

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
INSTITUTO DE INGENIERÍA
MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA**



***EVALUACIÓN DE METALES PESADOS EN SUELO Y AGUA
SUBTERRÁNEA EN UN TIRADERO A CIELO ABIERTO EN EL
VALLE DE MEXICALI, B. C.***

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN INGENIERÍA**

PRESENTA:

FRANCISCO JAVIER GÓMEZ PUENTES

DIRECTOR DE TESIS

DR. JAIME ALONSO REYES LÓPEZ

MEXICALI, BAJA CALIFORNIA

ENERO 2010

Contenido

Resumen	1
1 Introducción	3
1.1 Ubicación del Área de Estudio	4
1.2 Problemática	5
1.3 Justificación	5
1.4 Objetivos	6
1.4.1 Objetivo General	6
1.4.2 Objetivos Específicos	6
2 Antecedentes	7
2.1 Características físicas de los RSU	9
2.1.1 Humedad	9
2.1.2 Densidad	9
2.1.3 Temperatura	9
2.1.4 Capacidad de Campo	10
2.2 Impactos ambientales asociados a los RSU	10
2.2.1 Efectos en la salud humana	10
2.2.2 Aguas Superficiales	11
2.2.3 Aguas Subterráneas	11
2.2.4 Aire	11
2.2.5 Impacto sobre el suelo	12
2.3 Generación de RSU en México	12
2.4 Fuentes antropogénicas de generación de metales pesados	15
2.5 Metales Pesados en lixiviados de RSU	16
2.6 Metales Pesados en las diferentes fracciones de RSU	20
2.7 Contenido Natural de Metales pesados en suelo y agua	21
2.8 Comportamiento de metales pesados en agua	22
2.8.1 Cadmio	23
2.8.2 Cobre	23

2.8.3	Níquel.....	24
2.8.4	Plomo	24
2.8.5	Zinc	25
2.9	Sorción de metales en suelo	25
2.10	Modelación Geoquímica	27
2.10.1	Programa PHREEQC.....	27
2.10.2	Índices de Saturación	28
2.11	Área de Estudio	28
2.11.1	Localización.....	28
2.11.2	Clima.....	29
2.11.3	Hidrología	29
2.11.4	Fisiografía	29
2.11.5	Suelo	30
2.11.6	Flora	30
2.11.7	Fauna.....	30
3	Materiales y Métodos.....	31
3.1	Caracterización de los residuos dispuestos en la zona de estudio	32
3.2	Caracterización del medio físico o del basurero	34
3.2.1	Sondeos Eléctricos Verticales (SEV).....	34
3.2.2	Instalación del sistema de control	35
3.2.3	Determinaciones en campo.....	35
3.2.4	Muestreo de Agua	36
3.2.5	Muestreo de Suelo.....	38
3.2.6	Análisis de Agua Subterránea y suelo	39
3.2.6.1	Tratamiento de las Muestras.....	39
3.2.6.2	Determinación de parámetros fisicoquímicos	42
3.2.6.3	Determinación de metales pesados en agua subterránea y suelo	43
3.2.6.4	pH en suelo	45
3.2.6.5	Materia orgánica en suelo.....	45
3.2.6.6	Validación de Resultados	45

3.2.6.6.1	Exactitud.....	45
3.2.6.6.2	Precisión	46
3.2.6.6.3	Límite de Detección.....	47
3.2.6.7	Cálculos	48
3.3	Modelación Geoquímica	49
4	Resultados y Discusión	50
4.1	Caracterización de los residuos dispuestos en el área de estudio.....	50
4.2	Caracterización del medio físico	52
4.2.1	Sondeos eléctricos verticales	52
4.2.2	Dirección de Flujo de Agua Subterránea.....	53
4.2.3	Parámetros fisicoquímicos	54
4.2.4	Metales en aguas	56
4.2.4.1	Cobre	56
4.2.4.2	Cadmio	57
4.2.4.3	Níquel	58
4.2.4.4	Zinc.....	59
4.2.4.5	Cromo Hexavalente.....	60
4.2.4.6	Plomo.....	61
4.2.5	Metales en suelo a nivel superficial	62
4.2.5.1	Cobre	64
4.2.5.2	Cadmio	65
4.2.5.3	Níquel	66
4.2.5.4	Plomo.....	67
4.2.5.5	Zinc.....	68
4.2.6	Materia orgánica y pH en suelo	69
4.2.7	Metales en muestras de suelo a profundidad	71
4.2.7.1	Cobre	71
4.2.7.2	Cadmio	73
4.2.7.3	Níquel	74
4.2.7.4	Plomo.....	75

4.2.7.5	Zinc.....	77
4.3	Modelación Geoquímica	78
4.3.1	Primer modelo NP6 a NP2.....	80
4.3.2	Segundo Modelo Canal a NP2.....	82
5	Conclusiones y Recomendaciones.....	85
5.1	Conclusiones	85
5.2	Recomendaciones.....	87
6	Referencias Bibliográficas.....	90
A.	Anexos	106
	Anexo A. Informe fotográfico	106
	Anexo B. Localización de las estaciones de muestreo	109
	Anexo C. Modelos para los sondeos eléctricos verticales	110
	Anexo D. Iones mayoritarios en muestras acuosas	113
	Anexo E. Parámetros de calidad para los análisis de metales pesados.....	114
	Anexo F. Cartas control para metales pesados.....	116
	Anexo G. Especiación química de las muestras de agua subterránea	119
	Anexo H. Mapas de nivel estático e iones mayoritarios en la zona de estudio.	122
	Anexo I. Cálculo de límites de detección para metales pesados	127

Índice de Figuras

Figura 1-1. Mapa de ubicación del sitio de estudio.....	4
Figura 2-1. Generación promedio de RSU en México	14
Figura 3-1. Mapa de localización del sitio de estudio	31
Figura 3-2. Muestreo por cuarteo de los Residuos Sólidos	32
Figura 3-3. Procedimiento para el cuarteo de los residuos sólidos	33
Figura 3-4 Transmisor y receptor de resistividad terrestre Bison Modelo 2390	34
Figura 3-5 Medidor Oakton Water-Proof 410.....	35
Figura 3-6. Medidor de DO ₂ Jenway 9071	35
Figura 3-7 Medidor de pH Hanna HI98150	35
Figura 3-8. Localización de las estaciones de muestreo de suelo y agua	37
Figura 3-9. Localización de los sitios de muestreo de suelo a nivel superficial.....	38
Figura 3-10. Muestreo de Suelo a profundidad (Enero-2009).....	39
Figura 3-11. Digestión Ácida en placa para cuantificación de metales.....	41
Figura 3-12. Equipo Hach DR/850.....	42
Figura 3-13. Espectrofotómetro de Absorción Atómica Perkin Elmer 3110	43
Figura 3-14. Espectrofotómetro UV-Vis Spectronic 21D Milton Roy	44
Figura 4-1. Composición (% en peso) de los residuos dispuestos en el área de estudio y su comparación con la generación media nacional	51
Figura 4-2. Sección de Resistividades aparentes correspondiente a los SEV's realizados en el basurero en estudio.	52
Figura 4-3. Dirección de flujo de agua subterránea en el sitio de estudio.....	53
Figura 4-4. Contenido promedio de sólidos disueltos totales en agua subterránea y canal en el área de estudio	55
Figura 4-5. Contenido de metales en suelo superficial.....	64
Figura 4-6. Contenido Cobre en suelo a nivel de superficie	65
Figura 4-7. Contenido de Cadmio en suelo a nivel de superficie.....	66
Figura 4-8. Contenido de Níquel en suelo a nivel de superficie.....	67
Figura 4-9. Contenido de Plomo en suelo a nivel de superficie	68

Figura 4-10. Contenido de Zinc en suelo a nivel de superficie	69
Figura 4-11. Contenido de Cobre (muestreo vertical).....	71
Figura 4-12. Contenido de Cadmio en suelo (muestreo vertical).....	74
Figura 4-13. Contenido de Níquel en suelo (muestreo vertical).....	75
Figura 4-14. Contenido de Plomo en suelo (muestreo vertical).....	76
Figura 4-15. Contenido de Zinc en suelo (muestreo vertical)	77
Figura 4-16. Relación Molar Na-Cl (campaña 1, abril-2008). Primer Modelo.....	82
Figura 4-17 Relación Molar Na-Cl (campaña 1, abril-2008). Segundo Modelo.....	84
Figura A-1. Vista del basurero (octubre-2007)	106
Figura A-2. Vista panorámica del basurero (enero-2009).....	106
Figura A-3. Descarga de residuos sólidos en el área de estudio.....	107
Figura A-4. Neblina producida por los gases de combustión generados por la quema a cielo abierto de los residuos (marzo-2008)	107
Figura A-5. Empleo del método de cuarteo para la caracterización de los residuos sólidos dispuestos en el área de estudio (marzo-2008).....	108
Figura A-6. Barrena utilizada para el muestreo de suelo a profundidad	108
Figura A-7. Modelo de capas para el SEV 1 Basurero próximo a Vado Carranza	110
Figura A-8. Modelo de capas para el SEV 2 Basurero próximo a Vado Carranza	111
Figura A-9. Modelo de capas para el SEV 3 Basurero próximo a Vado Carranza	112
Figura A-10. Grafico control para Cobre – muestras acuosas fortificadas	116
Figura A-11. Grafico control para Cadmio – muestras acuosas fortificadas.....	117
Figura A-12. Grafico control para Níquel – muestras acuosas fortificadas	117
Figura A-13. Grafico control para Plomo – muestras acuosas fortificadas.....	118
Figura A-14. Grafico control para Zinc – muestras acuosas fortificadas.....	118
Figura A-15. Mapa de nivel estático del basurero próximo al vado Carranza, valle de Mexicali, B. C.....	122
Figura A-16. Contenido de sulfatos (mg/L) en agua subterránea para la Campaña 1 (Abril de 2008)	122
Figura A-17. Contenido de cloruros (mg/L) en agua subterránea para la campaña 1	123
Figura A-18. Contenido de sodio (mg/L) en agua subterránea para la campaña 1	123

Figura A-19. Contenido de bicarbonatos (mg/L) en agua subterránea para la campaña 1 (Abril de 2008)	124
Figura A-20. Contenido de potasio (mg/L) en agua subterránea para la campaña 1 (Abril de 2008).....	124
Figura A-21. Contenido de magnesio (mg/L) en agua subterránea para la campaña 1	125
Figura A-22. Contenido de calcio (mg/L) en agua subterránea para la campaña 1 (Abril de 2008).....	125
Figura A-23. Contenido de nitratos en agua subterránea para la campaña 1 (Abril de 2008)	126

Índice de Tablas

Tabla 2-1. Generación, recolección y disposición final de RSM en México	13
Tabla 2-2. Algunos usos de los metales potencialmente tóxicos mediante los cuales pueden ser introducidos al ambiente*	16
Tabla 2-3. Composición de los lixiviados provenientes de sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos.....	19
Tabla 2-4. Distribución promedio y desviación estándar de Cd, Ni, Pb y Zn en las principales fracciones de RSM* (cantidades en g/Ton de RSM).....	20
Tabla 2-5. Contenido natural de metales en suelo.....	22
Tabla 2-6. Contenido natural de metales pesados en agua subterránea (mg/L)	22
Tabla 3-1. Métodos Analíticos empleados en la determinación de iones mayoritarios en agua.....	42
Tabla 3-2. Métodos utilizados en la determinación de metales pesados en suelo y agua subterránea.....	44
Tabla 4-1. Parámetros fisicoquímicos correspondientes al agua subterránea del sitio estudiado.....	54
Tabla 4-2. Contenido de Cobre en agua subterránea y de canal en el área de estudio (concentración en mg/L).....	56
Tabla 4-3. Contenido de Cadmio en agua subterránea y de canal en el área de estudio (concentración en mg/L).....	57
Tabla 4-4. Contenido de Níquel en agua subterránea y de canal en el área de estudio (concentración en mg/L).....	58
Tabla 4-5. Contenido de Zinc en agua subterránea y de canal en el área de estudio (concentración en mg/L).....	60
Tabla 4-6. Contenido de Cromo Hexavalente en agua subterránea y de canal en el área de estudio (concentración en mg/L)	61
Tabla 4-7. Contenido de Plomo en agua subterránea y de canal en el área de estudio (concentración en mg/L).....	62
Tabla 4-8. Descripción litológica de suelo - muestreo vertical	63

Tabla 4-9. Valores de pH y materia orgánica de muestras de suelo superficial.....	70
Tabla 4-10. Procedimiento para la modelación geoquímica de agua de NP6 a NP2	81
Tabla 4-11 Procedimiento para la modelación geoquímica de agua de canal a NP2	83
Tabla A-1. Localización geográfica de las estaciones para muestreo de agua.....	109
Tabla A-2. Localización geográfica de los puntos de muestreo para suelo	109
Tabla A-3. Resistividades y espesores de capas para el SEV 1 Basureo próximo a Vado Carranza.....	110
Tabla A-4. Resistividades y espesores de capas para el SEV2 Basurero Vado Carranza ..	111
Tabla A-5. Resistividades y espesores de capas para el SEV2 Basurero Vado Carranza ..	112
Tabla A-6. Concentraciones de iones mayoritarias – muestras acuosas en el área de estudio	113
Tabla A-7. Parámetros de calidad para los análisis de Cobre – Agua Subterránea.....	114
Tabla A-8. Parámetros de calidad para los análisis de Cadmio - Agua subterránea	114
Tabla A-9. Parámetros de calidad para los análisis de Níquel - Agua subterránea	115
Tabla A-10. Parámetros de calidad para los análisis de Plomo - Agua subterránea	115
Tabla A-11. Parámetros de calidad para los análisis de Zinc - Agua subterránea	116
Tabla A-12. Especiación química de las muestras de agua correspondiente a la campaña 1 de muestreo (abril-2008)	119
Tabla A-13. Especiación química de las muestras de agua correspondiente a la campaña 2 de muestreo (junio-2008).....	119
Tabla A-14. Especiación química de las muestras de agua correspondiente a la campaña 3 de muestreo (agosto-2008)	120
Tabla A-15. Especiación química de las muestras de agua correspondiente a la campaña 4 de muestreo (octubre-2008).....	120
Tabla A-16. Especiación química de metales pesados muestras de agua correspondientes a la campaña 1 (abril-2008).....	121
Tabla A-17. Cálculo del límite de detección de Cobre.....	127
Tabla A-18. Cálculo del límite de detección de Cadmio.....	128
Tabla A-19. Cálculo de límite de detección de Níquel.....	129
Tabla A-20. Cálculo del límite de detección de Plomo	130

Tabla A-21. Cálculo de límite de detección de Zinc	131
Tabla A-22. Cálculo del límite de detección de Cromo Hexavalente	132

Resumen

Se realizó un estudio para determinar el contenido de metales pesados (Cd, Cu, Ni, Pb y Zn) en agua subterránea y suelo en el área de influencia de un sitio de disposición final de residuos sólidos, el cual se encuentra ubicado en las inmediaciones del Vado Carranza, Valle de Mexicali, B. C. Los residuos dispuestos en este sitio provienen de diversos poblados de la localidad y en él se lleva a cabo la quema a cielo abierto de los residuos como técnica de tratamiento con la consiguiente contaminación inmediata de suelo y aire. En el caso del agua subterránea el riesgo de afectación se acentúa si se toma en cuenta la poca profundidad del acuífero de la zona (2.5 – 4.0 m).

