk Assessment Forum. Washington, D.C.
- EPA, *Arsenic Treatment Technologies for Soil, Waste, and Water*. EPA-542-R-02-004 and Emergency Response September, 2002.
http://www.epa.gov/tio/download/remed/542r02004/arsenic_report.pdf
- EPA, *Treatment Technologies for Arsenic Removal-National Risk Management Research Laboratory Cincinnati OH 45268* EPA/600/S-05/006. 2005.
<http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/600s05006/600s05006.pdf>

- EPA, *List of Drinking Water Contaminants and MCLs*. Environmental Protection Agency. 2006. <http://www.epa.gov/safewater/arsenic/index.html>.
- Espino-Ortega, V., 2014, *Afectación de suelos y sedimentos por la dispersión de los residuos mineros históricos del distrito minero San Antonio-El Triunfo, Baja California Sur*. México, México D.F., Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Tesis de Licenciatura.
- *Estudio sobre Arsénico en La Cuenca de Los Planes*. Mayo de 2010. Muestreo de 80 pozos en la Cuenca de Los Planes. Sociedad de Historia Natural A.C. y Guardianes del Agua A.C.
- Fergusson J.E., 1990. *The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*. Pergamon Press, Oxford (UK).
- Fernández-Turiel, J.L.; Galindo, G.; Parada, M.A.; Gimeno, D.; García-Vallés, M. y Saavedra, J., 2005. *Estado actual del conocimiento sobre el arsénico en el agua de Argentina y Chile: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea – IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río cuarto, 25-28 de Octubre. Argentina. Págs. 1-22.
- Ferrari, L., 2000, *Avances de la geología Mexicana en la última década*.- Boletín de la Sociedad geológica mexicana, A. C., Tomo LIII, no. 1(número especial). México, D. F.
- Fetter, C.W., 1993. *Contaminant Hydrogeology*. Second Edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, 500 p.
- Fowler, B.A. 1977. *Toxicology of environmental arsenic*. In: Toxicology of Trace Elements. (R.A., Goyer; M.A., Mahlman (eds)), Halsted, London. 79-122.
- Galvan, I., & G. Corey, 1987. *Arsénico: Organización Panamericana de la Salud*, Metepec, México.
- Galvão, L., et al., 1987. Serie Vigilancia 3 – *Arsénico*. Centro Panamericano de Ecología Humana / Organización Panamericana de la Salud / organización mundial de la Salud . Brasil.
- Gálvez, V., 1922, *Exploración en la península de Baja California*, Instituto Geológico de México, Boletín Núm. 39, 108 pp.
- García-Sánchez, A. and Alvarez-Ayuso, E. 2003. *Arsenic in soils and waters and its relation to geology and mining activities (Salamanca Province, Spain)*. Journal of Geochemical Exploration, 80, 69-79.
- Gastil, R.G., Phillips, R.P., Allison, E.C., 1975, *Reconnaissance geology of the State of Baja California*: Geological Society of America Memoir 14, p. 170.
- Gastil, R.G., Krummenacher D., Doupont, J., Bushee J., Wallace J., Barthelmy, D., 1979. *La zona batolítica del sur de California y el occidente de México*: Boletín Sociedad Geológica Mexicana 37, 84–90.
- Ghurye, G. y Clifford, D., 2001. *Laboratory study on the oxidation of arsenic III to Arsenic V*. National Risk Management Research Laboratory. Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268. University of Houston. Houston.
- Goldberg, S., Glaubig, R.A. 1988. *Anion sorption on a calcareous, montmorillonitic soil-arsenic*. Soil Sci. Soc. Am. J., 52,1297-1300.
- Goldschmidt, V. M. 1958. *Geochemistry*. Oxford. University Press. 730 p.
- González, A. G. 1995. *Información general sobre la existencia de jales y terreros en el distrito El Triunfo–San Antonio*. Consejo de Recursos Minerales, La Paz, BCS.
- González-Chávez M.C. 2005. *Recuperación de suelos contaminados con metales pesados utilizando plantas y microorganismos rizoféricos*. Terra Latinoamerica 23:29-37

- González-Partida, E., Hinojosa, T.E. & Verma, M.P. 2001. *Interacción agua geotérmica-manantiales en el campo geo-térmico de Los Humeros, Puebla, México.* (Geothermal water-spring water interaction at Los Humeros geothermal field, Puebla, Mexico). *Ingeniería Hidráulica en México*, XVI: 185-194.
- Gulens, J., Champ, D.R., Jackson, R.E.1979. *Influence of redox environments on the mobility of arsenic in ground water.* In: Jenne, E.A.(Ed.),*Chemical Modelling in Aqueous Systems.* American Chemical Society, pp.81 .95.
- Gutiérrez-Ruiz, M., Romero, Francisco M., González-Hernández, Galia, 2007, *Suelos y sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos en la zona minera de Santa Bárbara, Chihuahua, México:* *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 24(2), pp. 170-184.
- Heim A., 1922. *Notes on the Tertiary of Southern Lower California.* *Geology Magmatic* 59, 529,-547.
- Henke, Kevin. *Arsenic Enviromental Chemistry, Health Threats and Waste Treatment.* Wiley. 2009. Pags. 15,40,45,310.
- Hernández-Acosta E., Mondragón-Romero E., Cristobal-Acevedo D., Rubiños-Panta J.E. y Robledo-Santoyo. 2009. *Vegetación, residuos de mina y elementos potencialmente tóxicos de un jal de Pachuca, Hidalgo, México.* *Revista Chapingo Serie Forestal y del Ambiente.* 109-14.
- IARC Monograph Volume 100. 2011, *A review of human carcinogens—Part C: metals, arsenic, dusts, and fibers.*
- INEGI (1983) *Cartas Geológicas impresas F12-3-5-6 G1210-11 del estado de Baja California Sur, escala 1:250,000.* Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Edición año 1983.
- INEGI-BCS. 2002. Información geográfica de Baja California Sur. Aspectos geográficos de Baja California Sur en la página Web del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Johnson R.H., Blowes, D.W., Robertson, W.D., and Jambor, J.L., 2000, *The hydrogeochemistry of the Nickel Rim mine tailing impoundment, Sudbury, Ontario:* *J. Contam Hydrol.* 41 (1-2). 49-80
- Konstantitno, C. M.; Dibyendu, S. y Rupali, D., 2006. *Evaluating a drinking wáter waste by product as a novel sorbent for arsenic.* *Chemosphere*, págs.. 730-741.
- Langmuir, D.1997. *Aqueous Environmental Geochemistry.* Prentice Hall, 600 pp.
- Lillo J., 2003. *Peligros geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas.* Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnológicas. Madrid, España.
- Lin Z., 1997. *Mobilization and retention of heavy metals in mill-tailings from Garpenberg sulfi de mines, Sweden.* *Science of the Total Environment* 198, 13-31.
- López-Yee, L., 1995. *Condiciones geohidrológicas del Valle de los Planes, B.C.S., México, La Paz, BCS:* s.n.
- Lozano-Romen, F., 1975, *Evaluación petrolífera de la Península de Baja California, México:* *Boletín de la Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros*, 27(4-6), 106-329.
- Magdaleno – Rico, C. A., 2014, *Peligrosidad de los residuos mineros históricos del Distrito Minero San Antonio-El Triunfo en la Paz Baja California Sur y evaluación de generación de drenaje ácido a través de pruebas estáticas.* México, D. F., México, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Tesis de Licenciatura.

- Malik, A. H.; Khan, Z. M.; Mahmood, Q.; Nasreen, S.; y Bhatti, Z.A., 2009. *Perspectives of low cost arsenic remediation of drinking water in Pakistan and other countries*. Journal of Hazardous Materials 168 (1). Págs. 1-12.
- Martínez-Flores, A. 1998. *Contenido de arsénico en el agua subterránea de la zona minera de San Antonio, B. C. S. México: relación de los yacimientos minerales y obras mineras*. Tesis Licenciatura. U.A.B.C.S. La Paz, B. C. S. México. 63 p.
- Matschullat, J.; Borba, R.P.; Deschamps, E.; Figueiredo, B.R.; Gabrio, T.; Schwenk, M. *Human and environmental contamination in the Iron Quadrangle, Brazil*. Applied Geochemistry, 2000, v. 15 (2), pags. 181 – 190.
- Mina F., 1957. *Bosquejo geológico del territorio sur de la Baja California*: Boletín de la Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros 9, 139-269.
- Miranda-Avilés, R., 1992, *Estudio geológico a detalle del área San Joaquín-La Gobernadora, Baja California Sur, México*. Tesis profesional, Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz. 96 p.
- Moncour, M.C., C.J. Ptacek, D. W. Blowes and J.L. Jambor, 2005, *Release, Transport and Attenuation of Metals From and Old Tailings Impoundment*, Applied Geochemistry, Vol. 20, num. 3, pp. 639-659.
- Morales Montaña, M., Castillo Gurrola, J., 2000. *Generalidades de los Métodos Geofísicos Aplicados a la Geohidrología*. Quinto Seminario de Acuíferos Costeros de Sonora. Hermosillo, Sonora. México.
- Naranjo-Pulido, A., H. Romero-Schmidt, L. Mendez-Rodríguez, B. Acosta-Vargas & A. Ortega-Rubio, 2002. *Soil arsenic contamination in the Cape Region, B.C.S., Mexico*. *Journal of Environmental Biology*, 23(4):347-352.
- Naranjo, A., 2004. *Estudio de la contaminación por arsénico en agua, suelo y plantas de la Región Del Cabo en Baja California Sur, México*. Tesis de Maestro en Ciencias en Ecología y Ciencias Ambientales. Universidad Autónoma de México. 84 p.
- Nava Sánchez, E. H., 1992. *Sedimentología de la Cuenca San Juan de Los Planes, Baja California Sur, México*. Tesis de Maestro en Ciencias, CICIMAR IPN, 178 p.
- Nesbitt, H.W., Muir, I.J., Pratt, A.R., 1991 Oxidation of arsenopyrite by air and air-saturated, distilled water and implications for mechanisms of oxidation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 59, p.1773–1786
- Niparajá y Guardianes del Agua, 2013. *Defendiendo La Sierra*. [En línea] Available at: http://www.defiendelasierra.org/MIN_PYTS/Caso_SAA_TF_L.pdf
- NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites Permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización, Diario Oficial, México.
- NOM-127-SSA-2000. Salud Ambiental. *Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que se debe someterse el agua para su potabilización*.
- Nriagu J.O., 1988. *A silent epidemic of environmental metal poisoning*: Environmental Pollution 50, 139-161.
- Nriagu, J.O., Pacyna, J.M., 1988. *Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water, and soils by trace metals*. Nature, 333, 134-139.
- Nriagu, J.O., Bhattacharya, P., Mukherjee, J., Bundschuh, R., Zevenhoven, R., Loeppert, R.H. *Arsenic in soil and groundwater: an overview* en Arsenic in Soil and Groundwater Environment Biogeochemical Interactions Health Effects and Remediation. Elsevier. Amsterdam, 2007.