Se instaló una red piezométrica, consistente en seis pozos de monitoreo, para determinar la calidad y flujo del agua subterránea. Con el objeto de definir la extensión de la carga de contaminantes asociada al basurero se realizaron tres Sondeos Eléctricos Verticales (SEV's). También se realizaron muestreos de suelo tanto a nivel superficial como a profundidad (hasta 1.5 m). Los análisis de aguas subterráneas incluyeron la determinación de iones mayoritarios y algunos parámetros físico-químicos medidos *in situ*. Finalmente, la cuantificación de los metales pesados, tanto en suelo como en agua, se llevó a cabo mediante la técnica de espectrometría de absorción atómica.

Los resultados obtenidos revelan alto contenido de metales pesados en suelo a nivel superficial en aquellas zonas donde es evidente la quema a cielo abierto de los residuos. En general el orden de predominancia fue el siguiente Zn>Cu>Pb>Ni>Cd. Los datos resultantes del muestreo vertical de suelo en las cuatro perforaciones realizadas presentan un contenido significativamente menor de metales pesados que el correspondiente al nivel de superficie, aunque en varios de los casos las concentraciones estuvieron por encima del rango promedio para metales en suelos. En el agua subterránea, se detectaron altas concentraciones de cadmio y cobre mientras que el resto de los metales (Ni, Pb, Zn) estuvieron dentro del rango promedio, tomando como base lo reportado en otros estudios. Dos de los pozos de monitoreo de agua subterránea (NP1 y NP2), ubicados al norte del

basurero, presentaron el mayor contenido promedio de sólidos disueltos, metales pesados y de algunos iones mayoritarios lo cual está en concordancia con la dirección de flujo del agua subterránea de la zona (noroeste) y con los resultados obtenidos a partir de los sondeos eléctricos verticales.

1 Introducción

En México existe un grave rezago en cuanto a la disposición de los residuos sólidos de tipo domiciliario. La falta de infraestructura y la carencia de verdaderos rellenos sanitarios han dado origen a la proliferación de sitios de disposición final irregulares comúnmente denominados tiraderos a cielo abierto cuyas características de operación distan de cumplir con la normatividad ambiental aplicable. Dentro de los principales problemas ambientales asociados a estos sitios se encuentran la contaminación de suelo, de mantos freáticos, generación de biogás y de partículas aerotransportables así como la proliferación de fauna nociva. Estos problemas ambientales se magnifican cuando se lleva a cabo la quema a cielo abierto, ya que esto provoca el aumento en la velocidad de degradación de los residuos y con ello la incorporación de contaminantes de diverso tipo en aire, agua y suelo (Cruz, 2002).

Tradicionalmente se ha considerado a los Residuos Sólidos Municipales o Urbanos (RSM o RSU) como no peligrosos, sin embargo, dentro de estos residuos se encuentran incluidos entre otros: pinturas, pesticidas de jardín, productos de aseo personal, residuos farmacéuticos, residuos eléctricos y electrónicos, baterías conteniendo metales pesados, aceites gastados, tubos fluorescentes, los cuales por sus características son peligrosos (Slack et al., 2004).

Dentro de los contaminantes de interés asociados con sitios de disposición de RSM, se pueden señalar a compuestos orgánicos, materia orgánica disuelta, macrocomponentes inorgánicos (aniones y cationes) y los metales pesados (Christensen et al., 2000). En el caso específico de los metales pesados, diversos estudios enfocados al análisis de la composición de RSM revelan contenidos significativos de elementos tales como cadmio, plomo, níquel y zinc en las principales fracciones de los RSM.

El propósito de este estudio consistió en determinar el contenido de metales pesados (Cd, Cu, Ni, Pb y Zn) en agua subterránea y suelo en el área de influencia de un tiradero a cielo abierto de RSM ubicado en las inmediaciones del Vado Carranza, Valle de Mexicali, B. C. Este tiradero cubre un área de 50 000 m², opera desde hace quince años y recibe una cantidad diaria aproximada de 30 toneladas de residuos provenientes de diversos poblados del Valle de Mexicali, y no cumple con las regulaciones ambientales establecidas en la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003. Asimismo, éste sitio representa una fuente de significativa de contaminación ya que en él se lleva a cabo la quema a cielo abierto de los residuos sólidos como técnica de tratamiento.

1.1 Ubicación del Área de Estudio

El área de estudio se encuentra en la parte noreste del estado de Baja California, entre las coordenadas geográficas 32° 12' 12.9" de latitud norte y 115° 09' 19.3" de longitud oeste, a aproximadamente 40 Km. al sureste de la ciudad de Mexicali, B. C. (Figura 1.1).

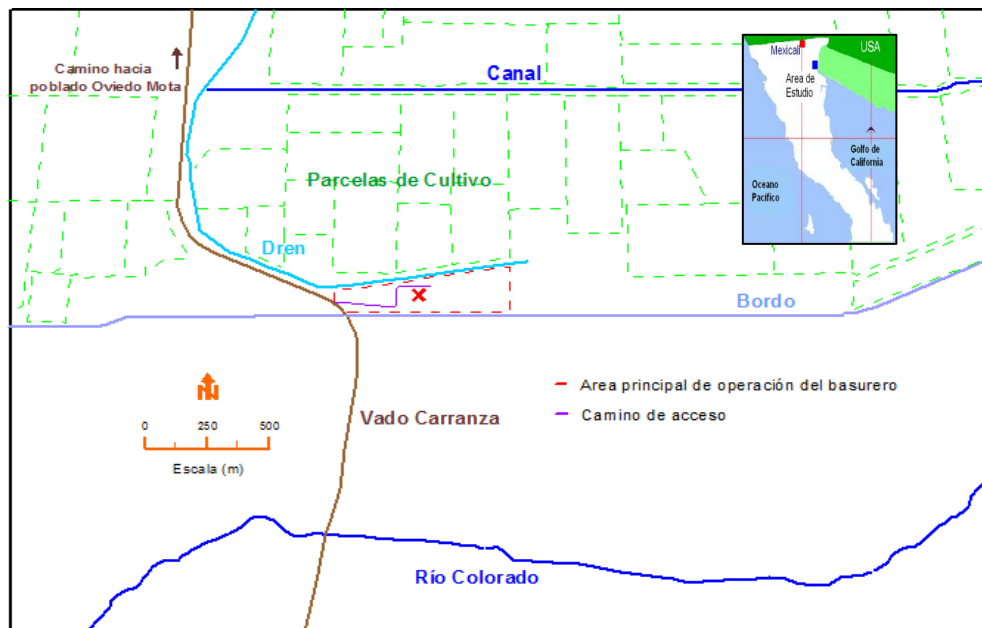


Figura 1-1. Mapa de ubicación del sitio de estudio.

1.2 Problemática

En el municipio de Mexicali, B. C. diariamente se generan 1 300 toneladas de residuos de tipo domiciliario. La ciudad de Mexicali cuenta en la actualidad con un basurero municipal que no cumple con las características propias de un relleno sanitario. Se han detectado sitios de disposición final de residuos sólidos no oficiales que operan a cielo abierto en el resto del municipio conocido como Valle de Mexicali. (SPABC, 2006).

Los problemas de contaminación de agua, suelo y aire que presenta Mexicali y su valle se deben, entre otros factores, a la generación de residuos sólidos y a la falta de sitios adecuados para su tratamiento y disposición final.

1.3 Justificación

El sitio de disposición final de residuos sólidos se encuentra ubicado en el Valle de Mexicali, cercano al Río Colorado (apenas a un kilómetro de distancia) y además de ser colindante con áreas de cultivo. Es decir, el sitio de estudio está ubicado en una zona que debe estar destinada a la preservación y estar libre de toda actividad humana que la deteriore ambientalmente.

Por otro lado, las evidentes deficiencias en las características de operación, que incluye la práctica rutinaria de quema de los residuos, hacen que este sitio sea una fuente significativa de contaminación. Esto afecta no solo de manera inmediata al suelo y aire sino que pone en evidente riesgo la calidad del agua subterránea por la posible percolación de contaminantes, máxime si se toma en cuenta la poca profundidad del acuífero en esa zona (2.5 – 4 m).

Otro problema importante relacionado con el mal manejo de los residuos sólidos lo constituye la proliferación de la fauna nociva, principalmente insectos, que se constituye en un medio para la transmisión de enfermedades. Durante el año 2009, la ciudad de Mexicali se ha visto aquejada por un problema de salud pública atribuido a la bacteria *Rickettsia*

principalmente en la zona de la ciudad conocida como Los Santorales. La falta de medidas higiénicas, la proliferación de fauna nociva y la mala disposición de residuos es evidente en esta zona.

Por lo anterior, queda claro la importancia de llevar a cabo estudios que sirvan de apoyo para evaluar el impacto ambiental negativo que pueda resultar de la inadecuada disposición de residuos sólidos, y con ello servir de base en la toma de decisiones que coadyuven a la preservación no solo del ambiente sino también de la salud pública.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo General

Realizar un estudio de caracterización para conocer el grado de contaminación por metales pesados en suelo y agua subterránea en el área de influencia de un tiradero a cielo abierto de Residuos Sólidos Urbanos ubicado en el Valle de Mexicali, B. C.

1.4.2 Objetivos Específicos

- Determinar el contenido de Plomo, Cadmio, Níquel, Cobre, Zinc y Cromo hexavalente del agua subterránea en la zona de estudio.
- Estimar el contenido de metales pesados en suelo (Plomo, Cadmio, Níquel, Cobre y Zinc) mediante la realización de muestreo de tipo superficial y vertical en el área de influencia del basurero en estudio.
- Determinar la dirección de la carga contaminante en base a la realización de estudios de resistividad terrestre (Sondeos Eléctricos Verticales) y a las propiedades hidráulicas (dirección de flujo) del acuífero en las inmediaciones del basurero.

2 Antecedentes

Desde la década de 1920, en los países industrializados, se han utilizado los Rellenos Sanitarios para la disposición final de residuos sólidos municipales e industriales (Griffin et al., 1976; Phillips, 1998). Desde entonces, en su implementación, se han llevado a cabo acciones tendientes a mejorar el diseño y manejo a fin de disminuir el impacto negativo de los residuos sólidos en el ambiente y en las fuentes de agua subterránea. Estas acciones, en los países en vías de desarrollo, desgraciadamente se han visto imposibilitadas en su aplicación debido, entre otras causas, a la mala administración gubernamental y a una deficiente organización del desarrollo social e industrial. La mayoría de los sitios de disposición de residuos sólidos no reúnen los requisitos de un relleno sanitario regulado (WBG, 2001).

En México, durante varias décadas, la disposición final de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) no presentó un problema serio, ya que su cantidad de generación y composición permitían que estos residuos se reintegraran rápidamente al ciclo natural sin ocasionar daños significativos al ambiente. Sin embargo, a partir de los años cuarenta, se incrementa substancialmente la generación de los RSU y sus características se ven alteradas, lo anterior debido principalmente al desarrollo industrial y a la explosión demográfica. Estos cambios y las prácticas tradicionales en la disposición final de los residuos han propiciado la aparición de grandes tiraderos a cielo abierto (SEDESOL, 2002). Se estima que actualmente, de los residuos sólidos que se generan a nivel nacional, alrededor del 30% son depositados en éstos sitios (INEGI, 2005).

De acuerdo con la Legislación Ambiental Mexicana, las autoridades municipales tienen a su cargo las funciones de manejo integral de RSU, que consisten en la recolección, traslado, tratamiento y disposición final (DOF, 2003).

El Municipio de Mexicali en el Estado de Baja California tiene una población de 855,962 habitantes (INEGI, 2007). De estos 653,046 habitantes residen en la Ciudad de

Mexicali mientras que el resto está distribuido en los cerca de 1740 poblados registrados a lo largo del Valle de Mexicali. La desigual distribución de la población que presenta este municipio provoca una diseminación en la generación de los residuos, aumentando con ello el número de tiraderos o basureros de tipo clandestino.

Tradicionalmente se ha considerado a los residuos sólidos municipales como no peligrosos, sin embargo este tipo de residuos pueden contener sustancias peligrosas en forma de pinturas, fármacos, productos de mantenimiento de vehículos, baterías, plaguicidas (como insecticidas y raticidas), productos de aseo personal (tintes, champo), desinfectantes, entre muchos otros (Slack et al., 2004). En un tiradero a cielo abierto además de los residuos señalados pueden disponerse de manera furtiva residuos peligrosos originados a partir de otro tipo de actividades (por ejemplo industrial o agrícola). Varios estudios relativos a la composición de lixiviados generados a partir de RSU coinciden en sus resultados respecto al contenido en los lixiviados correspondientes a sitios de disposición final donde se mezclan residuos de tipo municipal, industrial e incluso en algunos casos con sitios de disposición final de residuos peligrosos (Schrab et al., 1993; Kjeldsen et al., 2002, entre otros).

En un basurero o relleno sanitario los lixiviados se generan a partir de la percolación del agua de lluvia a través de las diferentes capas de los residuos sólidos transfiriéndose contaminantes de los residuos hacia el agua que percola mediante la combinación de procesos químicos, físicos y microbiológicos (Christensen and Kjeldsen, 2001). En los lixiviados pueden distinguirse cuatro grupos principales de contaminantes: materia orgánica disuelta, los macrocomponentes inorgánicos (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe, Mn, Cl^- , SO_4^{-2} y HCO_3^-), Metales Pesados (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn, etc.) y los compuestos orgánicos xenobióticos dentro de los que se encuentran hidrocarburos aromáticos, fenoles y clorinados alifáticos (Christensen et al., 1994).

2.1 Características físicas de los RSU

2.1.1 Humedad

La presencia de agua en los basureros es promotora de reacciones químicas y biológicas que se procesan en el medio. En la mayoría de los casos los residuos sólidos cuando son dispuestos en los vertederos no están saturados, sin embargo dos factores contribuyen para saturar los residuos: el agua proveniente de las lluvias y la presión de las capas superiores sobre el resto. Una vez alcanzada la saturación, la presión del agua libre acelera las reacciones químicas y biológicas.

El contenido de humedad de los residuos sólidos urbanos varía de acuerdo con varios factores como la composición inicial de los residuos, las condiciones climáticas, la forma de construcción del basurero, la existencia de sistemas de drenaje de lixiviados, la cobertura del basurero, la cantidad de humedad generada por los procesos biológicos y la cantidad de humedad eliminada por los gases generados. Los residuos alimenticios pueden alcanzar hasta el 70 % en peso de humedad, aunque en general el rango promedio de humedad en los RSU oscila entre 20 y 25% en peso (Tchobanoglous et al., 1993).

2.1.2 Densidad

La densidad de los residuos sólidos varía con su composición, el nivel de humedad y el grado de compactación. En los residuos alimenticios oscila entre los 100 y 500 Kg/m³. Los RSU compactos normalmente en un basurero tienen una densidad de 200 y 400 Kg/m³ (Kiely, 1999).

2.1.3 Temperatura

La temperatura de los residuos sólidos es sumamente importante en los procesos de formación de metano. Formaciones de metano simuladas en laboratorio muestran que la velocidad de generación de metano aumenta del orden de 100 veces cuando la temperatura alcanza valores entre 20 °C y 40 °C. (Christensen et al., 1992).).

2.1.4 Capacidad de Campo

Se define como el porcentaje máximo de humedad volumétrica del suelo que una muestra de terreno es capaz de retener libremente en contra de la gravedad. Por encima de la capacidad de campo el agua drena libremente (Kiely, 1999).

Los residuos sólidos urbanos no compactados tienen una capacidad de campo del 50 al 60%. El agua exceso de la capacidad de campo, drenará como lixiviado. Una ecuación empírica para calcular la capacidad de campo de Tchobanoglous et al. (1993), es:

$$CC = 0.6 - 0.55 * (w / (4500 + w)) \quad (1)$$

Donde:

CC = capacidad de campo, % de peso seco del residuo

w = peso, en Kg, del recubrimiento calculado a la altura media de la capa de residuo.

2.2 Impactos ambientales asociados a los RSU

Los problemas relacionados con los residuos sólidos no solo afectan la salud humana sino que también generan contaminación atmosférica, del suelo y de las aguas superficiales y subterráneas. Además su manejo inadecuado genera el deterioro estético de los centros urbanos y del paisaje natural (Cruz, 2002). A continuación se presentan los principales impactos ambientales tomando como referencia principal el trabajo de Cruz (2002):

2.2.1 Efectos en la salud humana

Olor (puede causar malestar, cefaleas y náuseas), polvo (responsable de molestias y pérdida momentánea de la visión y problemas respiratorios y pulmonares, estética (la visión desagradable de los residuos puede causar molestias y náuseas), objetos cortantes y punzantes (pueden provocar heridas y cortes), residuos químicos (efectos toxicológicos), fauna nociva (vectores de transmisión de enfermedades).

2.2.2 Aguas Superficiales

Uno de los efectos ambientales más serios provocados por el manejo inadecuado de los residuos sólidos es la contaminación de las aguas superficiales que muchas veces son fuente de abastecimiento de agua potable. Por una parte la materia orgánica de los residuos disminuye el oxígeno disuelto y aumenta los nutrientes, nitrógeno y fósforo, lo que ocasiona el aumento descontrolado de algas y genera procesos de eutrofización. En países en vías de desarrollo, los RSU frecuentemente se encuentran mezclados con residuos peligrosos industriales, lo que origina la contaminación química. Lo anterior implica altas inversiones si se quiere recuperar el recurso.

2.2.3 Aguas Subterráneas

Los acuíferos confinados y libres, pueden contaminarse inadvertidamente por la inadecuada disposición de los RSU, por lo que la mayoría de las situaciones se subestima el problema, aún cuando la contaminación por nitritos y otras sustancias químicas en aguas subterráneas para consumo humano es peligrosa para la salud.

2.2.4 Aire

En los tiraderos a cielo abierto, es evidente la contaminación atmosférica por la presencia de malos olores y la generación de humos, gases y partículas en suspensión, producto de la quema provocada o espontánea y el arrastre de los vientos. La quema en basurales y en incineradores sin sistemas de control de la contaminación representa un riesgo mayor debido a la presencia de plásticos, compuestos órganoclorados y otros productos químicos de significativa peligrosidad.

Dentro de los contaminantes atmosféricos emitidos durante la quema o incineración de los RSM se encuentran especies inorgánicas (berilio, cadmio, cromo hexavalente y níquel), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH' s), bifenilos policlorados (PCB' s), dibenzodioxinas policlorados (PCDDs) y dibenzofuranos policlorados (PCDFs) (Eschenroeder & Stackelberg, 1999).

2.2.5 *Impacto sobre el suelo*

El crecimiento de las áreas urbanas incide directamente sobre el suelo, tanto por la pérdida de tierras productivas como por la contaminación del suelo por residuos sólidos municipales, especiales y peligrosos. Se hace uso inapropiado del suelo y se vierten los residuos sólidos sobre depresiones naturales del terreno, muchas de ellas derivadas de la erosión.

2.3 Generación de RSU en México

Los Residuos Sólidos Urbanos o Municipales (RSU o RSM), conocidos comúnmente como basura, están compuestos por residuos orgánicos, papel, cartón, madera y en general materiales no biodegradables e inorgánicos como: vidrio, plástico, metales y material inerte. Los RSU provienen de las actividades que se desarrollan en el ámbito doméstico, sitios y servicios públicos, demoliciones, construcciones, establecimientos comerciales y de servicios, así como de residuos industriales que no se deriven de sus procesos. La contaminación del suelo y cuerpos de agua son dos de los efectos ambientales más serios provocados por el manejo inadecuado de los RSU. (Medina, 2001)

Por su grado de riesgo, los residuos sólidos se clasifican en: residuos sólidos no peligrosos y en residuos sólidos peligrosos. Por su origen los residuos sólidos se clasifican en: residuos sólidos urbanos (comúnmente denominados basuras), residuos sólidos industriales y residuos sólidos hospitalarios. Estas clases de residuos pueden ser peligrosos o no.

Si bien las basuras municipales son comúnmente consideradas no peligrosas, algunos componentes de las mismas, como por ejemplo pilas y baterías usadas, envases de plaguicidas domésticos y lámparas fluorescentes, poseen componentes tóxicos que cuando son mal manejados pueden contaminar el suelo, las aguas subterráneas y afectar la salud humana.

En México, a mediados de la década de 1990, cerca del 90% de los RSU producidos son eran dispuestos directamente en el suelo en diversas formas tales como: tiraderos a cielo abierto, basureros no controlados y en el menor de los casos en rellenos sanitarios (Israde et al., 2005). De acuerdo a las estadísticas oficiales en los últimos años se ha incrementado la utilización de los rellenos de tierra controlados y rellenos sanitarios. Para el año 2008, alrededor del 29% de los residuos sólidos municipales que se generaban a nivel nacional eran dispuestos en tiraderos a cielo abierto (Tabla 2-1); mientras que el porcentaje restante se maneja en rellenos sanitarios o sitios controlados (Agenda Estadística INEGI, 2005).

Tabla 2-1. Generación, recolección y disposición final de RSM en México

Concepto	Cantidad en miles de Toneladas	
	Año 2007	Año 2008
Generación de RSM	36 865.0	37 595.0
Recolección	32 585.0	33 880.7
Disposición final*	35 662.8	36 248.2
Rellenos sanitarios	20 846.6	21 822.6
Rellenos de tierra controlados ⁻	3 844.9	3 545.6
Sitios no controlados ⁺	10 971.3	10 880.0
* Se refiere al depósito permanente de los residuos en sitios habilitados total o parcialmente para minimizar los impactos negativos a la salud humana y al ambiente + Se refiere a tiraderos a cielo abierto - Estos sitios carecen de las características de impermeabilidad para ser considerado un relleno sanitario de acuerdo a la NOM-083-SEMARNAT-2003.		
Fuente: SEDESOL. Dirección General de Equipamiento e Infraestructura en Zonas Urbano-Marginadas, Abril 2009.		

En términos generales, en México, el tipo de RSU más significativo, en cuanto a su generación, corresponde a residuos de comida, jardinería y materia orgánica con una generación de 18 millones de toneladas al año, es decir alrededor del 50% del total generado (INEGI, 2007). La Figura 2-1 presenta el porcentaje por tipo de RSU generados en México en el año 2007.

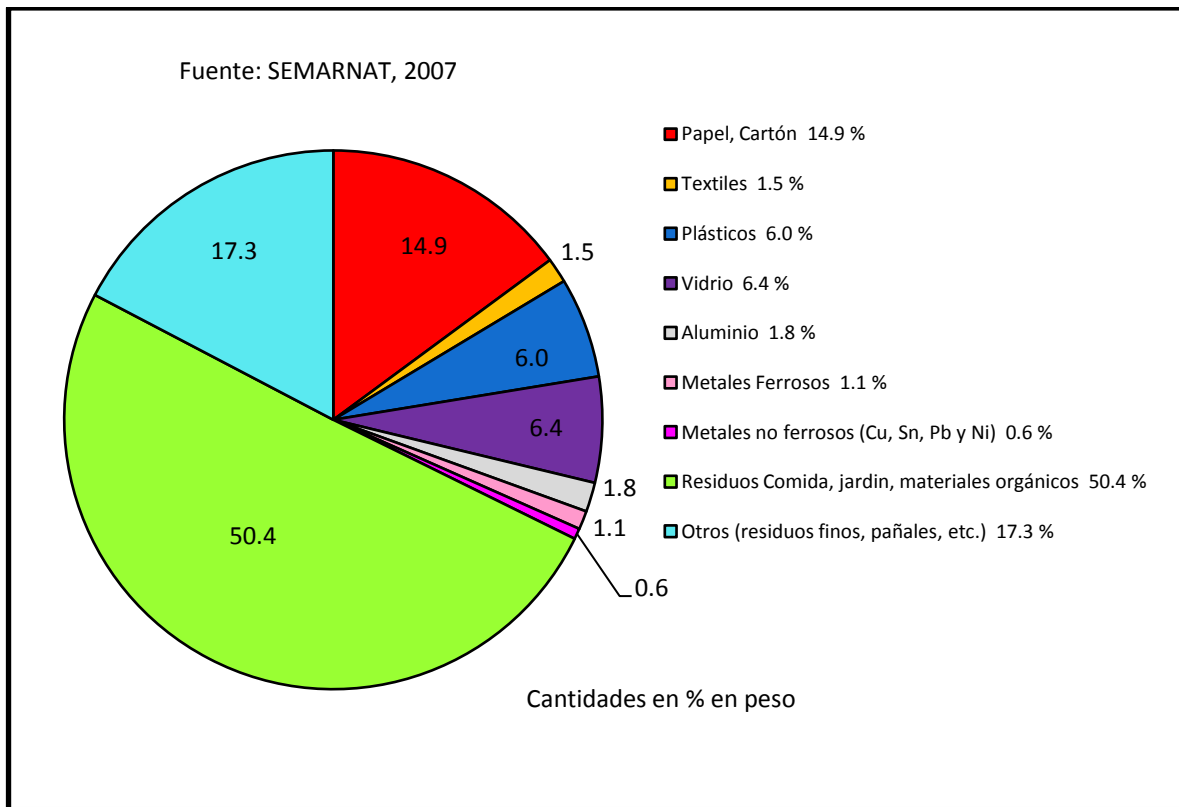


Figura 2-1. Generación promedio de RSU en México

En la región de Mexicali y su valle, los problemas relacionados a la contaminación de agua, aire y suelo, se acrecientan principalmente por las actividades industriales, agrícolas y pecuarias, así como por otros factores, como el crecimiento urbano no planificado, el déficit de infraestructura urbana, la generación de residuos sólidos y la falta de sitios adecuados para el tratamiento y la disposición final de los mismos (SPABC, 2006).

Con respecto a los residuos sólidos no peligrosos, en el municipio de Mexicali, B. C. se generan aproximadamente 1,300 toneladas diarias. Actualmente el sitio que se utiliza como basurero municipal de la ciudad de Mexicali no cumple con los criterios ecológicos establecidos para un relleno sanitario, pues sólo se efectúa la cobertura con tierra de los residuos depositados de manera eventual. También existen sitios de disposición final de RSU no oficiales que operan a cielo abierto, los cuales por su magnitud se consideran

problemáticos; en diversos puntos de la ciudad se han identificado otros 55 de menor magnitud. Aunado a lo anterior, en el sitio donde estuvo asentado el antiguo basurero municipal todavía no se han implementado las medidas para su restauración. En la zona del Valle, la disposición de este tipo de residuos se realiza a cielo abierto (SPABC, 2006).