- Ongley, L., 2001 *Arsenic removal from contaminated water by the Soyatal Formation, Zimapán Mining District, Mexico – a potential low-cost low-tech remediation system*, Geochemistry Exploration, Environment Analysis.
- Ongley, L.K., Sherman, L., Armienta, A., Concilio A., Ferguson Salinas, C., 2007. *Arsenic in the soils of Zimapán, Mexico*. Environ. Pollut. págs. 793-799.
- Ortega Gutiérrez, F., 1982. *Evolución magmática y metamórfica del complejo cristalino de La Paz, Baja California Sur*. Soc. Geol. Mex. Resúmenes VI convención, 90 p.
- Ortiz, D., Castro, L., Turrubiartes, F., Milan, J., Díaz-Barriga, F., 1998, Assessment of exposure to fluoride from drinking water in Durango, México, using a geographic information system: Fluoride, 31(4), 183–187.
- Ospina, J., 2010. Mineralogía del proceso de oxidación bacteriana de la arsenopirita y pirita. Tesis magíster en Ingeniería – Área Materiales y Procesos, Universidad Nacional de Colombia (Medellín).
- Oyarzun, R., Lillo, J., Higuera, P., Oyarzún, J., Maturana, H., 2004. *Strong arsenic enrichment in sediments from the Elqui watershed, northern Chile: industrial (gold mining at El Indio-Tambo district) versus geologic processes*. J. Geochem. Explor. In press.
- Pantoja-Alor, J., Carrillo-Bravo, J., 1966, *Bosquejo geológico de la región de Santiago-San José del Cabo Baja California*: Boletín de la Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros, 18(1-2), 1-12.
- Pérez Briceño, A., 2009. *Elaboración de un modelo hidrogeológico de la Cuenca San Juan de Los Planes, B.C.S., mediante el uso de un sistema de información geográfica (SIG) y un modelo digital de elevación (MDE)*. Tesis de Licenciatura en Geología. Universidad Autónoma de Baja California Sur, 132 p.
- Plant, J. A., D. G. Kinniburgh, P. L. Smedley, F. M. Fordyce and B. A. Klinck. 2003. *Arsenic and selenium*. 17-66. In: Treatise on Geochemistry. Environmental Geochemistry. Eds. H. D. Holland and K. K. Turekian. Vol. 9. Environmental Geochemistry. Elsevier-Pergamon. Oxford. 630 p.
- Plant, J.A., Kinniburgh, D.G., Smedley, P.L., Fordyce, F.M., Klinck, B.A., 2004. *Arsenic and selenium*. En: Lollar, B.S., Holland, H.D., Turekian, K.K. (eds): Treatise on geochemistry. Elsevier Ltd., San Diego, CA, EE.UU. págs. 17-66.
- Posada-Ayala, I.H. 2011. *Geoquímica ambiental del distrito minero San Antonio, sedimentos de Los Arroyos de la Cuenca de San Juan de los Planes y Plataforma Continental de Bahía La Ventana, BCS. México. Tesis de Maestría*. Instituto Politécnico Nacional (IPN)-Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR). 211 pp
- Ravenscroft, Peter., Brammer, Hugh., Richards Keith. *Arsenic Pollution A Global Synthesis*. Wiley-Blackwell. First Edition. 2009. Pags. 8-10, 28, 422.
- Reyes, S. A. M., (1997), *Microscopía Electrónica y Microanálisis a la Solución de Problemas Geoquímicos*. VII Congreso Nacional de Geoquímica, Instituto de Geología, UNAM.
- Robertson, F.N. 1989. *Arsenic in groundwater under oxidizing conditions, south-west United States*. *Environmental Geochemistry and Health*, 11: 171-185.

- Romero F.M., Armienta M.A., Gutierrez M.E. Villaseñor G., 2008. *Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el impacto ambiental de los jales mineros*. Revista Internacional de Contaminación Ambiental 24, 43-54.
- Romero-Guadarrama, J.A., A.J. Marmolejo-Rodríguez, M.A. Sánchez-Martínez, A. Sánchez-González & V.R. Magallanes-Ordóñez, 2010. *Mercury in sediments from a drainage catchment basin of the Au mining district of El Triunfo, B.C.S., Mexico*.
- Roussel C., Bril H., Fernandez A., 2000, *Arsenic speciation: Involvement in evaluation of environmental impact caused by mine wastes*: Journal of Environmental Quality 29, 182-188.
- Salomons, W. & U. Förstner, 1984. *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag, Berlin, 349 p.
- Sarabia, M.F., 1989, Contenido de fluoruros en el agua de consumo y sus efectos en el tejido dental, San Luis Potosí, México: México, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Tesis de Maestría, 187 pp.
- Schaaf, P., Böhnell, H. & Pérez-Venzor, J. A., 2000. *Pre-Miocene palaeogeography of the Los Cabos Block, Baja California Sur: geochronological and paleomagnetic constraints*. *Tectonophysics*, Volumen 318, pp. 53-69.
- Scheiber, M.E., Simo, J.A., Freiberg, P.G. *Stratigraphic and geochemical control on naturally occurring arsenic in groundwater, eastern Wisconsin*. Hydrogeology Journal. 2000. Vol.8. Págs. 161-176.
- Schlesinger, H. W. 1997. *Biogeochemistry*. An analysis of global change. Academic Press. San Diego, California. 588 p.
- Schlumberger Water Services, 2010. Fase 1- Delimitación y caracterización de recursos de agua, proyecto San Antonio, Baja California Sur, México, Tucson: s.n.
- Schlumberger Water Services, 2012. Preliminary Results of Groundwater Modeling of Potential Impacts (Technical Memorandum), Tucson: s.n.
- Secretaría de Salud (Ministry of Health). 2000. *Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1- 1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. (Modification to Official Standard NOM-127-SSA1-1994, Environmental health. Water for human use and consumption. Water quality limits and treatments for water potabilization). Diario Oficial de la Federación (Official Journal of Mexico). November 22.
- Sepúlveda S. R. (2009). *El arsénico en la contaminación de aguas subterráneas*. Ciencia UANL, XII(3), 239-244
- Servicio Geológico Mexicano, 1996. *Carta Geológico-Minera San Antonio F12-B13*, Pachuca: Secretaría de Economía
- Servicio Geológico Mexicano, 1999. Monografía Geológica-Minera del Estado de Baja California Sur.
- Servicio Geológico Mexicano (SGM), 2000, Carta Geológico-Minera, San Juan de Los Planes F12-B14, escala 1:50,000: Pachuca, Hidalgo, México, 1 mapa con texto.
- Shumilin, E., E. Nava-Sánchez, D. Sapozhnikov, S. Kalmykov and L. Gódinez-Orta. 1999. *Sedimentary records of recent environmental conditions along the eastern coast of the Baja California Peninsula, México*. 10th Symposium on Global Change studies. 10-15 Jan. Dallas, Texas. 69-72.
- Smedley, P.L. 2003. *Arsenic occurrence in Mexican groundwater: towards a better understanding and mitigation*. Report OMM/PROMA No. 17 for the World Meteorological Organisation & CONAGUA.

- Smedley, P.L., Edmunds, W.M., Pelig-Ba, K.B., 1996. *Mobility of arsenic in groundwater in the Obuasi area of Ghana*. In: Appleton, J.D., Fuge, R., McCall, G. J.H. (Eds.). *Environ. Geochem. and Health, Geol.Soc.Spec.Publ. 113*. Geological Society, London, pp.163-181.
- 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.
- Soto, P., Lara, F. Portillo, L., Cianca, A. 2004. An overview of arsenic's groundwater occurrence in México, enXXXIII International Groundwater Congress of the International Association of Hydrogeologists (IAH), Zacatecas, México.
- Tamayo, J. 1962. *Geografía general de México*. 2ª. Edición: Tomo II, Geografía Física. Instituto Mexicano de Investigaciones Económicas. 648 pp.
- Técnicas Modernas de la Ingeniería, S. A. 1977. Informe final del Estudio Geohidrológico del valle de San Juan de los Planes, en el estado de Baja California Sur, para la Subdirección de Geohidrología y de Zonas Áridas SARH.
- Todd, D., L. Mays., 2005. *Groundwater Hydrology*. Wiley.
- Vega Gleason, Sylvia. 2001. *Riesgo sanitario ambiental por la presencia de arsénico y fluoruros en los acuíferos de México*. Comisión Nacional del Agua, Gerencia del Saneamiento y Calidad del Agua, México D.F.
- Volke-Sepúlveda T., Solórzano Ochoa G., Rosas Domínguez A., Izumikawa C., Encarnación Aguilar G., Velasco Trejo J., Flores Martínez S. 2003. *Remediación de sitios contaminados por metales provenientes de jales mineros en los distritos de El Triunfo-San Antonio y Santa Rosalía, Baja California Sur. Reporte técnico del Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental CENICA*. México.
- WHO, 1993. *Guidelines for drinking-water quality*. Volume 1: Recommendations, 2nd ed. World Health Organisation, Geneva.
- WHO, 2001. *Environmental Health Criteria 224: Arsenic compounds* 2nd edition. World Health Organization, Geneva.
- Williams, M., 2001. *Arsenic in mine waters: an international study*. *Environmental Geology* 40, pags. 267-278.
- Wyatt, C.J., Fimbres, C., Romo, L., Mendez, R.O. & Grijalva, M. 1998. *Incidence of heavy metal contamination in water supplies in Northern Mexico*. *Environmental Research*, 76: 114-119.
- Yan X., P., Kerrich, R., Hendry M.J., 2000. *Distribution of arsenic (III), arsenic (V) and total inorganic arsenic in pore-waters from a thick till and clay-rich aquitard sequence, Saskatchewan, Canada*. *Geochemica et Cosmochimica Acta* 64, 2637-2648.
- Younger, P.L., Banwart, S.A., Hedin, R.S., 2002. *Minewater: Hydrology Pollution and Remediation*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda.

8. Apéndice

8.1. Resultados de exactitud del análisis mediante Fluorescencia de Rayos X.

Tabla 8.1. Exactitud de los análisis con Montana 2710a como material de referencia.

Muestra	As	Fe	Mn	Ti	S	Zn
Montana 2710 a	1557.08	43180.17	2192.97	2842.69	62673.88	4170.02
Montana 2710 a	1607.57	43538.5	2138.73	2791.71	72838.23	4066.59
montana 2710 a	1547.02	43621.93	2145.61	2715.69	75834.28	4064.29
montana 2710 a	1461.59	42477.37	1945.4	2771.66	72786.91	4064.25
Montana 2710 a	1489.24	43631.29	2314.94	2823.39	62675	4216.18
Montana 2710 a	1456.06	44497.41	2216.96	3004.51	79146.45	4306.35
Montana 2710 a	1463.38	44470.06	2023.36	2702.1	62216.19	4127.86
Montana 2710 a	1490.7	44012.18	2233.25	2761.72	71523.02	4101.18
Montana 2710 a	1512.19	42684.12	1899.7	2566.61	55603.94	4067.72
Montana 2710 a	1538.33	44063.3	2305.73	2747.31	58182.22	3983.71
Montana 2710 a	1542.08	45190.58	2143.23	2794.77	61166.55	4157.08
Montana 2710 a	1452.31	43661.81	2346.36	3022.16	69765.96	3946.16
Montana 2710 a	1522.56	43133.5	1986.61	2814.15	84493.27	4060.97
Montana 2710 a	1484.07	45850.31	2246.78	2607.44	73346.03	4297.91
Montana 2710 a	1477.8	44015.75	2125.03	2883.15	63199.58	4167.01
Promedio valor determinado (mg/Kg)	1,506.80	43,868.55	2,150.98	2,789.94	68,363.43	4,119.82
Valor certificado (mg/Kg)	1540	43200	2140	3110	No disponible	4180
Exactitud (%)	97.84	101.55	100.51	89.71	No disponible	98.56

Tabla 8.2 Exactitud de los análisis con Till-4 como material de referencia.
 <LD: Debajo del límite de detección instrumental.

Muestra	As	Fe	Mn	Ti	S	Zn
Till-4	108.24	34463.91	398.66	4353.91	< LD	72.39
Till-4	97.78	33669.67	329.03	4603.3	< LD	63.14
Till-4	106.23	35176.85	375.71	4086	< LD	74.3
Till-4	114.96	35047.45	472.69	4325.54	< LD	55.82
Till-4	95.89	33286.07	394.78	4336.24	< LD	57.9
Till-4	93.64	34042.85	387.4	4211.89	< LD	57.82
Till-4	115.89	33907.41	326.08	4239.37	25807.89	65.13
Till-4	101.11	34260.37	475.09	4303.31	< LD	41.66
Till-4	112.46	33742.38	460.87	4218.83	< LD	50.07
Till-4	103.94	33758.24	440.58	4181.59	25115.61	71.01
Till-4	112.4	34107.99	356.58	4439.53	< LD	57.94
Till-4	115.85	35691.52	397.55	4370.48	< LD	51.12
Till-4	116.27	34149.67	451.35	4278.49	< LD	52.1
Till-4	115.73	33922.76	360.4	3996.33	< LD	70.81
Till-4	113.27	34896.79	523.65	4447.89	< LD	58.39
Promedio valor determinado (mg/Kg)	108.24	34,274.93	410.03	4,292.85	25,461.75	59.97
Valor certificado (mg/Kg)	111	39700	490	4840	No Disponible	70.00
Exactitud (%)	97.52	86.33	83.68	88.70	No Disponible	85.68

8.2. Resultados de precisión del análisis mediante Fluorescencia de Rayos X.

Tabla 8.3 Precisión en los análisis de FRX. M: Media de la concentración (mg/kg), SD: Desviación estándar, CV: Coeficiente de Variación (%), <LD: Por debajo del límite de detección instrumental, N/A: No aplica.

Muestra	As			Fe			Mn			Ti			S			Zn		
	M	SD	CV	M	SD	CV	M	SD	CV	M	SD	CV	M	SD	CV	M	SD	CV
07-PLRC-66 0-34.14	57	4	7	27689	5320	19	431	49	11	3944	393	10	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
07-PLRC-66 34.14-40.23	1323	185	14	43029	10327	24	<L.D.	<L.D.	N/A	740	163	22	23023	2417	11	<L.D.	<L.D.	N/A
07-PLRC-66 40.23-52.43	320	16	5	47413	948	2	754	59	8	3061	92	3	<L.D.	<L.D.	N/A	179	29	16
07-PLRC-66 52.43-60.05	362	33	9	45711	2742	6	<L.D.	<L.D.	N/A	2378	167	7	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
07-PLRC-66 60.05-79.86	116	7	6	53090	1572	3	805	67	8	4954	165	3	<L.D.	<L.D.	N/A	87	6	6
07-PLRC-66 79.86-108.81	167	17	10	45853	3462	8	601	22	4	4505	143	3	<L.D.	<L.D.	N/A	77	14	19
07-PLRC-66 108.81-125.58	62	8	13	43110	2991	7	655	30	5	4831	200	4	<L.D.	<L.D.	N/A	75	11	15
07-PLRC-66 125.58-146.91	147	21	14	51147	4194	8	570	60	11	4404	110	2	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
07-PLRC-66 146.91-213.97	<L.D.	<L.D.	N/A	32133	1720	5	478	63	13	4095	521	13	<L.D.	<L.D.	N/A	55	11	20
10-PLCR-171 0-26.52	41	7	17	37048	1734	5	631	38	6	4185	279	7	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
10-PLCR-171 26.52-31.09	229	21	9	70404	1583	2	743	54	7	3439	283	8	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
10-PLCR-171 31.09-63.09	50	9	18	45511	1662	4	797	41	5	4079	96	2	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
10-PLCR-171 63.09-67.67	188	14	7	51803	1762	3	663	75	11	3799	93	2	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
10-PLCR-171 67.67-96.62	37	8	20	44476	2225	5	680	59	9	4073	158	4	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
10-PLCR-171 96.62-110.34	1515	194	13	57458	3531	6	589	53	9	3801	388	10	37319	1385	4	<L.D.	<L.D.	N/A
10-PLCR-171 110.34-171.30	<L.D.	<L.D.	N/A	45590	1792	4	635	77	12	4724	210	4	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
11-VWP-1 0-110.34	46	4	10	39133	2708	7	765	90	12	3357	133	4	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
11-VWP-1 110.34-162.15	9106	294	3	65664	4339	7	<L.D.	<L.D.	N/A	3297	293	9	40265	3857	10	<L.D.	<L.D.	N/A
11-VWP-1 162.15-169.77	<L.D.	<L.D.	N/A	54447	2493	5	<L.D.	<L.D.	N/A	4181	210	5	30948	3451	11	<L.D.	<L.D.	N/A
11-VWP-1 169.77-189.59	2565	176	7	60031	2736	5	<L.D.	<L.D.	N/A	4697	364	8	28728	3775	13	<L.D.	<L.D.	N/A
11-VWP-1 189.59-242.93	<L.D.	<L.D.	N/A	44615	4773	11	646	140	22	4156	227	5	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
07-plrc-41 0-105.77	60	10	16	30402	2240	7	452	47	10	3494	158	5	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
07-plrc-41 105.77-110.34	218	14	6	32252	3412	11	396	75	19	3312	335	10	24805	1622	7	<L.D.	<L.D.	N/A
07-plrc-41 110.34-128.63	<L.D.	<L.D.	N/A	39369	964	2	515	36	7	3882	150	4	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
07-plrc-41 128.63-180.44	7216	1124	16	50855	2254	4	<L.D.	<L.D.	N/A	3222	220	7	21800	2662	12	<L.D.	<L.D.	N/A
07-plrc-41 180.44-201.78	77	8	11	28016	2521	9	404	71	18	2919	639	22	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08plrc-89 0-47.85	56	3	5	40499	1955	5	837	57	7	3842	313	8	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08plrc-89 47.86-61.57	854	82	10	47708	2091	4	670	78	12	3731	480	13	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08-plrc-89 61.57-239.87	<L.D.	<L.D.	N/A	39478	2820	7	621	47	8	4108	220	5	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08-plrc-89 239.87-245.97	5417	468	9	43909	2863	7	479	56	12	3951	214	5	1953	195.3	10	<L.D.	<L.D.	N/A
08-plrc-89 245.97-306.93	272	54	20	35302	2621	7	382	26	7	4388	375	9	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08-plrc-89 306.93-332.84	741	141	19	38322	3452	9	<L.D.	<L.D.	N/A	4126	506	12	39791	4297	11	<L.D.	<L.D.	N/A
08-plrc-89 332.84-367.89	357	79	22	18716	2655	14	<L.D.	<L.D.	N/A	2548	673	26	22183	570	3	<L.D.	<L.D.	N/A
07-PLRC-10 m1 7.92-102.41	62	7	12	47295	4723	10	811	40	5	4811	202	4	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
07-PLRC-10 m2 7.92-174.04	<L.D.	<L.D.	N/A	46819	1316	3	656	81	12	4531	186	4	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
07-PLRC-10 174.04-186.23	784	49	6	56493	3481	6	734	126	17	3854	247	6	28555	2850	10	<L.D.	<L.D.	N/A
07-PLRC-10 186.23-215.80	89	10	11	38319	3527	9	<L.D.	<L.D.	N/A	3962	925	23	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
07-PLRC-10 215.8-227.99	<L.D.	<L.D.	N/A	39379	4481	11	<L.D.	<L.D.	N/A	4124	203	5	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
07-PLRC-10 227.99-235.61	<L.D.	<L.D.	N/A	36538	3871	11	<L.D.	<L.D.	N/A	3607	440	12	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
07-PLRC-10 235.61-256.95	717	122	17	41579	2748	7	<L.D.	<L.D.	N/A	4084	190	5	35985	5290	15	<L.D.	<L.D.	N/A
07-PLRC-10 356.95-310.9	110	10	9	28017	4143	15	<L.D.	<L.D.	N/A	3979	537	13	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08-PLRC-80 m1 0-96.62	<L.D.	<L.D.	N/A	44881	6437	14	876	148	17	4335	214	5	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08-PLRC-80 m2 96.62-183.49	<L.D.	<L.D.	N/A	39095	5257	13	567	98	17	4490	184	4	<L.D.	<L.D.	N/A	39	6	16