De acuerdo a datos oficiales, la generación de residuos sólidos para la zona fronteriza de México es de 0.82 Kg. por habitante por día (SEMARNAT, 2007). En la Ciudad de Mexicali, B. C. el residuo sólido municipal que más se genera corresponde a desechos de comida (40%) siguiendo los residuos de jardín (18%). A los metales les corresponde aproximadamente el 0.6% del total generado (Ojeda, 2004).

2.4 Fuentes antropogénicas de generación de metales pesados

La civilización moderna es completamente dependiente en gran medida del uso de metales en todos los aspectos de la vida diaria. Existe una larga historia asociada entre metales y desarrollo humano. Así, la contaminación por metales se ha convertido en un problema serio debido a una serie de actividades entre las que destacan la minería, fundición, curtido y galvanizado de metales (Tabla 2-2). En las zonas agrícolas, la contaminación por metales pesados no solo afecta la producción y calidad de cultivos, sino que también la calidad de la atmosfera y cuerpos de agua y asimismo amenaza la salud y vida de animales y seres humanos (Kumar, 2008).

Diferentes investigaciones han identificado claramente la influencia de la actividad humana como una de las causas principales de la contaminación de ecosistemas por metales (Charlesworth et al., 2003; Tüzen, 2003; Al-Khashman, 2004; Banat et al., 2005; Chen et al., 2005). Al contrario que muchos contaminantes orgánicos los metales pesados, generalmente, no se eliminan de los ecosistemas acuáticos por procesos naturales debido a que no son biodegradables (Förstner y Prosi, 1979; Murray, 1996). Por el contrario son muy persistentes y sufren un ciclo global eco-biológico, donde las aguas naturales son el principal camino (Nürnberg, 1984; Moalla et al., 1998).

Los metales pesados tienen un gran significado como indicadores de la calidad ecológica de todo flujo de agua debido a su toxicidad y muy especialmente al comportamiento bioacumulativo que poseen (Purves, 1985; Moalla et al., 1998).

Tabla 2-2. Algunos usos de los metales potencialmente tóxicos mediante los cuales pueden ser introducidos al ambiente*

Usos	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
Aleaciones	•	•	•		•	•	•
Baterías y celdas electroquímicas					•	•	•
Cerámica y vidrio					•	•	
Productos químicos y farmacéuticos	•	•	•			•	•
Recubrimiento	•	•				•	•
Aparatos eléctricos			•				
Fertilizantes	•	•	•				•
Combustibles fósiles	•					•	
Minería y metalúrgica	•	•	•		•	•	•
Pinturas y pigmentos	•	•	•		•	•	•
Refinación de petróleo		•	•		•	•	•
Tuberías y maquinaria				•		•	
Plásticos	•					•	•
Papel		•	•		•	•	
Hule, gomas							•
Textiles		•	•				

*La introducción al ambiente de los metales puede ser directamente (descargas o emisiones) o indirectamente (disposición de residuos).
Fuente: Siegel, 2002.

2.5 Metales Pesados en lixiviados de RSU

El largo número de casos de contaminación de agua subterránea por basureros (Arneth et al., 1989) y los altos costos de remediación que esto implica, sugiere que los lixiviados de un basurero o relleno sanitario constituyen una fuente importante de contaminación del agua subterránea.

Una vía típica a través de la cual los residuos de un basurero contaminan a los acuíferos o a las aguas subterráneas es mediante lixiviados. La descomposición o putrefacción natural de la basura produce un líquido maloliente de color negro, conocido como lixiviado o percolado, parecido a las aguas residuales domésticas, pero mucho más concentrado (Jaramillo, 2002). Esta mezcla líquida resultante da origen a que los constituyentes y contaminantes de un residuo se vuelvan móviles (U. S. EPA, 1996).

Los lixiviados provenientes de un sitio de disposición final de residuos sólidos son los líquidos que se generan de la basura y que percolan por las diferentes capas de los residuos. Una combinación de procesos físicos, químicos y microbiológicos transfieren contaminantes desde el residuo a través del fluido que percola hacia el agua subterránea y que se incrementa por el agua de lluvia (Christensen & Kjeldsen, 1989).

El lixiviado de los residuos debe ser caracterizado como una solución acuosa conteniendo principalmente cuatro grupos de contaminantes (Christensen et al., 1994):

1. Materia orgánica disuelta, expresada como Demanda Química de Oxígeno (DQO) o Carbono Orgánico Total (COT).
2. Macrocomponentes inorgánicos: Ca, Mg, Na, K, NH_4^+ , Fe, Mn, Cl, SO_4^{2-} y HCO_3^- .
3. Metales pesados: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni y Zn.
4. Compuestos orgánicos xenobióticos. Los cuales se originan a partir de químicos de origen casero o industrial. Estos contaminantes generalmente se encuentran en los lixiviados en cantidades relativamente bajas (usualmente menos de 1 mg/L por compuesto). Incluyen entre muchos otros: hidrocarburos aromáticos, fenoles y compuestos clorados alifáticos.

La composición de los lixiviados varía significativamente entre basureros dependiendo directamente de la composición, edad y tecnología de disposición de los residuos. Asimismo la metodología de muestreo puede influir en la calidad del lixiviado. La Tabla 2-3 presenta información relativa a la composición de los lixiviados provenientes de sitios de disposición final de residuos sólidos.

Entre los contaminantes más comunes en los lixiviados se encuentran los compuestos orgánicos y los metales pesados (Tchobanoglous *et al.* 1993). Experimentalmente, la vida de un basurero puede ser descrita por una serie de fases de degradación (Pohland *et al.*, 1983). En la fase de formación de ácido, con un pH bajo, pueden esperarse altas concentraciones de metales pesados en los lixiviados. Asimismo el ambiente anaeróbico y reductor de los basureros puede tener un gran efecto en la especiación y movilidad de los metales (Flyhammar *et al.*, 1999).

Muchos metales, especialmente cadmio, cobre, plomo, estaño y zinc son dispersados al ambiente, a través de los lixiviados que se generan en los rellenos sanitarios, con el consecuente riesgo de contaminación de suelo, agua subterránea y su emisión mediante gases producto de la incineración de los residuos (Olajire & Ayodele, 1997).

A pesar de que en México son pocos los estudios sobre composición de lixiviados, respecto al caso concreto de los metales pesados, se ha detectado la presencia de cadmio, plomo y cromo hexavalente en uno de los vertederos de residuos sólidos municipales de la zona metropolitana de Guadalajara (Bernache, *et al.*, 1998). Asimismo, se han descubierto altas concentraciones de cadmio, plomo, zinc, níquel y arsénico en los lixiviados y en el agua subterránea del entorno del tiradero de Morelia (Israde *et al.*, 2005).

Tabla 2-3. Composición de los lixiviados provenientes de sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos

<i>Parámetro</i>	<i>Rango (mg/L, excepto pH)</i>
pH	4.5 – 9
Conductividad Específica (μScm^{-1})	2 500 – 35 000
Sólidos Totales	2000 – 60 000
Carbono orgánico total	30 – 29 000
Demanda Biológica de oxígeno (BOD ₅)	20 – 57 000
Demanda Química de Oxígeno (COD)	140 – 152 000
BOD ₅ /COD	0.02 – 0.8
Nitrógeno Orgánico	14 – 2 500
fósforo total	0.1 – 23
Cloruros	150 – 4 500
Sulfatos	8 – 7 750
Bicarbonatos	610 – 7 320
Sodio	70 – 7700
Potasio	50 – 3 700
Amonio	50 – 2 200
Calcio	10 – 7 200
Magnesio	30 – 15 000
Hierro	3 – 5 500
Manganeso	0.03 – 1 400
Silicio*	4 – 70
Arsénico	0.01 – 1
Cadmio	0.0001 – 0.4
Cromo	0.02 – 1.5
Cobalto	0.005 – 1.5
Cobre	0.005 – 10
Plomo	0.001 – 5
Mercurio	0.00005 – 0.16
Níquel	0.015 – 13
Zinc	0.03 – 1000

Fuentes: Andreottola y Cannas, (1992); Chu et al., (1994); Robinson, (1995); Ehrig, (1983, 1988); Garland y Mosher, (1975); Johansen y Carlson (1976); Karstensen, (1989); Krug y Ham, (1997); Lu et al., (1985); Naturvardsverket, (1989), Owen y Manning, (1997); Robinson y Maris, (1979). * Tomado de Owen y Manning, (1997).

2.6 Metales Pesados en las diferentes fracciones de RSU

En países industrializados de Europa del Oeste (Alemania, Austria, Dinamarca, Francia, Holanda, Reino Unido, etc.) se han realizado numerosos estudios en los cuales se ha cuantificado el contenido de metales (entre ellos Cd, Ni, Pb y Zn) en los RSM, ya sea mediante análisis directo a los residuos o mediante el análisis de los productos de la incineración de RSM (Vangheluwe et al., 2005). Asimismo se ha cuantificado el contenido de metales en cada una de las diferentes fracciones de RSM (Tabla 2-4).

Es ampliamente conocido que los procesos térmicos involucrados en la incineración de los residuos sólidos municipales (RSM) tienen el potencial de emitir diversos tipos de contaminantes atmosféricos. Estas emisiones surgen a partir de compuestos (por ejemplo, metales pesados) presentes en los residuos o formando parte del proceso normal de combustión o de una combustión incompleta. Asimismo la ceniza generada a partir de la incineración de RSM es un residuo peligroso, debido fundamentalmente a su contenido de dioxinas y metales pesados, por lo que debe ser tratada y dispuesta como tal. (Yongfeng Nie, 2008).

Tabla 2-4. Distribución promedio y desviación estándar de Cd, Ni, Pb y Zn en las principales fracciones de RSM* (cantidades en g/Ton de RSM)

Parámetro	Fracción de RSM						
	Papel	Metales	Vidrio	Plástico	Textiles	Orgánica	Otros
Cadmio	0.48±0.59	7.73±23.3	0.05±0.04	4.3±6.6	0.17±0.34	0.14±0.19	3.57±7.81
Níquel	2.64±1.36	18.4±16.8	3.01±4.42	2.74±1.91	0.39±0.33	3.26±3.14	28.0±32.1
Plomo	14.21±21.6	104.6±145.6	32.8±54.3	25.4±21.3	1.08±1.17	13.9±15.4	129.9±62.5
Zinc	40.5±32.7	295.7±498	3.95±5.8	29.5±28.3	9.46±9.8	13.3±13.5	357.5±374.7

*Estudios realizados en diferentes sitios de disposición final de RSM en Europa Occidental.
Adaptado de: ADEME (1993); Rousseaux et al. (1989); Beker & Cornelissen (1999); Otte (1994); Mast (1998); Dep. Of Env (1995); Prudent et al. (1996); Beek & Folmer (1990).

2.7 Contenido Natural de Metales pesados en suelo y agua

Las fuentes naturales de metales en el ambiente lo constituyen las rocas y los procesos mediante los cuales éstas se forman. Los minerales son sustancias inorgánicas y cada uno de los más de 3 000 minerales conocidos es único en su composición química y en el ordenamiento interno de su estructura cristalina. El intemperismo es la causa de la desintegración de las rocas así como de su interacción con otros reservorios (aire, agua y organismos). El producto final de este proceso es la formación de suelo, la cual puede tomar cientos o miles de años en llevarse a cabo (Siegel, 2002).

Son varios los metales que a nivel traza juegan un papel esencial en la nutrición de plantas y animales. En sólidos, Un elemento traza es aquel que se encuentra en concentraciones menores a 100 mg/Kg. (Sposito, 1989). El suelo es el medio a partir del cual las plantas incorporan metales a la cadena alimentaria. Aunado a lo anterior, la interacción del suelo con la superficie y el agua subterránea se constituye en el proceso fundamental que controla la solubilidad de los metales en el agua y el impacto en su calidad (Logan y Traina, 1993).

De acuerdo a lo anterior, pueden distinguirse básicamente dos fuentes que aportan metales a los cuerpos de agua siendo una de ellas de origen litogénico o geoquímico a partir de los minerales que por causas de intemperismo (erosión, lluvias, etc.) arrastra los metales al agua. La segunda fuente es de origen antropogénico o debida a la actividad humana. Así, la minería, los procesos industriales, los residuos domésticos, etc., son fuente importante de contaminación que aportan metales al aire, agua y suelo.

El enfoque más lógico sobre el peligro de contaminación del agua subterránea es considerarlo como la interacción entre la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero, consecuencia de las características naturales de los estratos que lo separan de la superficie del suelo y la carga contaminante que se aplica, será o podría ser aplicada en el medio subterráneo como resultado de la actividad humana (Foster, 2002).

Las tablas 2.5 y 2.6 presentan de manera resumida el contenido natural de metales pesados en suelo y agua subterránea.

Tabla 2-5. Contenido natural de metales en suelo

Material	Concentración en mg/Kg.				
	Zn	Cd	Cu	Pb	Ni
Corteza Terrestre	65	0.10	25	15	56
Suelo Cultivado	37 – 68	-	9.9 - 39	2.6 – 27	1.8 – 18
Suelo Sin Cultivar	25 - 67	0.1 – 1.8	8.7 - 33	2.6 - 25	4.4 - 23
Fuentes: Hitchon et al. (1999); Callender (2004); Siegel (2002); Reimann and Caritat (1998)					
Normatividad - Metales en Suelo					
Directiva Europea 86/278/CE	150 - 300	1 - 3	50 - 140	50 - 300	30 - 75
NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 Uso suelo: comercial, agrícola o residencial	-	37	-	400	1600

Tabla 2-6. Contenido natural de metales pesados en agua subterránea (mg/L)

Tipo de Agua	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Agua Subterránea	0.010	0.1	0.03 0.17 ⁺	0.05	1.0
Agua Subterránea (contaminada)	3	150	13	0.5	30
NOM-127-SAA1-1994	0.005	2	-	0.025	5
Fuentes: Hitchon (1999), Allard (1995), Christensen et al. (2001), Aiuppa et al. (2005). Merkel and Sperling, 1998)+.					

2.8 Comportamiento de metales pesados en agua.

En general las especies químicas son movilizadas en el ambiente por vectores físicos, químicos y biológicos. Puede moverse en solución como cationes, aniones y como complejos iónicos e incorporarse en fases de sólidos inorgánicos u orgánicos (como sedimentos o partículas) siendo absorbidas o adsorbidas (Siegel 2002).

Dentro de los factores o parámetros más importantes que controlan la solubilidad, movilidad, precipitación o deposición de los metales tóxicos pueden mencionarse el potencial hidrógeno (pH), potencial de oxido-reducción, temperatura e incluso procesos de tipo biológico (por ejemplo la actividad bacteriana). Otros factores a tener en cuenta son la textura del suelo (tamaño del grano) y la composición de la matriz de suelo/sedimento (Siegel, 2002).

A continuación se describe el comportamiento de cada metal pesado en agua, de acuerdo a Hitchon et al., (1999) y Allard (1995).

2.8.1 Cadmio

Su valencia es +2 y posee características similares al zinc, sin embargo es menos abundante en la corteza terrestre (0.1 ppm en promedio). Es calcófilo (tendencia a combinarse con los elementos del grupo VI A de la tabla periódica) y está muy asociado con el zinc en depósitos minerales y otros materiales terrestres.

En medio acuoso el cadmio tiende a formar especies químicas débiles con oxígeno y otros ligandos, sin embargo puede formar especies fuertes con cloruros (CdCl^+) y sulfatos (CdSO_4) que son significativas a valores de pH hasta 7.5 u 8. El cadmio no complejojado domina en aguas con valores de pH hasta 8, a partir de este valor el aporte es de CdCO_3 . Bajo condiciones alcalinas, en ausencia o presencia de oxígeno el CdCO_3 limita la cantidad de Cd disuelto en el agua, este efecto también es producido por el CdS pero en condiciones anóxicas.

2.8.2 Cobre

Su estado de oxidación principal es +2, sin embargo, complejos de Cu^+ también ocurren en los sistemas naturales. El Cu puede ser asociado con minerales arcillosos así como sedimentos orgánicos como esquistos y arcillas marinas.

En sistema acuosos tiende a formar complejos fuertes con oxígeno y sulfuros, dependiendo de las condiciones redox y de acidez. También forma complejos fuertes con sustancias de naturaleza orgánica, con oxígeno y nitrógeno como ligandos. La hidrólisis no es significativa hasta $\text{pH} < 6$, a valores mayores el complejo dominante es CuCO_3 por encima de especies como CuOH^+ o $\text{Cu}(\text{OH})_2$. A $\text{pH} < 6$, la especie dominante es Cu^{+2} , sin embargo, bajo estas condiciones puede formar complejos con Cl y SO_4 si estas especies se encuentran en concentraciones elevadas en el agua. En condiciones reducidas y en presencia de sulfuros las especies CuS y CuS_2 limitan la solubilidad del Cu en el agua.

2.8.3 *Níquel*

También es una especie química divalente y calcófila, ocurre principalmente formando óxidos y sulfuros. En los sistemas acuosos siempre ocurre en su forma Ni^{+2} formando complejos débiles con oxígeno pero muy fuertes con sulfuro. El ión metálico Ni^{+2} no complejoado es la especie dominante en agua subterránea hasta valores de pH de 9, Su solubilidad en el agua se ve limitado por el $\text{Ni}(\text{OH})_2$ bajo condiciones óxicas y por el NiS en condiciones reducidas.

2.8.4 *Plomo*

El plomo ocurre en la naturaleza principalmente como Pb^{+2} y en pequeñas cantidades como Pb^{+4} . Su abundancia en la corteza terrestre es de 14 ppm en promedio. Sus minerales más importantes son la galena (PbS), anglesita (PbSO_4) y cerusita (PbCO_3). El plomo es fácilmente adsorbido por minerales arcillosos, hidróxidos de hierro y materia orgánica.

En el agua, el plomo tiende a formar prácticamente los mismos complejos que el cobre además de poseer una elevada afinidad por las moléculas orgánicas. En el caso de aguas subterráneas, los complejos de plomo con sulfatos y cloruros son significantes a $\text{pH} < 7$. En general, el plomo se encuentra en bajas cantidades en las aguas, debido principalmente a la baja solubilidad de sus diferentes especies.

2.8.5 Zinc

El zinc (siempre presenta valencia +2) es calcófilo y principalmente se encuentra en combinación con otros elementos. Sus minerales más abundantes son: esfalerita (ZnS), esmitsonita (ZnCO₃) y zincita (ZnO). El zinc es fuertemente adsorbido por materia coloidal de corrientes y ríos. En soluciones acuosas, el zinc tiende a formar complejos relativamente fuertes con oxígeno conteniendo diversos ligandos.

A pH menores a 7.5 domina la especie libre Zn⁺² y a pH superiores ZnCO₃. A pH superiores a 7.5, la hidrólisis comienza a ser significativa aunque complejos como ZnOH⁺ y Zn(OH)₂ no son especies significativas tratándose de aguas carbonatadas. Sus complejos con sulfatos (ZnSO₄) pueden ser significativos en aguas con pH bajo y alto contenido de sulfatos. La especie ZnS (sólido) se forma bajo condiciones anóxicas (bajo contenido de oxígeno).

2.9 Sorción de metales en suelo

Los residuos de tipo domiciliario dispuestos en rellenos sanitarios contienen una mezcla de compuestos químicos. Cierta cantidad de estos químicos son liberados durante el tiempo de vida del relleno incluyendo los metales pesados (Fetter, 2001). La contaminación de suelo con metales pesados incluso a bajas concentraciones representa un impacto potencial a la calidad del ambiente y la salud humana así como un riesgo a largo plazo para el agua subterránea y los ecosistemas (Slack et al., 2005).

El término adsorción representa la pérdida general de iones metálicos desde una fase acuosa hacia una fase sólida contigua (Brandl, 2004). La desorción es el proceso inverso a la adsorción. La adsorción juega un papel mayor en la movilidad de los metales pesados. Los modelos que describen la sorción de metales están basados en los valores obtenidos empíricamente del denominado coeficiente de partición-distribución K_d, el cual indica el grado de retención de contaminantes (metales) por los suelos (Vidal & Rigol, 2008; Zuhairi, 2003).

El intercambio iónico es un fenómeno de adsorción/desorción que aplica principalmente a un material con un “enrejado poroso” conteniendo cargas fijas con la capacidad de atraer/repeler especies ionizadas. Las arcillas minerales constituyen el tipo más común de intercambiadores iónicos en suelos y acuíferos (Deutsch, 1997).

Es usual que en un relleno sanitario vanguardista, se empleen capas de arcilla como barreras protectoras para impedir el movimiento de los contaminantes provenientes de los residuos (Zuhairi, 2003). La capacidad de los suelos arcillosos para ser utilizados como capa protectora en rellenos sanitarios se debe básicamente a sus propiedades físicas y químicas.

Se ha propuesto que los factores más importantes que inciden en la acumulación de metales en suelo son: los minerales de arcilla, capacidad de intercambio catiónico, los óxidos de hierro, aluminio y manganeso, carbonato de calcio y sustancias húmicas asociadas con la materia orgánica (Sparks, 2005). De acuerdo a Anderson y Christensen (1988), el contenido de arcilla, materia orgánica, hidróxidos de fierro y óxidos de manganeso poseen la capacidad más alta para adsorber metales. Asimismo es bien conocido que el pH influye fuertemente en la adsorción de iones metálicos en los sistemas naturales (Riemsdijk & Hiemstra, 1993). Los componentes orgánicos de arcillas y suelos con compuestos de los grupos carboxilo, fenol y amino toman parte en la retención de iones metálicos por complejación (Wahba & Zaghoul, 2007).

En una serie de experimentos para determinar la adsorción de metales pesados (Pb, Cd y Zn) por cinco tipos de suelo arcilloso (Zahairi, 2003), se observó que para la concentración inicial de metal pesado (3 813 mg/L Pb) los suelos con mayor contenido de arcilla (52 y 57%) adsorbieron el 99% de Pb que estaba originalmente en solución. El mismo resultado se obtuvo para una concentración inicial baja de plomo en solución (488 mg/L Pb). Contrastando con los resultados obtenidos para los suelos con contenido de 21, 30 y 50% de arcilla cuya adsorción osciló entre 24 y 49% de Pb adsorbido en suelo. El

cobre presentó una absorción similar al plomo (98%) a baja concentración inicial (506 mg/L) para suelos con el mayor contenido de arcilla (52 y 57% arcilla). La adsorción de cobre descendió (85%) al incrementar la concentración inicial (3006 mg/L Cu). El zinc fue el metal que presentó una adsorción de 43 y 47% para una concentración inicial de 2310 mg/L Zn en los suelos con mayor contenido de arcilla.

Por otro lado, Wahba & Zaghoul (2007) reportan máxima remoción de plomo en solución por calcita (74,2%), en comparación con montmorillonita (66%) y caolinita (58%). En el citado estudio, la calcita presentó la tendencia a adsorber plomo más que otros metales pesados (cadmio y zinc). Papadoupoulos and Rowell (2006) encontraron que la precipitación de otavita (CdCO_3) predomina en calcita para altas adiciones de cadmio.

Chuangcham et al., (2008), reportan la adsorción de metales pesados (Pb, Cd y Zn) en tres diferentes tipos de suelo. La mayor adsorción correspondió a un suelo limo-arcilloso (37,5% de arcilla) conteniendo básicamente caolinita e ilita. Para este tipo de suelo el orden de adsorción fue el siguiente: $\text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cd}$.

2.10 Modelación Geoquímica

2.10.1 Programa PHREEQC

PHREEQC versión 2 es un programa computacional escrito en lenguaje C diseñado para la realización de una amplia variedad de cálculos geoquímicos de especies acuosas a bajas temperaturas (Parkhurst & Appelo, 1999).. Entre los cálculos se incluye la especiación y cálculo de índices de saturación de especies químicas, cálculos de transporte en una dimensión involucrando tanto reacciones reversibles (con los siguientes tipos de equilibrio: acuoso, mineral, gas, complejación e intercambio iónico) como irreversibles (transferencia de moles de reactantes, mezcla de soluciones, reacciones cinéticamente controladas, cambios de temperatura). Para especiación acuosa, Phreeqc utiliza los datos de

composición química de la solución de interés y a partir de ellos calcula la distribución de especies acuosas y los índices de saturación de las fases correspondientes.

2.10.2 Índices de Saturación

El cálculo del índice de saturación de un mineral (SI) es un método conveniente para representar la condición de equilibrio de una solución con respecto a dicho mineral. Se expresa mediante la siguiente ecuación (Deutsch, 1997):

$$SI = \log_{10} (IAP/K_{\text{mineral}}) \quad (2)$$

Donde:

IAP = Producto de la actividad iónica del mineral

K_{mineral} = Constante de Equilibrio del mineral

La interpretación de los tres rangos de valores es la siguiente:

SI = 0; en este caso el mineral se encuentra en equilibrio con la solución

SI < 0; el mineral se encuentra insaturado y no precipitará (permanecerá disuelto)

SI > 0; el mineral se encuentra sobresaturado y precipitará

2.11 Área de Estudio

2.11.1 Localización

El sitio de estudio se localiza en la parte noreste del estado de Baja California, esto en el Valle de Mexicali, tiene la característica de estar enclavado dentro del corredor ripario y a una distancia aproximada de 1 Km. del Río Colorado. Este sitio de disposición final se encuentra ubicado en las coordenadas geográficas 32° 12' 12.9" Latitud Norte y 115° 09' 19.3" Longitud Oeste (aproximadamente 40 Km. al sureste de la ciudad de Mexicali, B. C.). Además, Es importante resaltar que el sitio colinda al norte con varias parcelas de cultivo, siendo el poblado Oviedo Mota el asentamiento humano más cercano. El sitio bajo estudio consiste en un basurero o tiradero a cielo abierto de residuos sólidos cuya área de

operación principal actualmente cuenta con una superficie aproximada de 120 m x 400 m (4.8 hectáreas). La disposición diaria de residuos en este lugar asciende a unas 30 toneladas por día.

2.11.2 *Clima*

Las zonas localizadas en los alrededores de la Laguna Salada, en el Valle de Mexicali y en la parte norte del delta del Río Colorado presentan clima muy seco cálido con lluvias en invierno. La mayor incidencia de lluvias se produce en enero, cuyo rango va de 8.1 a 10.5 mm, siendo mayo el mes con menor precipitación, en el se registran de 0 a 0.3 mm. La temperatura media anual va de 22 °C a 23.1°C; el mes más cálido es julio, con valores de 32.6 °C a 32.9 °C temperatura media; y el mas frio es enero, con un rango de 11.9 °C a 14.0 °C (INEGI, 2001).

2.11.3 *Hidrología*

En el Valle de Mexicali, las principales corrientes son: el Río Colorado, el Río Hardy y el Río Nuevo. El caudal del Río Colorado se ha visto controlado para la utilización del agua en actividades agrícolas, industriales y urbanas en el mismo delta y aguas arriba (Glenn et al., 1998). Esto ha provocado que prácticamente en todo el territorio mexicano, el cauce del Río se encuentre seco, exceptuando los periodos en que se presentan condiciones de escurrimientos extraordinarios (Zamora-Arroyo, 2005).