08-PLRC-80 183.49-220.07	232	39	17	21386	574	3	<L.D.	<L.D.	N/A	4033	254	6	26981	3054	11	34	11	32
08-PLRC-80 220.07-315.47	<L.D.	<L.D.	N/A	21437	1826	9	<L.D.	<L.D.	N/A	3197	344	11	<L.D.	<L.D.	N/A	78	8	10
08-PLRC-80 315.47-324.61	184	24	13	14834	2320	16	<L.D.	<L.D.	N/A	1861	192	10	<L.D.	<L.D.	N/A	56	8	13
08-PLRC-80 324.61-347.47	<L.D.	<L.D.	N/A	15494	1764	11	347	28	8	1631	461	28	<L.D.	<L.D.	N/A	27	6	20
08-PLRC-103 0-25.3	52	5	10	39830	2180	5	841	71	8	4199	576	14	<L.D.	<L.D.	N/A	114	21	18
08-PLRC-103 25.3-63.4	614	78	13	63468	6649	10	627	94	15	3760	269	7	<L.D.	<L.D.	N/A	75	16	21
08-PLRC-103 63.4-74.07	158	17	11	52752	1415	3	610	52	8	4156	132	3	27552	3896	14	59	17	28
08-PLRC-103 74.07-116.73	18948	1177	6	98135	3636	4	<L.D.	<L.D.	N/A	3046	150	5	44690	7946	18	128	12	9
08-PLRC-103 116.74-136.55	178	21	12	65614	3904	6	<L.D.	<L.D.	N/A	4006	255	6	40141	4893	12	96	14	14
08-PLRC-103 136.55-188.37	11744	1555	13	83449	3348	4	<L.D.	<L.D.	N/A	3668	198	5	52957	5041	10	113	21	18
08-PLRC-103 188.37-220.37	390	27	7	48774	4219	9	525	62	12	4218	390	9	28803	3122	11	73	9	12
07-PLRC-37 m1 0-114.91	<L.D.	<L.D.	N/A	21325	3694	17	352	61	17	3110	263	8	<L.D.	<L.D.	N/A	44	6	14
07-PLRC-37 114.91-159.11	1332	174	13	24155	1744	7	440	59	13	2910	146	5	27040	3066	11	56	9	16
07-PLRC-37 159.11-165.2	<L.D.	<L.D.	N/A	50953	3798	7	<L.D.	<L.D.	N/A	3856	365	9	<L.D.	<L.D.	N/A	86	13	15
11-VWP-3A 0-113.39	578	69	12	42781	3509	8	<L.D.	<L.D.	N/A	3920	72	2	<L.D.	<L.D.	N/A	39	6	15
11-VWP-3A 113.39-157.58	4177	566	14	43928	6342	14	639	84	13	3490	931	27	31136	3932	13	62	11	17
11-VWP-3A 157.58-171.3	104	9	9	57119	1616	3	<L.D.	<L.D.	N/A	2788	150	5	23270	2038	9	44	10	22
11-VWP-3A 171.3-181.97	488	46	9	47394	2422	5	<L.D.	<L.D.	N/A	3845	158	4	<L.D.	<L.D.	N/A	45	7	15
11-VWP-3A 181.97-276.45	200	16	8	54505	5028	9	<L.D.	<L.D.	N/A	3536	515	15	<L.D.	<L.D.	N/A	37	7	18
07-PLRC-28 0-58.16	<L.D.	<L.D.	N/A	31022	4343	14	413	57	14	3306	336	10	<L.D.	<L.D.	N/A	30	6	21
07-PLRC-28 58.16-71.84	180	23	13	22224	3597	16	<L.D.	<L.D.	N/A	3406	1051	31	<L.D.	<L.D.	N/A	39	8	20
07-PLRC-28 71.84-84	122	11	9	43740	2193	5	783	94	12	2757	137	5	<L.D.	<L.D.	N/A	45	6	13
07-PLRC-28 84-117.44	1635	98	6	41850	1009	2	750	92	12	3495	243	7	30731	3768	12	28	5	17
07-PLRC-28 117.44-152.4	<L.D.	<L.D.	N/A	60901	6808	11	<L.D.	<L.D.	N/A	3849	647	17	<L.D.	<L.D.	N/A	44	11	25
08-PLRC-149 0-17.37	99	16	16	42601	4204	10	648	67	10	3839	573	15	43579	1970	5	46	8	17
08-PLRC-149 17.37-32.61	134	16	12	32992	2022	6	544	65	12	3412	195	6	<L.D.	<L.D.	N/A	42	9	22
08-PLRC-149 32.61-50.9	431	49	11	45716	1702	4	736	63	9	4148	438	11	<L.D.	<L.D.	N/A	57	9	15
08-PLRC-149 50.9-72.24	3080	122	4	49351	1517	3	542	31	6	3898	216	6	<L.D.	<L.D.	N/A	45	9	20
08-PLRC-149 72.24-98.15	408	15	4	76686	5354	7	<L.D.	<L.D.	N/A	4044	195	5	30955	5129	17	48	5	11
08-PLRC-165 0-81A	640	68	11	61734	990	2	<L.D.	<L.D.	N/A	4975	418	8	<L.D.	<L.D.	N/A	64	6	10
08-PLRC-165 0-81B	233	34	14	52107	2974	6	628	28	5	2821	222	8	<L.D.	<L.D.	N/A	173	22	13
08-PLRC-165 81-138	1086	144	13	48745	2675	5	617	67	11	3418	220	6	<L.D.	<L.D.	N/A	68	10	15
08-PLRC-165 138-fin	117	6	5	58546	3825	7	470	27	6	3296	182	6	<L.D.	<L.D.	N/A	44	8	17
10-PLRC-202 m1 0-177.39	<L.D.	<L.D.	N/A	44027	2323	5	559	46	8	4042	375	9	<L.D.	<L.D.	N/A	56	9	15
10-PLRC-202 m2 0-177.39	<L.D.	<L.D.	N/A	36711	2518	7	736	68	9	3718	178	5	<L.D.	<L.D.	N/A	64	15	23
10-PLRC-202 177.39-285.6	1590	301	19	37329	4115	11	687	69	10	3385	498	15	22355	1804	8	64	11	18
10-PLRC-202 285.6-305.4	54	4	8	43528	1021	2	<L.D.	<L.D.	N/A	3214	62	2	<L.D.	<L.D.	N/A	41	4	10
08-PLRC-91 0-92.05	<L.D.	<L.D.	N/A	28959	1708	6	<L.D.	<L.D.	N/A	3130	217	7	<L.D.	<L.D.	N/A	30	3	9
08-PLRC-91 92.05-99.67	780	107	14	39644	1145	3	765	63	8	4022	259	6	34367	1344	4	104	13	13
08-PLRC-91 99.67-218.54	<L.D.	<L.D.	N/A	50768	2746	5	563	52	9	4163	204	5	<L.D.	<L.D.	N/A	100	17	17
08-PLRC-91 m2 218.54-345.01	<L.D.	<L.D.	N/A	42894	2600	6	686	84	12	4049	566	14	<L.D.	<L.D.	N/A	57	9	17
08-PLRC-91 345.01-378.54	1663	333	20	43450	2077	5	612	50	8	4530	409	9	37242	4912	13	46	6	13
08-PLRC-91 378.54-409.02	84	11	13	45159	5034	11	<L.D.	<L.D.	N/A	3886	329	8	26234	3219	12	54	5	9
08-PLRC-119 134.72-156.05	561	101	18	28064	2616	9	<L.D.	<L.D.	N/A	3783	316	8	<L.D.	<L.D.	N/A	68	12	18
08-PLRC-119 156.05-175.86	484	73	15	38518	1705	4	484	26	5	3640	77	2	<L.D.	<L.D.	N/A	88	20	23
08-PLRC-119 175.86-201.77	<L.D.	<L.D.	N/A	49561	2815	6	<L.D.	<L.D.	N/A	3449	73	2	<L.D.	<L.D.	N/A	44	6	13
10-PLDD-71 0-8.53	<L.D.	<L.D.	N/A	41933	5278	13	641	38	6	3718	762	20	<L.D.	<L.D.	N/A	52	3	7
10-PLDD-71 40.8 77.5	76	10	13	26791	2773	10	374	42	11	3302	623	19	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
10-PLDD-71 77.5-88.8	1880	335	18	43324	5211	12	600	54	9	3322	249	7	23068	547	2	<L.D.	<L.D.	N/A
10-PLDD-71 117.20-137.90	<L.D.	<L.D.	N/A	85818	5787	7	571	115	20	3084	220	7	29789	1689	6	<L.D.	<L.D.	N/A
10-PLDD-71 137.9-164	<L.D.	<L.D.	N/A	51381	3504	7	738	107	15	4146	467	11	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
10-PLDD-71 164-198.4	<L.D.	<L.D.	N/A	41609	2222	5	467	68	15	4206	528	13	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08-PLDD-15 82.96-97	72	15	20	34722	704	2	415	39	9	3784	295	8	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08-PLDD-15 96.97-109.5	<L.D.	<L.D.	N/A	44791	2964	7	526	66	12	4571	312	7	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08-PLDD-15 109.5-139.90	<L.D.	<L.D.	N/A	39772	1810	5	596	98	16	3715	127	3	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A

08-PLDD-15 139.90-172	76	14	18	37265	1434	4	542	84	15	3578	256	7	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08-PLDD-15 172-185.6	46	6	14	60563	1325	2	1007	78	8	4340	298	7	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08-PLDD-15 185.6-198.5	<L.D.	<L.D.	N/A	54396	6353	12	794	168	21	4531	652	14	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08-PLDD-15 198.5-205.65	<L.D.	<L.D.	N/A	34010	2032	6	622	97	16	3176	180	6	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08-PLDD-15 0-26.27	69	6	9	40128	1055	3	745	70	9	4459	219	5	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
08-PLDD-15 77-82	264	45	17	38668	3415	9	895	72	8	3503	298	8	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A
10-PLDD-71 88.8-117.20	<L.D.	<L.D.	N/A	65488	3201	5	561	159	28	4103	226	6	29497	3218	11	<L.D.	<L.D.	N/A
10-PLDD-71 8.53-40.8	61	5	9	62290	5467	9	805	102	13	5682	724	13	<L.D.	<L.D.	N/A	<L.D.	<L.D.	N/A

8.3 Concentración total de arsénico y otros elementos

Tabla 8.4. Concentración total de los elementos en los diferentes recortes de perforación. <LD: Debajo del límite de detección instrumental. Los valores de As subrayados en amarillo son aquellos que sobrepasan el valor de fondo de 113 mg/kg de As.

Recorte	Profundidad	As	Zn	Fe	Mn	Ti	S
	(m)	mg/Kg					
1. 07-PLRC-66	0-34.14	57	<LD	27688.872	431.206	3944.49	<LD
	34.19-40.23	1323	<LD	43028.698	<LD	739.81	23022.9
	40.23-52.43	320	179.372	47413.406	754.3725	3061.25	<LD
	52.43-60.05	362	<LD	45710.736	<LD	2378.43	<LD
	60.05-79.86	116	87.486	53089.672	805.288	4954.01	<LD
	79.86-108.81	167	77.404	45853.278	600.582	4505.43	<LD
	108.81-125.58	62	75.354	43110.27	654.624	4830.52	<LD
	125.58-146.91	147	<LD	51147.072	570.098	4404.11	<LD
146.91-213.97	<LD	55.395	32133.455	477.8625	4094.83	<LD	
2. 10-PLCR-171	0-26.52	41	<LD	37047.532	631.038	4185	<LD
	26.52-31.09	229	<LD	70403.51	742.744	3438.91	<LD
	31.09-63.09	50	<LD	45510.844	797.268	4078.64	<LD
	63.09-67.67	188	<LD	51803.248	663.042	3799.35	<LD
	67.67-96.62	37	<LD	44475.884	679.788	4073.01	<LD
	96.62-110.34	1515	<LD	57458.322	588.656	3800.59	37319.1
	110.34-171.30	<LD	<LD	45590.172	634.566	4724.01	<LD
3. 11-VWP-1	0-110.34	46	<LD	39133.19	765.072	3357.22	<LD
	110.34-162.15	9106	<LD	65663.89	<LD	3297.38	40264.5
	162.15-169.77	<LD	<LD	54446.662	<LD	4180.82	30947.8
	169.77-189.59	2565	<LD	60030.724	<LD	4697.27	28728.3
	189.59-242.93	<LD	<LD	44615.378	646.076	4155.58	<LD
4. 07-PLRC-41	0-105.77	60	<LD	30402.378	452.266	3493.67	<LD
	105.77-110.34	218	<LD	32252.35	395.898	3312.06	24804.5
	110.34-128.63	<LD	<LD	39369.214	514.606	3881.54	<LD
	128.63-180.44	7216	<LD	50855.426	<LD	3222.35	21800
	180.44-201.78	77	<LD	28016.24	403.552	2918.97	<LD
5. 08-PLRC-89	0-47.85	56	<LD	40498.836	836.736	3842.42	<LD
	47.85-61.57	854	<LD	47708.3	670.334	3731.45	<LD
	61.57-239.87	<LD	<LD	39478.282	620.59	4108.17	<LD