2.11.4 *Fisiografía*

El valle de Mexicali es un ambiente deltaico. En la línea divisoria internacional con los Estados Unidos de América, 10 Km. al oeste de Mexicali, la altura varía entre los 2 m bajo el nivel del mar alcanzando los 43 m sobre el nivel del mar (msnm) en el extremo noroeste del valle, en la entrada al mismo Río Colorado (RC). En el extremo sur, la cota media es de 5 msnm, lugar donde llegan las mareas máximas del Golfo de California (Ramírez-Hernández, 2006).

2.11.5 Suelo

Los suelos del valle de Mexicali son de origen aluvial, los cuales fueron formados por sedimentos arrastrados por el Río Colorado (RC), que son verticalmente estratificados debido a las deposiciones que tuvieron lugar bajo condiciones variadas de intensidad de las avenidas del RC (Ramírez-Hernández, 2006). El tipo de suelo predominante en la zona de estudio es el xerosol. Este tipo de suelo se posee en tres subunidades: háplicos, lúvicos y cálcicos. Los xerosoles háplicos presentan las características diagnósticas de este tipo de suelos (moderada capacidad de intercambio catiónico, pH entre 6.6 y 8, color pardo claro a pardo pálido, textura de media a gruesa, etc.), en tanto que los xerosoles lúvicos tienen como característica fundamental tener un horizonte de acumulación de arcilla que favorece la retención de humedad y los xerosoles cálcicos que contienen acumulación de carbonato de calcio en el subsuelo. (INEGI, 2001)

2.11.6 Flora

La vegetación predominante en el área de estudio es: Mezquite (*Prosopis glandulosa*), Sauce del Río (*Salix gooddingii*), Álamo (*Populus fremontii*), Chamizo salado (*Atriplex* spp.), palo verde-junco (*Parkinsonia acuelata*), Hoja del Carbonero (*Baccharis salicifolia*), Tule (*Thypha domingensis*), Pasto Salado (*Distichlis spicata*), Cachanilla (*Pluchea sericea*) y Pino salado (*Tamarix ramosissima*), en donde estas dos últimas son arbustos oportunistas y tolerantes a resistir tierras salinas, sequías e incendios constantes (Cupul-Magaña, 2008).

2.11.7 Fauna

Pitt (2001) señala como especies de interés ecológico, en la zona del delta del Río Colorado, las siguientes: palmoteador de yuma (*Rallus longirostris yumanensis*), gaviota de patas amarillas (*Larus livens*), gaviota de Heermann (*Larus heermanni*), charrán elegante (*Sterna elegans*), garza rojiza (*Egretta rufescens*), halcón peregrino (*Falco peregrinus*), barnacla de cara negra (*Branta bernicla*), carpodaco doméstico (*Carpodacus mexicanus*), cenizote (*Mimus polyglottos*), garza ceniza (*Ardea herodias*) y mosquero saucero (*Empidonax traillii*).

3 Materiales y Métodos

El sitio de estudio se localiza en el Valle de Mexicali, Baja California (Figura 3.1). Consiste en un basurero o tiradero a cielo abierto cuya área de operación actual tiene una superficie aproximada de 120 m x 400 m (4.8 hectáreas). La disposición diaria de residuos sólidos en este lugar asciende a unas 30 toneladas por día.



Figura 3-1. Mapa de localización del sitio de estudio

Para alcanzar los objetivos del estudio el sitio se caracterizó de la siguiente manera:

1. Caracterización de la basura
2. Caracterización Física del Medio
 - a) Instalación del sistema de control, sondeos eléctricos verticales
 - b) Muestreo de agua y suelo
 - c) Análisis de laboratorio
3. Modelado Geoquímico

3.1 Caracterización de los residuos dispuestos en la zona de estudio

El basurero en estudio opera desde hace diez años aproximadamente, posee las características de un tiradero a cielo abierto y los residuos que allí se disponen son del tipo municipal o sólidos urbanos. Los residuos provienen de diversos poblados del Valle de Mexicali, entre los que se incluyen: Ej. Sonora, Ej. Durango, La Puerta, La Mariana, Cucapá Mestizo, López Mateos, Nuevo Michoacán, Col. Carranza, González Ortega, El Mayor y Cucapá Indígena. El tratamiento que se les da a estos residuos consiste simplemente en su quema a cielo abierto. Con la finalidad de obtener un estimado de la composición de los residuos dispuestos en el basurero ubicado en las inmediaciones del Vado Carranza, Valle de Mexicali, B. C. se realizó un estudio de caracterización en el periodo comprendido del 24 al 28 de marzo de 2008 (Figura 3.2).



Figura 3-2. Muestreo por cuarteo de los Residuos Sólidos

Para el muestreo de los residuos se utilizó el método de cuarteo (Norma Mexicana NMX-AA-015-1985) y para la cuantificación de los subproductos se procedió de acuerdo a las recomendaciones de la Norma Mexicana-NMX-AA-022-1985.

El cuarteo consiste en ir reduciendo la muestra compuesta hasta obtener el tamaño adecuado (Figura 3.3). Para homogeneizar perfectamente la muestra bruta se puede lograr utilizando una mezcladora o hacerlo de forma manual con una pala.

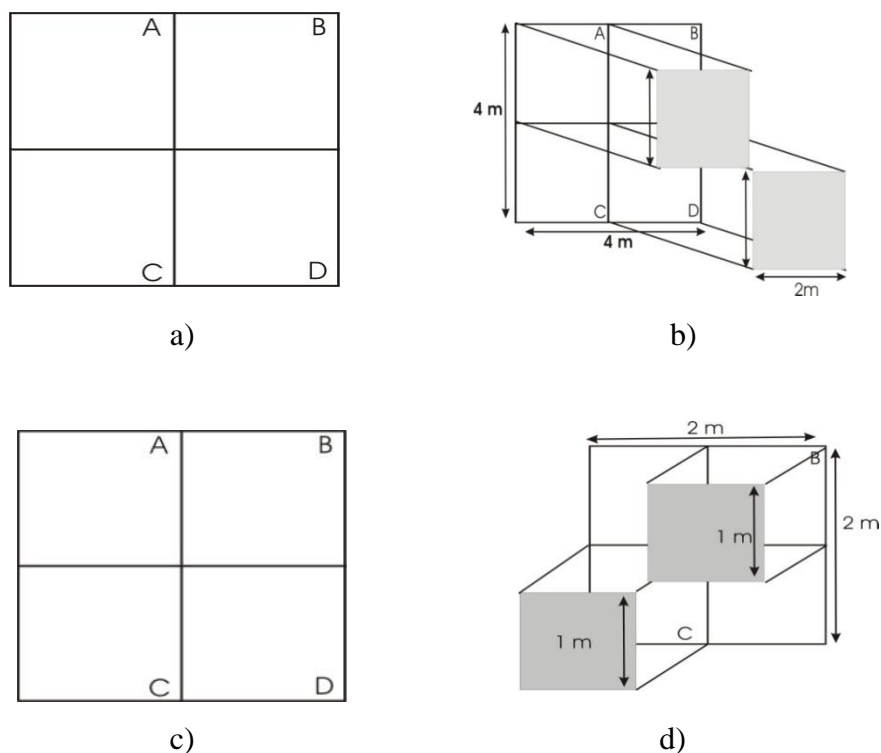


Figura 3-3. Procedimiento para el cuarteo de los residuos sólidos

Primero se divide la muestra en cuatro partes. Se requiere de extender la muestra sobre una superficie y dividirla en cuatro cuadrantes numerados (Figura. 3.3 a). Separar los cuadrantes opuestos (A y D), y el resto de la muestra se retira (Figura 3.3 b). La nueva muestra se homogeniza nuevamente y se divide en esta ocasión se toman los cuadrantes opuestos (B y C) (Figura 3.3 c). Estos pasos se repiten los pasos anteriores hasta obtener el tamaño de muestra deseado (Figura 3.3 d). Para la muestra, se toman como mínimo 50 Kg de residuos que proceden de las áreas que no fueron eliminadas en el cuarteo. Se seleccionan los subproductos depositándolos en bolsas de polietileno hasta agotarlos. Finalmente se procede a su pesaje por separado.

3.2 Caracterización del medio físico o del basurero

3.2.1 *Sondeos Eléctricos Verticales (SEV)*

Las técnicas geofísicas intentan distinguir o reconocer las formaciones geológicas que se encuentran en profundidad midiendo el parámetro físico involucrado. En el caso de las técnicas de prospección geoelectrica, este parámetro es la resistividad (o conductividad). Dentro de estas técnicas se encuentran los Sondeos Eléctricos Verticales (SEV) que se caracterizan por su sencillez y la relativa economía del equipo necesario.

Con la finalidad de estimar la extensión de la pluma contaminante de los lixiviados provenientes del basurero se llevo a cabo un estudio geofísico consistente en tres Sondeos Eléctricos Verticales (SEV's). Estos Sondeos consistieron en arreglos tipo Schlumberger, cubriendo una distancia de cien metros cada uno. Para tal fin se empleó un equipo Bison Earth Resistivity System Modelo 2390 (Figura 3.4).



Figura 3-4 Transmisor y receptor de resistividad terrestre Bison Modelo 2390

Los datos obtenidos de los tres SEV's mediante los arreglos Schlumberger fueron procesados empleando el programa IPI2Win Resistivity Sounding Interpretation ver3.0.1e mediante este programa es posible obtener modelos de capas terrestres con valores de resistividad y espesor característicos.

3.2.2 *Instalación del sistema de control*

El sistema de control, para este estudio, se basó en una red piezométrica constituida por ocho piezómetros (de 6 metros de profundidad cada uno, en promedio) distribuidos en el área de influencia del basurero. Los piezómetros fueron elaborados en su parte interior con tubería ranurada ABS de 1 ½ in de diámetro y exteriormente con tubería PVC 2 in de diámetro. Los tubos fueron ranurados solo la mitad inferior de su longitud, es decir tres metros para captar agua subterránea con brocas de 7/64 in. Entre los tubos interiores (1 ½ in) y exteriores (2 in) se utilizó tela 100 % poliéster, con el objeto de retener las partículas finas.

3.2.3 *Determinaciones en campo*

Parámetros de calidad de agua tales como oxígeno disuelto, pH, conductividad, sólidos disueltos totales y temperatura se determinaron en campo mediante instrumentos portátiles: Medidor de pH Hanna HI98150, Medidor Oakton Water Proof 410 Series y Medidor de Oxígeno disuelto Jenway 9071 (Figuras 3.5, 3.6 y 3.7).



**Figura 3-6. Medidor de DO₂
Jenway 9071**



**Figura 3-5 Medidor Oakton Water-
Proof 410**



**Figura 3-7 Medidor de pH Hanna
HI98150**

3.2.4 Muestreo de Agua

El material utilizado (botellas de polietileno) para la toma de las muestras de agua fue previamente lavado, siguiendo las recomendaciones establecidas en la Norma Oficial Mexicana NOM-014-SSA1-1993. Para los parámetros fisicoquímicos, las botellas fueron cuidadosamente lavadas con detergente libre de fosfatos y agua destilada. El lavado de los recipientes para metales pesados incluyó el enjuague con una solución acuosa de ácido nítrico 1: 1.

Se colectaron muestras de agua en diez puntos diferentes (seis de estos dentro del área de influencia del Basurero). De estos puntos, ocho corresponden a agua subterránea y dos a aguas superficiales, Río Colorado y agua de canal (Figura 3-8). En el anexo B se presentan las coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo de agua.

Para este estudio se efectuó la instalación de seis de los ocho piezómetros señalados. Las muestras fueron colectadas mediante un sistema de vacío tipo manual, se midió el nivel del agua procediéndose posteriormente a su extracción, esta agua no formó parte de la muestra final sino que se permitió la recuperación del acuífero por un tiempo aproximado de treinta minutos. Una vez transcurrido este tiempo se efectuó el muestreo definitivo. Para cada punto, se tomaron muestras por triplicado en botellas de polietileno de 500 mL de capacidad (dos de las botellas para fisicoquímicos y duplicado y la tercera para metales pesados). En el caso específico de los metales pesados las muestras fueron acidificadas a un pH menor a 2 unidades para prevenir que se presente hidrólisis con la subsiguiente precipitación de los mismos.