	239.87-245.97	5417	<LD	43909.448	478.548	3950.78	1953
	245.97-306.93	272	<LD	35301.892	382.178	4388.32	<LD
	306.93-332.84	741	<LD	38322.166	<LD	4125.96	39791
	332.84-367.89	357	<LD	18715.526	<LD	2548.33	22183
6. 07-PLRC-10	m1 7.92-102.41	62	<LD	47295.466	810.846	4810.89	<LD
	m2 7.92-174.04	<LD	<LD	46819.482	655.794	4530.81	<LD
	174.04-186.23	784	<LD	56492.74	734.222	3854.32	28554.7
	186.23-215.80	89	<LD	38318.974	<LD	3961.85	<LD
	215.8-227.99	<LD	<LD	39378.946	<LD	4123.88	<ld
	227.99-235.61	<LD	<LD	36538.446	<LD	3607.19	<LD
	235.61-256.95	717	<LD	41578.802	<LD	4084.4	35984.6
	256.95-310.9	110	<LD	28016.952	<LD	3979.07	<LD
7. 08-PLRC-80	0-96.62	<LD	<LD	44880.918	875.652	4334.68	<LD
	96.62-183.49	<LD	39.488	39095.186	567.244	4490.17	<LD
	183.49-220.07	232	33.76	21386.076	<LD	4032.92	26980.9
	220.07-315.47	<LD	77.813333	21437.268	<LD	3197.22	<LD
	315.47-324.61	184	56.06	14834.212	<LD	1860.84	<LD
	324.61-347.47	<LD	27.144	15493.888	347.042	1630.91	<LD
8. 08-PLRC-103	0-25.3	52	113.778	39829.744	840.904	4198.73	<LD
	25.3-63.4	614	74.684	63468.338	626.738	3759.64	<LD
	63.4-74.07	158	59.374	52751.826	610.038	4156.12	27551.8
	74.07-116.73	18948	127.672	98135.398	<LD	3045.61	44689.5
	116.73-136.55	178	96.412	65614.386	<LD	4006.34	40140.9
	136.55-188.37	11744	112.608	83448.678	<LD	3667.95	52956.7
	188.37-220.37	390	73.014	48773.914	524.526	4217.57	28803
9. 07-PLRC-37	m1 0-114.91	<LD	43.984	21325.346	352.092	3109.53	<LD
	m2 0-114.91	<LD	56.154	24155.206	440.026	2910.45	<LD
	114.91-159.11	1332	86.33	50952.604	<LD	3856.27	27040.4
	159.11-165.2	<LD	39.108	42781.474	<LD	3919.85	<LD
10. 11-VWP-3A	0-113.39	578	61.816	43928.142	639.056	3490.1	<LD
	113.39-157.58	4177	44.042	57118.966	<LD	2788.41	31136.1
	157.58-171.3	104	45.442	47393.572	<LD	3844.81	23269.8
	171.3-181.97	488	37.478	54504.632	<LD	3535.57	<LD
	181.97-276.45	200	30.19	31021.96	413.106	3305.68	<LD
11. 07-PLRC-28	0-58.16	<LD	38.905	22224.422	<LD	3406.48	<LD
	58.16-71.84	180	44.768	43739.846	783.148	2756.93	<LD

	71.84-84	122	28.23	41850.186	750.032	3495.31	<LD
	84-117.44	1635	44.256667	60900.938	<LD	3848.75	30730.8
	117.44-152.4	<LD	46.132	42601.15	647.962	3838.98	<LD
12. 08-PLRC-149	0-17.37	99	41.83	32992.402	543.712	3412.17	43578.7
	17.37-32.61	134	56.978	45715.964	735.61	4147.85	<LD
	32.61-50.9	431	44.536	49350.584	541.774	3897.82	<LD
	50.9-72.24	3080	47.882	76685.72	<LD	4043.73	<LD
	72.24-98.15	408	64.258	61734.212	<LD	4974.7	30954.6
13. 08-PLRC-165	0-81A	640	172.68	52107.038	627.94	2821.08	<LD
	0-81B	233	67.616	48744.938	617.066	3417.64	<LD
	81-138	1086	44.426	58545.636	470.43	3295.53	<LD
	138-fin	117	55.518	44026.726	559.396	4041.66	<LD
14. 10-PLRC-202	m1 0-177.39	<LD	63.65	36711.312	735.888	3718.25	<LD
	m2 0-177.39	<LD	63.964	37328.624	686.654	3384.8	<LD
	177.39-285.6	1590	40.96	43527.682	<LD	3213.97	22355.4
	285.6-305.4	54	30.39	28958.776	<LD	3130.37	<LD
15. 08-PLRC-91	0-92.05	<LD	103.916	39643.958	765.016	4022.14	<LD
	92.05-99.67	780	99.962	50767.544	562.606	4162.93	34366.8
	99.67-218.54	<LD	56.9	42893.51	685.96	4049.49	<LD
	218.54-345.01	<LD	45.884	43450.168	612.49	4530.33	<LD
	345.01-378.54	1663	53.598	45158.53	<LD	3885.52	37242
	378.54-409.02	84	68.012	28064.208	<LD	3783.17	26233.9
16. 08-PLRC-119	134.72-156.05	561	87.74	38518.446	484.14	3639.98	<LD
	156.05-175.86	484	43.736	49561.048	<LD	3448.96	<LD
	175.86-201.77	<LD	51.504	41933.068	640.93	3718.46	<LD
17. 10-PLDD-71	0-8.53	<LD	<LD	26791.264	374.054	3302.04	<LD
	8.53-40.8	61	<LD	44309.14	787.902	3840.22	<LD
	40.8 -77.5	76	<LD	43324.136	599.652	3321.87	<LD
	77.5-88.8	1880	<LD	85817.774	571.208	3084.34	23068.2
	88.8-117.20	<LD	<LD	62289.914	804.852	5682.04	29496.7
	117.20-137.90	<LD	<LD	51380.734	737.896	4146.2	29789.4
	137.9-164	<LD	<LD	41608.992	466.63	4206.41	<LD
	164-198.4	<LD	<LD	34722.014	414.704	3783.77	<LD
18. 08-PLDD-15	0-26.27	69	<LD	38667.974	894.826	3502.99	<LD
	77-82	264	<LD	65487.54	561.022	4103.49	<LD
	82.96-97	72	<LD	44790.728	526.116	4570.65	<LD

96.97-109.5	<LD	<LD	39772.078	596.102	3715.23	<LD
109.5-139.90	<LD	<LD	37264.898	542.06	3578.06	<LD
139.90-172	76	<LD	60563.472	1006.916	4340.13	<LD
172-185.6	46	<LD	54395.504	794.298	4531.22	<LD
185.6-198.5	<LD	<LD	34010.318	622.368	3176.06	<LD
198.5-205.65	<LD	<LD	40127.904	745.364	4458.7	<LD

8.4. Microscopía Electrónica de Barrido Acoplada con Espectrometría de Rayos X por Energía Dispersa (MEB-EDS)

1. Recorte 07 PLRC 41. Profundidad: 128.63-180.44 (m)

Tabla 8.5. Estudio de MEB-EDS en recorte 07 PLRC 41. ND: No Detectado.

Partícula	As %	Fe %	Ca %	K %	S %	Si %	Al %	Mg %	Mo %	Br %
1	4.1	33.2	7.6	5.2	2	32.8	13.2	1.7	ND	ND
2	4.7	28	4.8	9.2	2.8	34.8	13.6	2	ND	ND
3	1.9	46.2	0	3.7	14.1	20.8	10	3.3	ND	ND
4	2.8	46	0	8	2.5	28.9	11.9	ND	ND	ND
5	5.7	34.8	3.5	8	2.7	31.4	13.9	ND	ND	ND
6	2.4	32.5	2.9	6.6	2.7	29	10.8	2.2	10.8	ND
7	2	37.4	4	12.1	0.8	33.2	10.5	ND	ND	ND
8	5.4	45.6	3.1	6.4	4.9	19.2	ND	ND	ND	15.4
9	7.3	56.6	0	7.2	3.9	17.9	7.2	ND	ND	ND
10	2.9	36.1	4.4	6.3	3.7	29.6	13.1	3.8	ND	ND
11	13.4	35.6	3.3	4.5	12.4	21.8	9	ND	ND	ND
12	0.9	51	1.8	3.2	3	27.5	8.9	3.8	ND	ND
13	6.3	39.3	0	4.5	1.3	27.2	10.6	2.2	8.6	ND
14	3	41.4	6.8	0	2.4	22.5	11.9	ND	ND	ND
15	6.5	36.8	3.9	7.1	7.6	26	9.1	3	ND	ND
16	0	44.7	0	10.9	0	32.1	12.3	ND	ND	ND
17	3.2	43.4	0	1.7	38.6	8.8	4.3	ND	ND	ND
18	0	43.1	0	6.5	0	37.8	12.6	ND	ND	ND
19	0	37	5	6.4	0	31.5	14.7	5.4	ND	ND
20	0	24.5	0	7.1	0	53.7	14.7	ND	ND	ND
Promedio	3.625	39.66	2.555	6.23	5.27	28.325	10.615	1.37	0.97	0.77

Partícula 11: 13.4 % en peso de Arsénico.

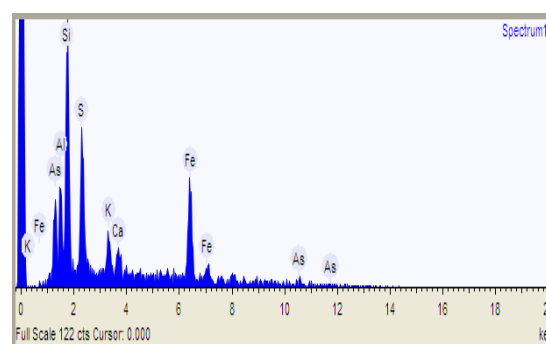
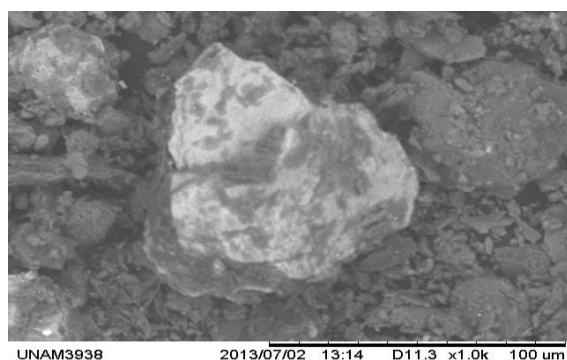


Figura 8.1. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 07 PLRC 41.

2. Recorte 07PLRC 66 Profundidad: 34.19-40.23 m

Tabla 8.6. Estudio de MEB-EDS en recorte 07 PLRC 66. ND: No Detectado.

Partículas	As %	Fe %	Ti %	Ca %	K %	S %	Si %	Al %	Mg %
1	1.8	34.5	2.3	11.6	6.6	ND	31.7	11.4	ND
2	3.4	41.8	ND	7	6.3	ND	27.5	13.9	ND
3	3.9	42.9	ND	5.7	6.1	0.1	27.8	12.3	1.1
4	2	37	ND	26.4	5.8	ND	19.4	9.4	ND
5	3.4	43	ND	14.1	5.1	0.2	22.1	12	ND
6	2.4	44.5	ND	14.4	5.1	0.3	21.9	11.3	ND
7	5.4	43.7	ND	4.4	4	0.6	26.4	13.5	2.1
8	3.4	37.6	ND	14.6	5.8	ND	26	12.6	ND
9	2.4	29.4	ND	20.5	7.2	0.3	25.1	13.4	1.7
10	3.2	35.2	ND	12.3	4.7	0.8	32.1	11.8	ND
11	1.5	41.6	ND	13.4	6	0.1	25.4	12	ND
12	3.6	36.4	ND	6.5	3.3	0.1	40.5	9.6	ND
13	4.7	45.3	ND	8.6	6.3	ND	22.2	12.8	ND
14	4	31.7	ND	4.1	4.5	ND	46.9	8.9	ND
15	ND	40.7	ND	11.3	6.7	0.3	24.6	13.3	3
16	ND	39.2	ND	15.2	5.5	ND	23.9	11.7	4.4
17	ND	33.3	ND	20.8	6.4	ND	27.6	11.9	ND
18	ND	37.8	ND	14.4	8.5	ND	25.9	13.4	ND
19	ND	34.8	ND	13.1	6.8	ND	28.9	16.4	ND
20	ND	35.6	ND	20.8	4.8	ND	23.5	11.6	3.7
Promedio	2.255	38.3	0.115	12.96	5.775	0.14	27.47	12.16	0.8

Partícula 7: 5.4 % en peso de Arsénico.