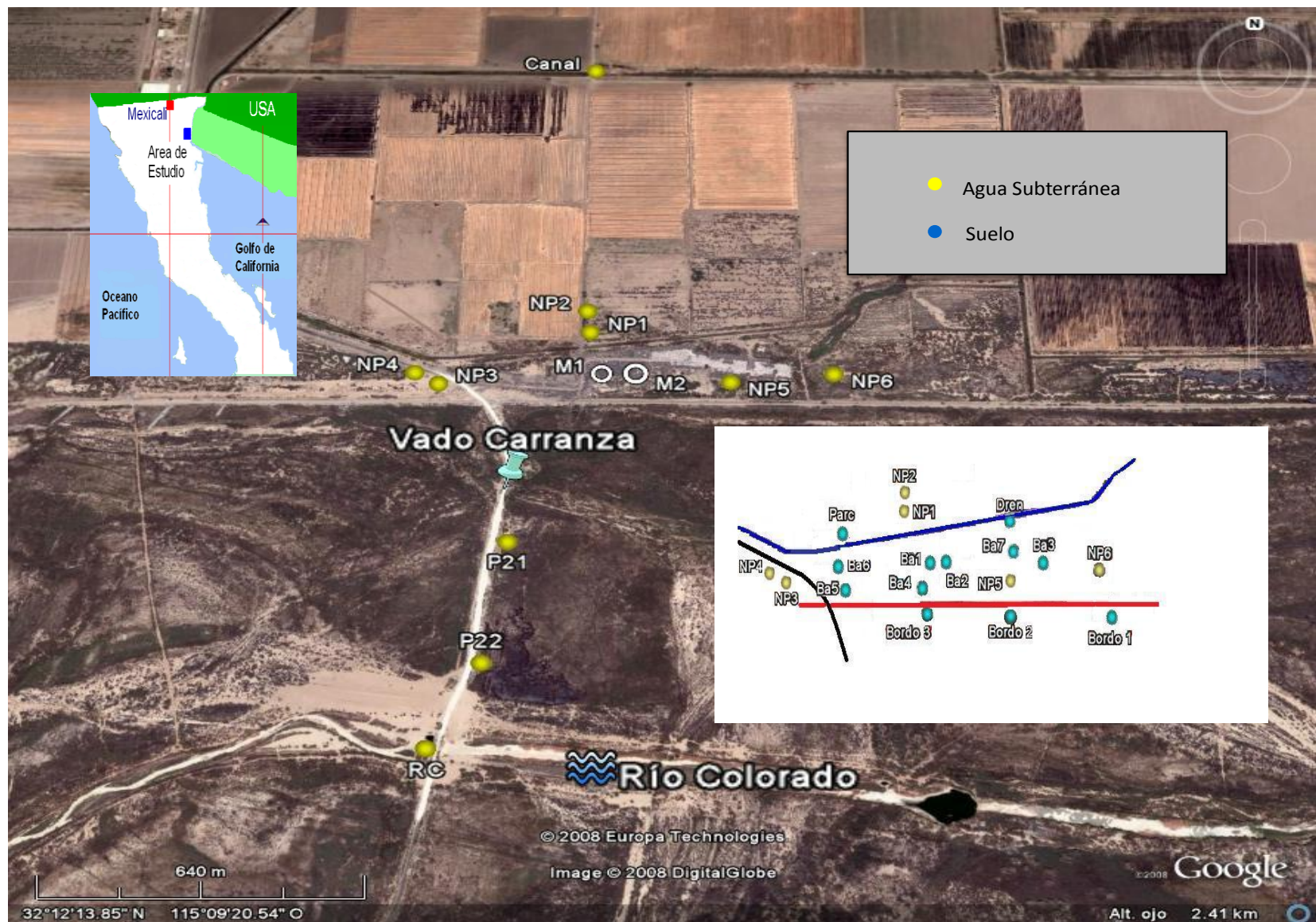


Figura 3-8. Localización de las estaciones de muestreo de suelo y agua

3.2.5 Muestreo de Suelo

El muestreo de suelo fue de tipo superficial y a profundidad llevándose a cabo de acuerdo las recomendaciones de la NMX-AA-132-SCFI-2006. Se tomaron 18 muestras de la capa superficial de suelo en el área de influencia del basurero próximo al Vado Carranza, Valle de Mexicali, B. C., con la siguiente distribución: seis de estas muestras se tomaron a un costado de los pozos de muestreo de agua subterránea (identificadas NP1 - NP6); tres después del bordo que se ubica al sur del basurero (bordo 1 - 3); siete muestras corresponden a áreas donde se realiza la disposición de los residuos sólidos y su posterior quema a cielo abierto (Ba 1 - Ba 7); una muestra corresponde a suelo de una parcela que se ubica al norte del basurero (Parc), una muestra corresponde a suelo tomado a un costado de un dren (dren) también ubicado al norte del basurero. En la figura 3-9 se muestra la localización de los sitios de muestreo para suelo y en el anexo B se presentan las coordenadas geográficas de estos sitios.

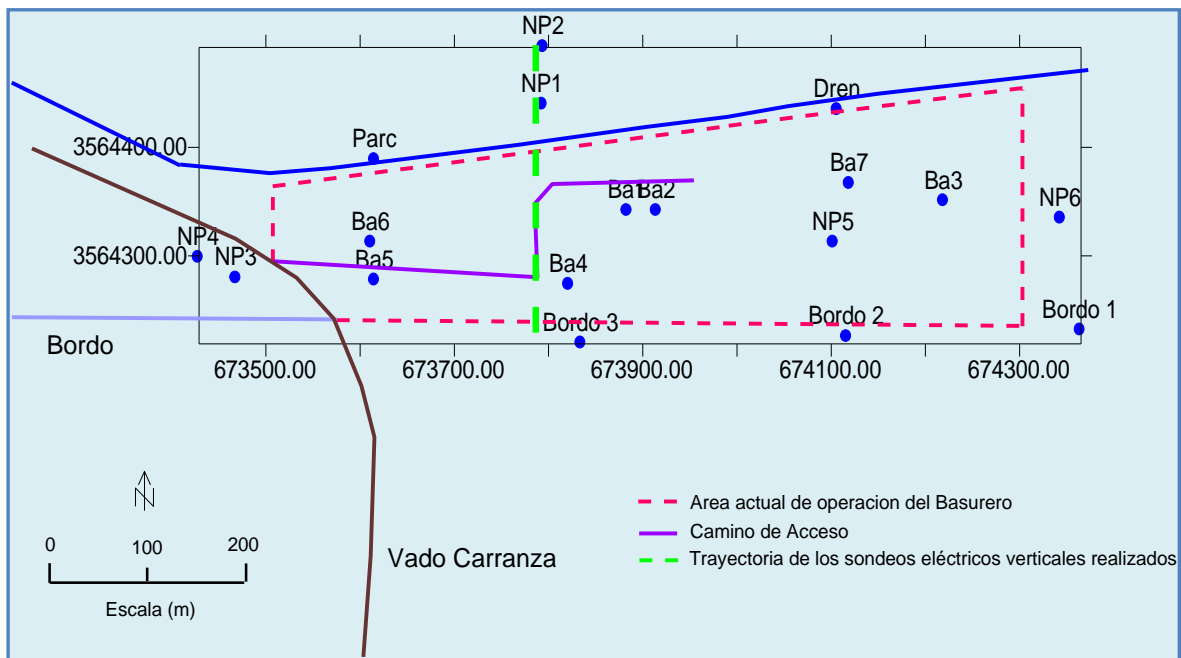


Figura 3-9. Localización de los sitios de muestreo de suelo a nivel superficial

El muestreo vertical consistió en la realización de cuatro perforaciones colectando muestras de suelo (cada 30 cm) hasta alcanzar una profundidad de 1.5 m en cada perforación (Fig. 3-10). En la tabla A-2 del anexo B, se presentan las respectivas localizaciones de los puntos de muestreo para las muestras de suelo.



Figura 3-10. Muestreo de Suelo a profundidad (Enero-2009)

3.2.6 *Análisis de Agua Subterránea y suelo*

Para determinar la calidad del agua subterránea en este estudio se realizó el análisis de parámetros fisicoquímicos (tales como pH, conductividad, sólidos disueltos totales, oxígeno disuelto, dureza así como iones mayoritarios) y metales pesados (Pb, Cd, Cu, Ni, Cr⁺⁶ y Zn).

3.2.6.1 Tratamiento de las Muestras

Muestras Acuosas

Para la determinación de metales pesados en aguas, las muestras fueron tratadas mediante digestión acida de muestras acuosas y extractos para determinación de metales pesados por espectrometría de absorción atómica (numeral 10.3 de la NOM-AA-051-SCFI-2001).

Procedimiento.

1. Transferir 100 mL de muestra homogeneizada a un vaso de precipitado de 150 mL de capacidad y se adicionan 3 mL de HNO₃ concentrado. Cubrir cada vaso con un vidrio de reloj.

2. Colocar el vaso en una placa de calentamiento (o una fuente de calentamiento equivalente) y calentar hasta evaporar dejando un volumen de 5 mL evitando que la muestra entre en ebullición y que el vaso se seque (ya que se obtendrían bajas recuperaciones). Enfriar y añadir otros 3 mL de HNO₃ concentrado. Calentar nuevamente. La temperatura de calentamiento debe ser tal que se consiga un reflujo suave de la muestra.

3. Continuar calentando, añadir cantidades adicionales de ácido en caso de ser necesario, hasta que la digestión se complete (lo cual es notado cuando el color de la muestra toma un color claro o cuando no cambia con los reflujos sucesivos). Evaporar la muestra hasta un volumen de 3 mL (evitar que el fondo se seque). Enfriar el vaso con la muestra. Adicionar 10 mL de HCl 1:1 y someter a un reflujo final durante 15 minutos para disolver cualquier precipitado que pueda formarse o residuo resultante de la evaporación.

4. Lavar las paredes del vaso y el vidrio de reloj con agua. Cuando es necesario la muestra debe filtrarse (solo cuando sea necesario remover silicatos o algunos otros materiales insolubles que puedan afectar al nebulizador). Llevar la muestra a un volumen final de 100 mL. Bajo estas condiciones la muestra está lista para su análisis.

Muestras de suelo

El tratamiento de muestras para análisis de metales en sedimentos, lodos y suelos se realizaron mediante digestión ácida en placa (Figura 3-11) de acuerdo al siguiente procedimiento (previamente se realizó el secado, cribado a través de una malla No. 80 y homogeneizado):

Procedimiento

1. Pesar aproximadamente 1.0 g de muestra.
2. Agregar a la muestra 10 mL de HNO₃ concentrado y calentar de 10 a 15 minutos a 95 ° C. (Enfriar a temperatura ambiente).
3. Agregar otros 5 mL de HNO₃ y calentar por 30 min. (o hasta que deje de generar humo café, agregue HNO₃ en alícuotas de 5 mL si es necesario) continuar calentando por dos horas. (Enfriar a temperatura ambiente)
4. Agregar 2 mL de agua y 3 mL de H₂O₂ al 30%. Calentar a 95 ° C hasta que cese la efervescencia (en caso necesario agregar H₂O₂ en alícuotas de 1 mL). (Enfriar a temperatura ambiente)
5. Agregar 10 mL de HCl 1:1. y calentar a 95 ° C por 15 minutos. (Enfriar a temperatura ambiente)
6. Filtrar la muestra digerida. Recibir el filtrado y aforar en matraces de 100 mL. En este punto la muestra está lista para analizarse.

La selección de los métodos de tratamiento descritos previamente se debió a su sencillez y al alto porcentaje de recuperación para los parámetros considerados en este estudio (EPA 3010A y EPA 3050B; numeral 10.3 NMX-AA-051-SCFI-2001).



Figura 3-11. Digestión Ácida en placa para cuantificación de metales

3.2.6.2 Determinación de parámetros fisicoquímicos

Dentro de los parámetros fisicoquímicos que determinan la calidad del agua los iones mayoritarios son de especial interés. Los cationes y aniones considerados en este estudio son: Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Li^+ , Mg^{+2} , Cl^- , SO_4^{-2} , F^- , NO_3^- , CO_3^{-2} y HCO_3^- (Tabla 3-1 y Figura 3-12).

Tabla 3-1. Métodos Analíticos empleados en la determinación de iones mayoritarios en agua

Parámetro	Método Analítico
Sodio (Na^+)	NMX-AA-051-SCFI-2001. Espectrofotometría de Absorción Atómica
Potasio (K^+)	NMX-AA-051-SCFI-2001. Espectrofotometría de Absorción Atómica
Calcio (Ca^{+2})	Determinación Volumétrica
Magnesio (Mg^{+2})	Determinación Volumétrica
Cloruros (Cl^-)	NMX-AA-073-SCFI-2001
*Sulfatos (SO_4^{-2})	Colorimétrico. Reactivo Sulfaver 4
* Fluoruros (F^-)	Colorimétrico. Método SPADNS
* Nitratos (NO_3^-)	Colorimétrico. Reactivo Nitruver 5
Bicarbonatos (HCO_3^-)	Determinación Volumétrica

* Parámetros determinados usando Colorímetro marca HACH DR/850.



Figura 3-12. Equipo Hach DR/850

3.2.6.3 Determinación de metales pesados en agua subterránea y suelo

Análisis de Plomo, Cadmio, Níquel, Cobre, Zinc

Para determinar el contenido de metales pesados en el agua subterránea se empleó la técnica de Espectrometría de Absorción Atómica por Flama (EAAF) mediante un instrumento Perkin Elmer modelo 3110 (Figura 3-13). La EAAF tiene como fundamento la absorción de radiación de una longitud de onda determinada. Esta radiación es absorbida selectivamente por átomos que tengan niveles energéticos cuya diferencia en energía corresponda en valor a la energía de los fotones incidentes. La cantidad de fotones absorbidos está determinada por la Ley de Beer, que relaciona ésta pérdida de poder radiante, con la concentración de la especie absorbente y con el espesor de la celda o recipiente que contiene los átomos absorbedores (Skoog, 1998; Rocha, 2000).



Figura 3-13. Espectrofotómetro de Absorción Atómica Perkin Elmer 3110

Cromo Hexavalente en agua

La determinación de cromo hexavalente (NMX-AA-044-SCFI-2001) se llevó a cabo mediante un espectrofotómetro UV-Vis marca Milton Roy Spectronic 21D (Figura 3-14), el cual es aplicable a muestras de extractos y muestras de agua subterránea. Este método es aplicable a muestras conteniendo cromo hexavalente (Cr VI) en un rango entre 0.5 – 50 mg/L y se basa en la determinación colorimétrica del Cr VI por reacción con difenilcarbazida en solución ácida.



Figura 3-14. Espectrofotómetro UV-Vis Spectronic 21D Milton Roy

En la Tabla 3-2 se describen los métodos analíticos utilizados para la determinación de metales en suelo y agua.

Tabla 3-2. Métodos utilizados en la determinación de metales pesados en suelo y agua subterránea

Parámetro	Método	Equipo/Aparato
Cadmio	NMX-AA-051-SCFI-2001 /EPA3050B	EAAF Perkin Elmer 3100
Cobre	NMX-AA-051-SCFI-2001 /EPA3050B	EAAF Perkin Elmer 3100
Cromo hexavalente*	Colorimétrico	Espectrofotómetro UV-Vis Spectronic 21d Milton Roy
Níquel	NMX-AA-051-SCFI-2001 /EPA3050B	EAAF Perkin Elmer 3100
Plomo	NMX-AA-051-SCFI-2001 /EPA3050B	EAAF Perkin Elmer 3100
Zinc	NMX-AA-051-SCFI-2001 /EPA3050B	EAAF Perkin Elmer 3100
* Elemento analizado solo en muestras acuosas		

3.2.6.4 pH en suelo

Se determinó el contenido de pH a las 18 muestras de suelo a nivel superficial cuya localización se ha señalado en la figura 3-9. El método que se empleó es el que se describe en la NOM-021-RECNAT-2000. En general consiste en pesar 10 g de suelo en un frasco de vidrio, adicionar 20 mL de agua destilada y agitar para homogeneizar a intervalos de 5 min por media hora y hacer la medición con un electrodo de pH previamente calibrado.