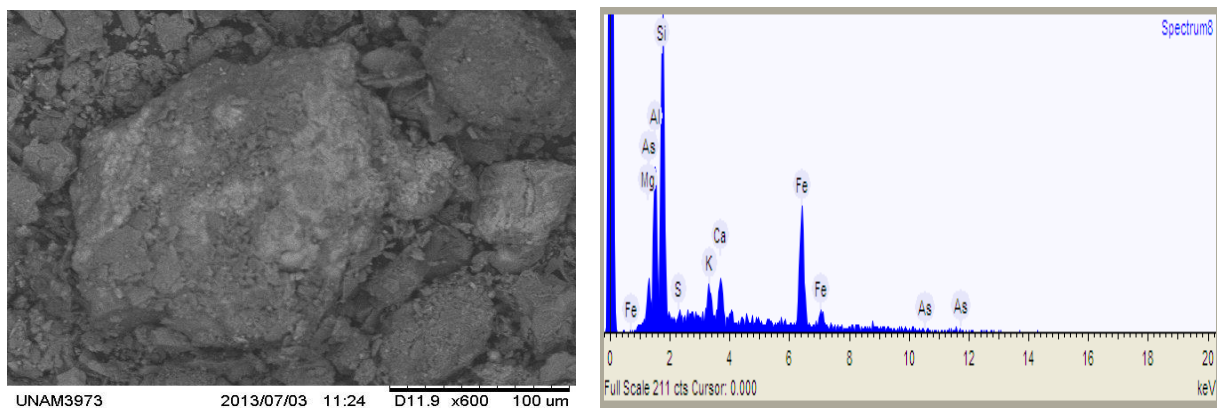


Figura 8.2. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 07PLRC 66

3. Recorte 08 PLRC103 Profundidad: 136.5-188.37 m

Tabla 8.7. Estudio de MEB-EDS en recorte 08 PLRC103. ND: No Detectado.

Partículas	As %	Fe %	Ca %	K %	S %	Si %	Al %	Mg %	Br %	In %
1	8.2	38.6	5.7	4.7	5.7	25.9	8.8	2.5	ND	ND
2	1.8	33.3	5	5.1	3.7	39.1	9.9	2	ND	ND
3	13.1	37.9	5.1	4	7.6	22.6	9.7	ND	ND	ND
4	8.8	46.1	4.9	ND	9.9	16.8	ND	ND	13.4	ND
5	17.2	36.5	3.9	3.8	11.2	19.9	7.5	ND	ND	ND
6	3.3	37.1	6.1	3.6	3.8	29.6	11.3	5.1	ND	ND
7	16.8	31.9	2.9	4.1	10.8	23.4	10	ND	ND	ND
8	5.6	31.5	19.4	5.1	5.2	24.7	8.6	ND	ND	ND
9	1.5	28.3	8.8	ND	1.8	52.5	7.1	ND	ND	ND
10	7.2	38.9	4.3	3.4	4.8	26.8	11.3	3.3	ND	ND
11	10.3	37.8	6.7	ND	3.1	21.5	8.7	ND	ND	12
12	27.2	39	ND	ND	14.2	11.2	8.4	ND	ND	ND
13	3.8	33	5.2	ND	3.1	27.9	8.5	2.1	ND	16.3
14	10.2	35	5.4	ND	2.5	25.2	8	ND	ND	7.9
15	12.1	27.3	8.2	4.4	7.6	31.1	9.2	ND	ND	ND
16	ND	28.9	6.7	6.8	3.9	36	13.8	3.9	ND	ND
17	ND	50.2	6.6	ND	ND	31.2	12	ND	ND	ND
18	ND	41.3	5.1	5.7	ND	38.8	9.2	ND	ND	ND
19	ND	35.8	5	7.1	ND	38.7	13.4	ND	ND	ND
20	2.6	25.2	6.6	8.2	3	38.9	13.5	2	ND	ND
Promedio	7.485	35.68	6.08	3.3	5.095	29.09	9.445	1.045	0.67	1.81

Partícula 12. 27.2 % en peso de arsénico.

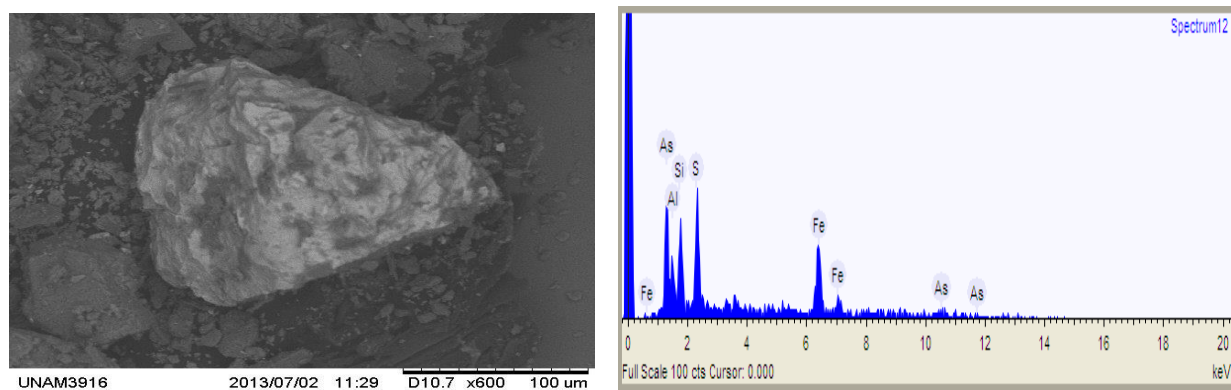


Figura 8.3. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 08PLRC 103

4. Recorte 08PLRC 103 Profundidad: 74.07-116.73 m

Tabla 8.8. Estudio de MEB-EDS en recorte 08 PLRC103. ND: No Detectado.

Partículas	As %	Fe %	Ca %	K %	S %	Si %	Al %	Mg %	Ti %	Br %
1	ND	48.3	9.8	5.9	2.9	21.2	9	3	ND	ND
2	8.5	36.4	5.8	8.8	2.5	27.6	10.3	ND	ND	ND
3	3.6	65.1	ND	ND	5.6	14.7	10.9	ND	ND	ND
4	1.9	67.1	ND	ND	9.5	13.5	8.1	ND	ND	ND
5	2.1	33.6	3	7.1	4	35.5	11	3.7	ND	ND
6	1.3	51.5	8	6.4	1.2	24.8	6.8	ND	ND	ND
7	5.3	38.5	4.6	8.8	1.5	26.9	14.3	ND	ND	ND
8	3.2	38.4	3.3	7	3.4	28.9	11.9	2.1	1.8	ND
9	3.5	40.1	2.1	7.1	5	27.4	11	2.1	1.7	ND
10	1.7	36.2	4	6.9	2.5	24.3	ND	2.8	1.7	19.9
11	11.9	42.1	3.6	5.2	6.1	22.6	8.5	ND	ND	ND
12	1.6	46.9	3.6	8.3	4.6	24	8.2	2.7	ND	ND
13	3	50.8	2.2	6.1	4	23.5	10.5	ND	ND	ND
14	3.5	39.7	5.3	6.2	0.5	35.7	9.1	ND	ND	ND
15	1.5	43.8	1.5	9.5	2.5	24.5	12.2	2.2	2.3	ND
16	ND	86.2	ND	ND	ND	13.8	ND	ND	ND	ND
17	ND	60.6	11.5	ND	ND	19.6	8.3	ND	ND	ND
18	ND	80.4	ND	13.8	ND	5.8	ND	ND	ND	ND
19	18	35.1	2.5	4	10.5	18.1	ND	ND	ND	11.8
20	ND	44.9	11.9	7.8	ND	22.5	12.9	ND	ND	ND
21	0.9	66.9	2.7	4	ND	16.8	6.8	2	ND	ND
Promedio	3.4048	50.12381	4.06667	5.8524	3.1571	22.4619	8.08571	0.98095	0.357143	1.509524

Partícula 19. 18% en peso de Arsénico.

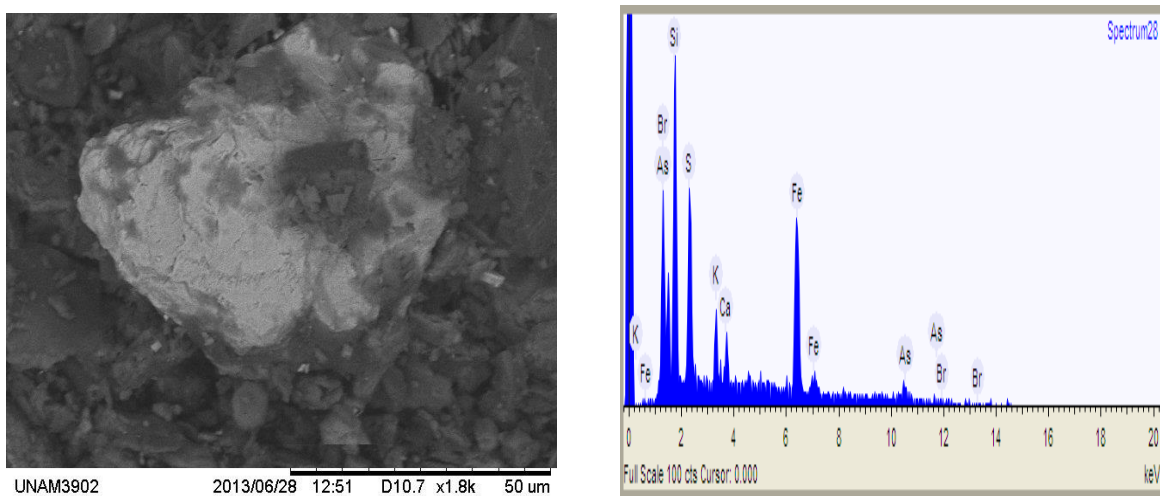


Figura 8.4. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 08PLRC 103

5. Recorte 08PLRC 149 Profundidad: 50.9-72.24 m

Tabla 8.9. Estudio de MEB-EDS en recorte 08 PLRC149. ND: No Detectado.

Partículas	As %	Fe %	Ca %	K %	S %	Si %	Al %	Mg %	Ti %	Pt %	Na %
1	5.2	36.8	4.6	5.3	ND	28.9	13.5	2.4	3.2	ND	ND
2	4.2	35.4	2.2	10.1	0.1	32.8	15.2	ND	ND	ND	ND
3	2.2	38.7	ND	8.4	ND	31.2	11.6	ND	ND	8	ND
4	3.1	48.9	1.8	7	0.3	26.6	11.4	0.8	ND	ND	ND
5	1.7	60.8	3.5	7.2	0.7	16.7	8.6	ND	ND	ND	0.9
6	1.3	52.8	1.4	5.2	ND	25	13.2	1	ND	ND	ND
7	1.7	53.2	0.6	8.4	0.1	25.8	8.5	0.3	1.2	ND	ND
8	3.2	40.4	1.7	8.4	0.7	32.6	12.2	0.4	ND	ND	0.5
9	3.1	61.9	0.5	4	0.2	20.3	9.8	0.2	ND	ND	ND
10	2.3	16.4	1.3	3.4	ND	71.1	5.5	ND	ND	ND	ND
11	0.5	36.9	2.1	9.9	0.1	31.6	15	2.7	1.2	ND	ND
12	2.2	44.1	1.1	8.4	ND	28.2	15.3	ND	0.8	ND	ND
13	0.9	38.4	3.3	8.5	1	31.7	14.5	1.1	0.6	ND	ND
14	1	83.3	0.4	3.7	ND	7.2	4.4	ND	0.1	ND	ND
15	2.5	35.6	3.7	9.7	ND	30.5	14.3	1.6	2.2	ND	ND
16	ND	50.4	ND	8.7	ND	27.1	13.8	ND	ND	ND	ND
17	ND	29.4	ND	6.2	ND	54.9	9.5	ND	ND	ND	ND
18	ND	28.7	ND	18.1	ND	39	14.2	ND	ND	ND	ND
Promedio	1.95	44.006	1.5667	7.8111	0.1778	31.178	11.694	0.5833	0.5167	0.44444	0.0778

Partícula 1. 5.2 % en peso de Arsénico.

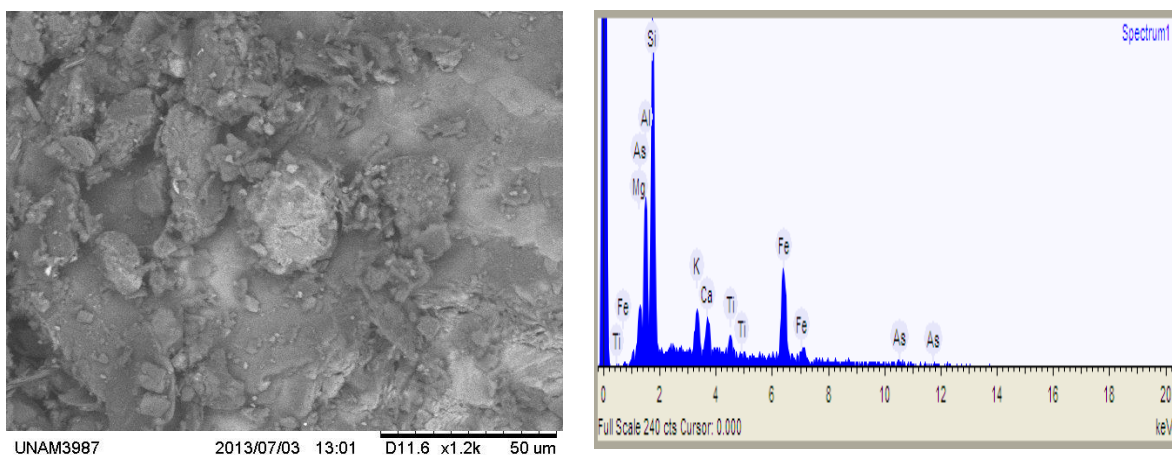


Figura 8.5. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 08PLRC 149

6. Recorte 08PLRC 89 Profundidad: 239.87-245.97 m

Tabla 8.10. Estudio de MEB-EDS en recorte 08 PLRC89. ND: No Detectado.

Partículas	As %	Fe %	Ca %	K %	S %	Si %	Al %	Mg %	Br %	Zn %	Ti %
1	2.9	26.4	10.1	7.5	3.6	31.7	14.9	3	ND	ND	ND
2	ND	56.9	ND	ND	ND	28	15.2	ND	ND	ND	ND
3	3.7	24	9.8	8.9	0.4	38.8	14.5	ND	ND	ND	ND
4	4.9	29.3	ND	ND	ND	46.8	18.9	ND	ND	ND	ND
5	4.7	19	4.5	9.4	0.6	40.6	19.7	1.6	ND	ND	ND
6	5.6	26.5	9.5	6.8	2.2	31.7	15.5	2.2	ND	ND	ND
7	0.8	24.2	12.7	4.9	0.7	38.7	14.4	3.5	ND	ND	ND
8	4.9	29.1	11	5	4	26.2	ND	ND	19.9	ND	ND
9	2.6	17.9	26.3	6.8	1.4	29.3	13.6	2.2	ND	ND	ND
10	3.5	38.2	8.6	4.5	4.1	26.3	12.8	1.9	ND	ND	ND
11	6.2	35.2	4.5	5.4	4.4	26.6	14.4	3.3	ND	ND	ND
12	3.7	31.4	7.6	8.9	1.4	33.3	13.5	ND	ND	ND	ND
13	0.5	32.7	5.4	5.1	4.6	28	ND	2.7	21.1	ND	ND
14	2.1	22.3	13.3	6.3	1.9	29	ND	1.3	23.9	ND	ND
15	4.1	20.1	8.9	5	0.5	44.6	13.8	3.1	ND	ND	ND
16	3.3	18.1	8.1	8.2	1.3	41	17.1	2.8	ND	ND	ND
17	ND	6	9.3	5.3	ND	52.1	21.4	ND	ND	6	ND
18	ND	ND	ND	ND	ND	100	ND	ND	ND	ND	ND
19	ND	19.1	10.2	7.5	ND	37.7	16.4	4.2	ND	ND	4.9
20	ND	25.6	12	6.1	ND	42.8	13.6	ND	ND	ND	ND
Promedio	2.675	25.1	8.59	5.58	1.555	38.66	12.485	1.59	3.245	0.3	0.245

Partícula 11. 6.2 % en peso de Arsénico.

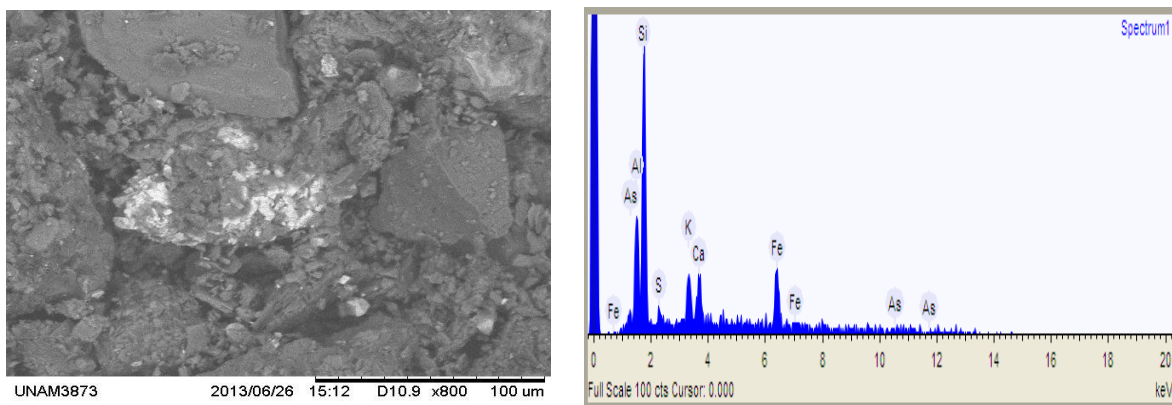


Figura 8.6. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Barreno 08PLRC 89

7. Recorte 10PLDD 71. Profundidad: 77.5-88.8 m

Tabla 8.11. Estudio de MEB-EDS en recorte 10PLDD71. ND: No Detectado.

Partículas	As %	Fe %	Ca %	K %	S %	Si %	Al %	Mg %	Na %
1	1.1	65.7	5.4	ND	1	19	7.9	ND	ND
2	3.1	29.3	5.5	9.4	ND	39.4	13.2	ND	ND
3	1.8	38.9	4.7	2.5	ND	40.2	12	ND	ND
4	2.2	36.3	10.8	ND	ND	41.7	9	ND	ND
5	ND	32.3	13.5	ND	5.7	32.6	12.5	3.4	ND
6	2.2	54.4	5.4	ND	0.6	28.1	9.3	ND	ND
7	1.4	15.3	7.4	1.8	4.5	53.1	11.1	2.3	3.3
8	1.1	24.1	10.8	8.2	8.5	38.7	8.6	ND	ND
9	4.2	37.2	7.5	ND	4.7	33.7	12.7	ND	ND
10	4	57.5	ND	ND	0.9	27.4	10.2	ND	ND
11	2.5	55.7	4.8	ND	ND	26.5	10.6	ND	ND
12	1.9	1.9	16.5	3.8	0.1	65.4	5.8	ND	4.6
13	2.4	38.4	9.6	4.1	12.6	23.4	9.6	ND	ND
14	ND	38.1	9.5	4.1	9.5	26.4	10.1	2.3	ND
15	4.1	30.3	6.2	2.5	7.5	36.2	12.6	0.5	ND
16	ND	26.6	11.3	ND	ND	53.4	8.6	ND	ND
17	ND	31	20.6	3.2	ND	34.1	11.2	ND	ND
18	ND	18.9	19.2	5.7	ND	41.1	15.1	ND	ND
Promedio	1.77778	35.1056	9.372222	2.516667	3.08889	36.68889	10.56111	0.4722222	0.438889

Partícula 9. 4.2 % en peso de Arsénico

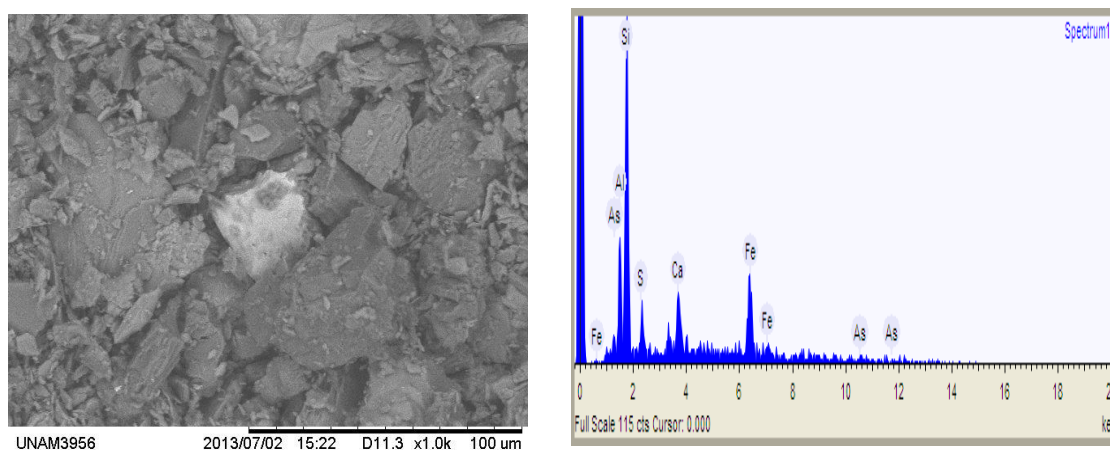


Figura 8.7. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 10PLDD 71.

8. Recorte 10PLRC202. Profundidad: 177.39-285.60 m

Tabla 8.12. Estudio de MEB-EDS en recorte 10PLRC202. ND: No Detectado.

Partículas	As %	Fe %	Ca %	K %	S %	Si %	Al %	Mg %	Br %	Na %	Ti %	In %
1	10	35.6	6.8	5.6	4.6	26.6	10.8	ND	ND	ND	ND	ND
2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
3	15	39.7	2.7	2.9	10.8	14.7	ND	ND	14.3	ND	ND	ND
4	14.5	36.8	ND	ND	8	31.6	9.1	ND	ND	ND	ND	ND
5	2	35.4	ND	ND	1.4	54.6	6.6	ND	ND	ND	ND	ND
6	0.7	19.7	6.2	5.1	0.9	45	16.9	2.4	ND	3.2	ND	ND
7	1.9	42	7.9	6.2	ND	28.5	13.5	ND	ND	ND	ND	ND
8	0.1	29.4	18.3	5.2	1.1	31.9	11	3.2	ND	ND	ND	ND
9	1.8	40.4	5.4	4.3	8.5	25	10.9	3.7	ND	ND	ND	ND
10	1.9	19.5	6.6	4.4	0.1	56.1	9	ND	ND	ND	2.4	ND
11	6.9	31.6	6.2	6	5.7	31	10.1	2.3	ND	ND	ND	ND
12	5.1	40.4	6.6	ND	0.2	37	10.7	ND	ND	ND	ND	ND
13	5.6	37.4	4.5	4.8	0.5	34.8	12.4	ND	ND	ND	ND	ND
14	1.3	25.2	4.5	6.5	4.8	47.6	8.5	1.7	ND	ND	ND	ND
15	3.8	23.8	7	11.3	0.4	37.2	16.5	ND	ND	ND	ND	ND
16	ND	32.1	12.7	ND	ND	34.4	10.4	ND	ND	ND	ND	10.4
17	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
18	ND	49.4	16.2	ND	ND	22.7	11.8	ND	ND	ND	ND	ND
19	ND	37.2	7.3	9.8	ND	32	13.7	ND	ND	ND	ND	ND
Promedio	3.7158	30.295	6.2579	3.795	2.474	31.09	9.5737	0.7	0.7526	0.1684	0.1263	0.5474

Partícula 4. 14.5 % en peso de Arsénico

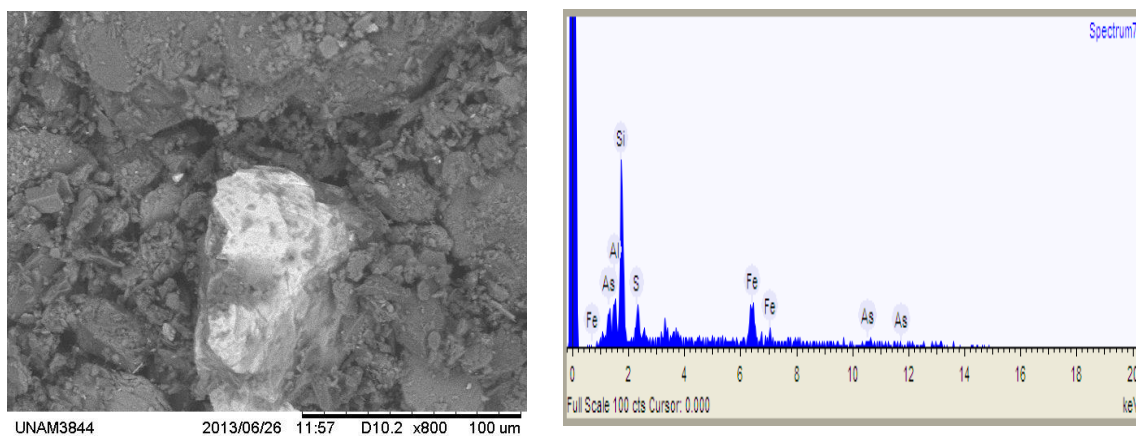


Figura 8.8. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 10PLRC202.

9. Recorte 11VWP1. Profundidad: 110.34-162.12 m

Tabla 8.13. Estudio de MEB-EDS en recorte 11VWP1. ND: No Detectado.

Partículas	As %	Fe %	Ca %	K %	S %	Si %	Al %	Mg %	Br %
1	ND	41.7	4.9	3.5	13.8	26.2	7.3	2.6	ND
2	ND	52.9	ND	ND	ND	36.8	10.2	ND	ND
3	ND	48.2	ND	ND	ND	44.5	7.3	ND	ND
4	ND	36.2	8.4	5.5	2.6	35	9.6	2.7	ND
5	12.3	36.9	ND	4.1	7.5	32.2	7	ND	ND
6	10.5	47.5	3.5	5	5.3	20.8	7.4	ND	ND
7	ND	38.6	3.5	8.2	8.6	26.5	11.9	2.7	ND
8	ND	43	ND	10.7	ND	32.8	13.6	ND	ND
9	6.4	29.3	ND	9.4	3.1	29	ND	ND	22.7
10	16.2	34.1	4.5	3.9	9.7	23.3	8.3	ND	ND
11	ND	41.4	3.3	4	11.8	26.6	9.5	3.4	ND
12	6.9	28.4	18.1	4.4	4.7	26.2	11.4	ND	ND
13	ND	ND	ND	ND	ND	68.7	31.3	ND	ND
14	ND	49	8.6	6.8	ND	27	8.7	ND	ND
15	ND	42.2	7.6	8.4	ND	30	11.7	ND	ND
16	ND	35.6	6.1	9.9	ND	35.5	12.9	ND	ND
17	ND	42.8	ND	11.9	ND	30.6	ND	ND	14.7
18	ND	74.6	ND	ND	ND	25.4	ND	ND	ND
19	ND	48.1	4	4.6	ND	29.3	10.1	3.9	ND
Promedio	2.752632	40.55263	3.815789	5.278947	3.531579	31.91579	9.378947	0.805263	1.96842105

Partícula 10: **16.2 % en peso de arsénico.**

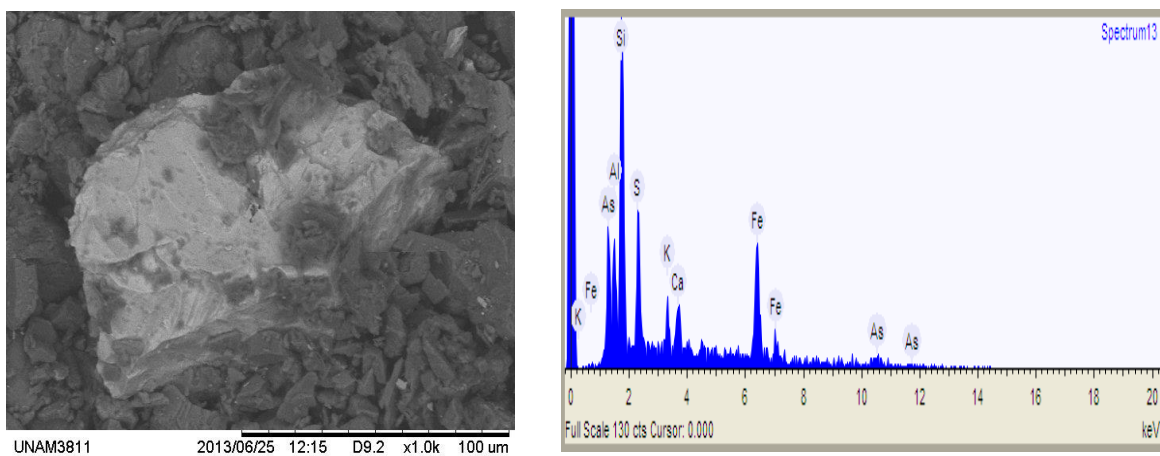


Figura 8.9. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 11VWP1.

10. Recorte 11VWP3A. Profundidad: 113.3-157.58 m

Tabla 8.14. Estudio de MEB-EDS en recorte 11VWP3A. ND: No Detectado.

Partículas	As %	Fe %	Ca %	K %	S %	Si %	Al %	Mg %	Na %	In %	Mo %
1	ND	36	7	8.3	8.2	26.8	13.8	ND	ND	ND	ND
2	ND	42.6	9.5	4.3	11	22.9	9.7	ND	ND	ND	ND
3	ND	39	ND	10.2	ND	36	14.9	ND	ND	ND	ND
4	2.4	49.7	ND	ND	11.8	27.1	8.9	ND	ND	ND	ND
5	2.7	37.3	ND	5.8	13.1	30.3	10.8	ND	ND	ND	ND
6	5.1	38.7	ND	6.7	12.7	25.3	11.5	ND	ND	ND	ND
7	2.4	40.6	15.4	6.3	ND	23.2	12.1	ND	ND	ND	ND
8	2.8	12.4	ND	8.5	ND	58.4	13.3	ND	4.6	ND	ND
9	3.3	47.9	ND	ND	ND	35.9	12.9	ND	ND	ND	ND
10	1.6	35.4	ND	7.4	ND	38.9	16.7	ND	ND	ND	ND
11	13.2	16.7	8.9	ND	7	39.8	7.3	ND	ND	7.1	ND
12	ND	26	5.1	10	6.6	39.6	12.7	ND	ND	ND	ND
13	1.1	18.3	ND	4.9	ND	61.2	6.5	1.9	ND	ND	6
14	1.7	18.2	1.7	2.6	2.3	66.6	5.6	1.3	ND	ND	ND
15	0.7	35	4.8	4.2	12.2	34.4	7.3	1.4	ND	ND	ND
16	3	16.8	ND	21.3	ND	44.6	14.3	ND	ND	ND	ND
17	7.2	55.6	ND	ND	ND	21.6	15.7	ND	ND	ND	ND
18	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
19	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
20	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Promedio	2.36	28.31	2.62	5.025	4.245	31.63	9.7	0.23	0.23	0.355	0.3

Partícula 11: 13.2 % en peso de arsénico.

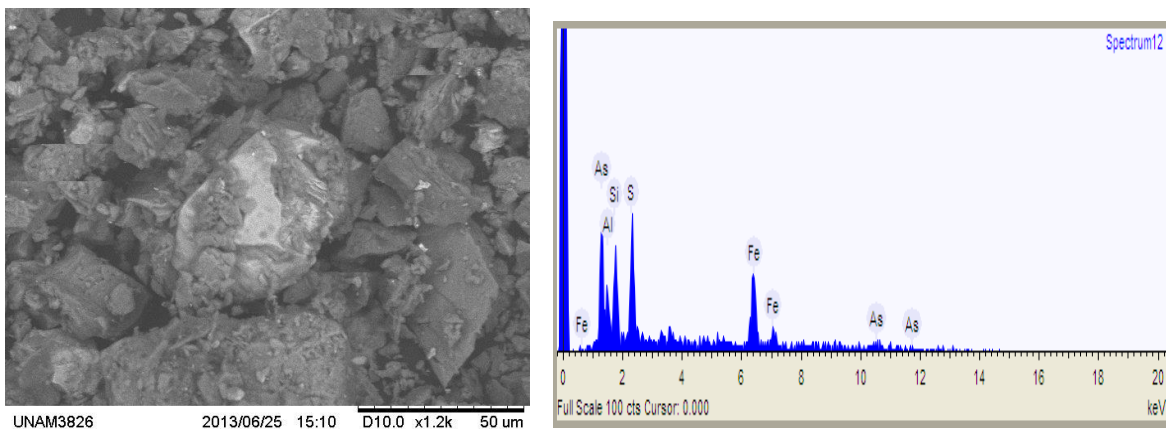


Figura 8.10. Microfotografía y espectro obtenidos mediante MEB-EDS. Recorte 11VWP3A.