3.2.6.5 Materia orgánica en suelo

Se determinó el contenido de materia orgánica a 09 muestras de suelo (NP1a NP6, A. Canal, Ba1 y Ba2). Para esta determinación se empleó el método de Walkley and Black, también referido en la NOM-021-RECNAT-2000, que consiste en la oxidación del carbono orgánico del suelo por medio de una disolución de dicromato de potasio y el calor de reacción que se genera al mezclarla con ácido sulfúrico concentrado. Después de cierto tiempo de espera la mezcla se diluye, se adiciona ácido fosfórico para evitar interferencias de Fe^{+3} y el dicromato de potasio residual es valorado con sulfato ferroso.

3.2.6.6 Validación de Resultados

3.2.6.6.1 Exactitud

La exactitud es un parámetro que mide el grado de concordancia entre el valor obtenido y el valor real de una determinada muestra. La exactitud se puede expresar como el porcentaje de recuperación de las cantidades adicionadas de analito a una muestra (Método patrón añadido).

La recuperación global del método para cada elemento se calcula a partir de la media de las recuperaciones individuales con la ecuación propuesta por Horwitz (1983):

$$\% R = (Y - X_i / X_a) * 100 \quad (3)$$

Donde:

% R = Porcentaje de Recuperación

Y = Concentración de la muestra más el patrón añadido

X_i = Concentración inicial de la muestra

X_a = Concentración del Patrón Añadido

Si las recuperaciones de las concentraciones añadidas oscilan en torno al 100% significa que el método analítico es aceptable. En este trabajo se estableció un criterio de aceptación para el porcentaje de recuperación dentro del intervalo de 85 a 115% para metales de acuerdo a lo recomendado por la Norma Mexicana NMX-AA-115-SCFI-2001. Asimismo de acuerdo a lo recomendado por ésta norma en su numeral 10.2.7, se elaboraron cartas control para los porcentajes de recuperación de las muestras adicionadas (fortificadas) con metales pesados (anexo F).

3.2.6.6.2 Precisión

La precisión indica el grado de concordancia entre los resultados obtenidos al aplicar el mismo proceso experimental repetidas veces, efectuado sobre la misma muestra bajo condiciones constantes establecidas (Sabater y Vilumara, 1988; Shah, 1992; Alcalde, 1997). La precisión de un método analítico se conoce valorando la dispersión entre varias determinaciones de los mismos elementos efectuadas sobre las mismas muestras y se obtiene por el cociente entre la desviación de las mediciones y el valor medio de éstas expresado en porcentaje (coeficiente de variación, CV).

De acuerdo a la Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2001, la precisión se define como el grado de concordancia entre los resultados analíticos individuales cuando el procedimiento analítico se aplica repetidamente a diferentes alícuotas o porciones de una muestra homogénea.

En el presente estudio la precisión se calculó como una desviación estándar relativa (DER) o coeficiente de variación (CV), de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\% CV = (| a-b | / X_{ab}) * 100 \quad (4)$$

Donde:

CV = Coeficiente de variación

a, b = Concentraciones de las alícuotas a y b de una muestra dada

X_{ab} = Valor promedio de las concentraciones correspondientes a las alícuotas a y b

Según Horwitz (1982) en la determinación de cualquier tipo de muestra, la precisión interlaboratorio del método analítico, se considera aceptable cuando su coeficiente de variación (CV) experimental es inferior al valor calculado con la siguiente ecuación teórica:

$$\% CV = 2^{(1-0.5 \log c)} \quad (5)$$

Donde c = es la concentración del elemento analizado expresada en mg/L.

De acuerdo con lo anterior, entre menor sea el valor de % CV mayor será la precisión de los resultados analíticos. En este estudio, la precisión para muestras duplicadas correspondientes a los análisis de metales pesados se fijó en un valor para CV menor o igual al 20%.

3.2.6.6.3 Límite de Detección

Se puede describir el límite de detección de un analito como aquella concentración que proporciona una señal en el instrumento significativamente diferente de la señal de una muestra en “blanco” o señal de fondo” (Gómez-Álvarez, 2008). El límite de detección de un método se calcula con la ayuda de la zona de la representación cercana al origen, y utiliza tanto la pendiente como la ordenada al origen (Miller & Miller, 1993).

El límite de detección (LD) para el elemento de interés se define como la cantidad de concentración de analito que proporciona una señal igual a la del blanco (Y_B) mas tres veces la desviación estándar del blanco (S_B) (NM-AA-051-SCFI-2001).

El cálculo del límite de detección para los metales pesados, se baso en la metodología sugerida por Miller & Miller (1993).

3.2.6.7 Cálculos

Para cada metal se prepararon curvas de calibración en base a su rango lineal y a las concentraciones esperadas de las muestras.

Las concentraciones de las muestras se calcularon por medio de la ecuación de la recta resultante de las curvas de calibración para cada metal. En cada una de las seis campañas de muestreo se preparó una curva de calibración correspondiente a cada uno de los metales. En la preparación de estas curvas se emplearon estándares certificados de los elementos de interés.

$$\text{Ecuación de la Recta: } Y = mX + b \quad (6)$$

Donde: Y = Absorbancia de la muestra ya procesada
 m = coeficiente de absorptividad
 b = Ordenada al origen

Las concentraciones de metales en agua se reportan en mg/L y se leen de la curva de calibración correspondiente (este fue el caso para Cr^{+6}) o directamente mediante el software que acompaña al instrumento (Espectrofotómetro Perkin Elmer 3110).

Para muestras sólidas, las concentraciones se determinaron de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\text{mg Metal/Kg Suelo} = (A \times V)/W \quad (7)$$

Donde:

A = son los mg/L de metal a partir de la curva de calibración

V = Volumen final de la muestra digerida (en mL)

W = Peso de la muestra seca en Kg. (suelo, sedimento, etc.)

3.3 Modelación Geoquímica

Se empleó el programa PHREEQC para realizar la modelación geoquímica del agua subterránea. En una primera etapa, el modelado incluyó la especiación química del agua subterránea en las diferentes estaciones de muestreo del sitio en estudio mediante la cual se obtuvieron los índices de saturación y las fases minerales correspondientes. Se llevó a cabo una revisión bibliográfica para estimar que cuales de estas fases pueden estar presentes en el sitio de estudio de acuerdo a las condiciones ambientales.

Posteriormente mediante un análisis de las relaciones molares de iones mayoritarios y partiendo de la capacidad conservativa del cloro en medio acuoso se ensayaron dos modelos para el transporte de las especies químicas.

En el primero de estos modelos se tomó como base la dirección de flujo del agua subterránea tomando como referencia el transporte de contaminantes de NP6 (ubicado aguas arriba del basurero) a NP2 (este último pozo en general presentó la mayor cantidad de especies químicas para la primera campaña de muestreo).

El segundo modelo consistió en tomar como base al agua de canal, la cual es utilizada para la irrigación de parcelas de cultivo aledañas, y con ello modelar la posible infiltración de esta agua y su interacción con la pluma contaminante para dar como resultado un agua con las características del pozo NP2 (el cual además se encuentra ubicado en las inmediaciones de una de las parcelas de cultivo de la zona).

4 Resultados y Discusión

4.1 Caracterización de los residuos dispuestos en el área de estudio.

Para la caracterización de los residuos, se contabilizaron un total de 317 Kg. de éstos mediante cinco muestreos realizados en días consecutivos. Cada muestreo fue realizado por el método de cuarteo a partir de los residuos recién depositados por los camiones de recolección de basura que diariamente transportan alrededor de 30 toneladas de residuos en total. Cada camión descarga unas 3.5 toneladas de residuos por viaje.

De acuerdo a los resultados derivados del muestreo realizado puede decirse que los residuos dispuestos en el sitio de estudio corresponden al tipo denominado como Residuo Sólido Urbano (RSU) no observándose residuos de tipo industrial. Como ya se señaló, en el capítulo anterior tanto la cuantificación como la clasificación de los 317 Kg de residuos muestreados se llevó a cabo en base a la Norma Mexicana-NMX-AA-022-1985. Las fracciones predominantes consisten en plásticos, metal ferroso, orgánicos y otros (dentro de ésta fracción se incluyen: foam, pañales, cerámica y hule) (Figura 4.1).

En general, las principales fracciones de residuos correspondientes al área de estudio (plásticos, metales y materia orgánica) presentan diferencias significativas con sus homólogas nacionales, lo cual puede deberse, entre otros factores, a diferencias en los hábitos de consumo, de las condiciones socioeconómicas e incluso a la época del año en que se realizó la caracterización. En el caso del presente estudio la caracterización correspondió al mes de marzo contrastando con la media nacional que toma en cuenta los residuos generados durante todo un año y en todo el país.

Otra diferencia significativa con respecto al promedio nacional lo constituye la fracción de los empaques peligrosos los cuales no aparecen considerados en las estadísticas oficiales. Para este estudio se consideran empaques peligrosos aquellos residuos consistentes en recipientes que contuvieron productos de limpieza, de aseo personal, aceite de motor, aceite comestible, etc.

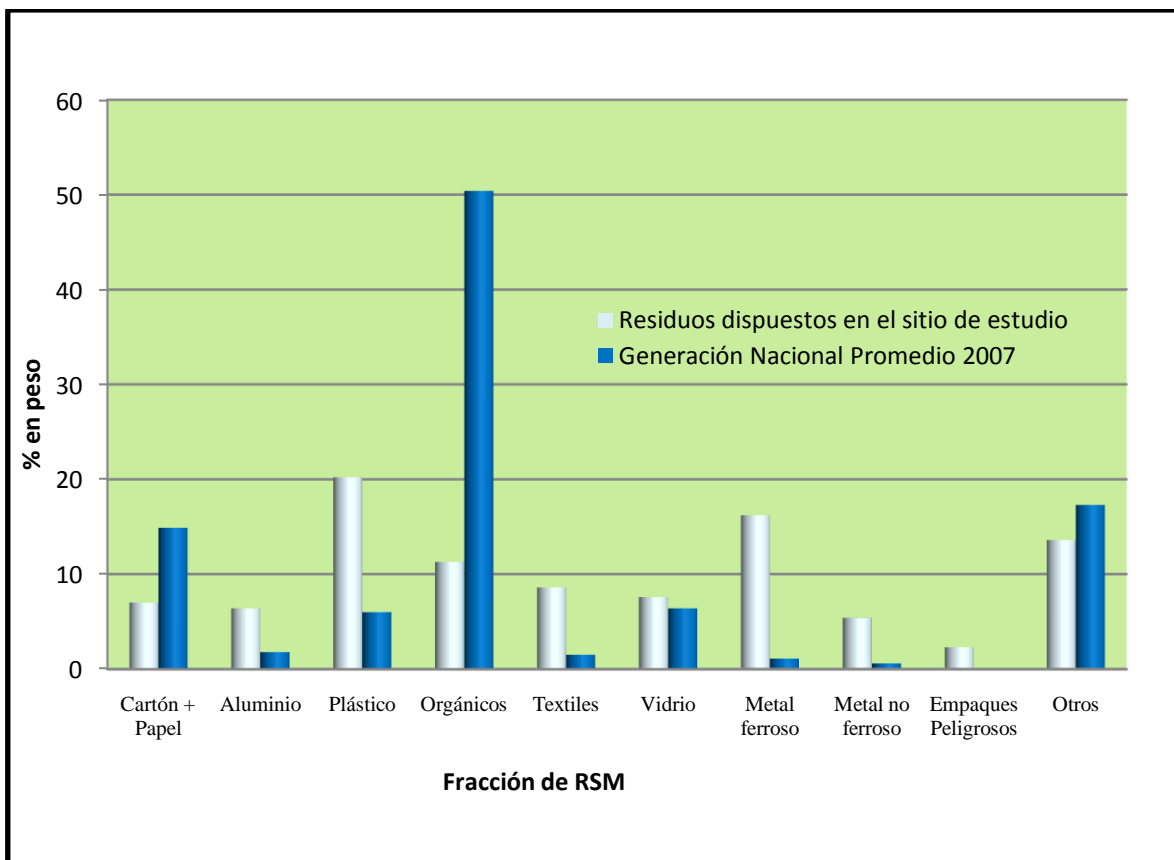


Figura 4-1. Composición (% en peso) de los residuos dispuestos en el área de estudio y su comparación con la generación media nacional

Es importante resaltar el contenido de plásticos en estos residuos (20.2% en peso) ya que este valor se encuentra muy por encima de la generación media nacional (6% en peso). Los resultados obtenidos revelan que casi la mitad (46%) de los plásticos dispuestos en el sitio corresponden al tipo denominado PET (Polietilentereftalato), el cual es reconocido por su potencial de reciclaje. Sin embargo, se observó que la segregación de este residuo con tal fin no se lleva a cabo actualmente.

Otra de las fracciones importantes, que conforman a los residuos dispuestos en el sitio de estudio, es la de los metales. Al contrario de lo que sucede con los plásticos, la mayoría de los metales que ingresan al basurero son separados por pepenadores para su venta y reciclaje. De acuerdo con la cuantificación realizada, los metales en su conjunto representan el 28% en peso del total de los residuos dispuestos en el sitio predominando la generación de metal ferroso (16.2%).

4.2 Caracterización del medio físico

4.2.1 Sondeos eléctricos verticales

A partir de los datos obtenidos con los tres sondeos eléctricos verticales (SEV's) se obtuvo, mediante el programa IPI2Win, la sección geoelectrica mediante la cual se relacionan las resistividades aparentes con la profundidad y con la cobertura superficial de los SEV's (Figura 4-2).

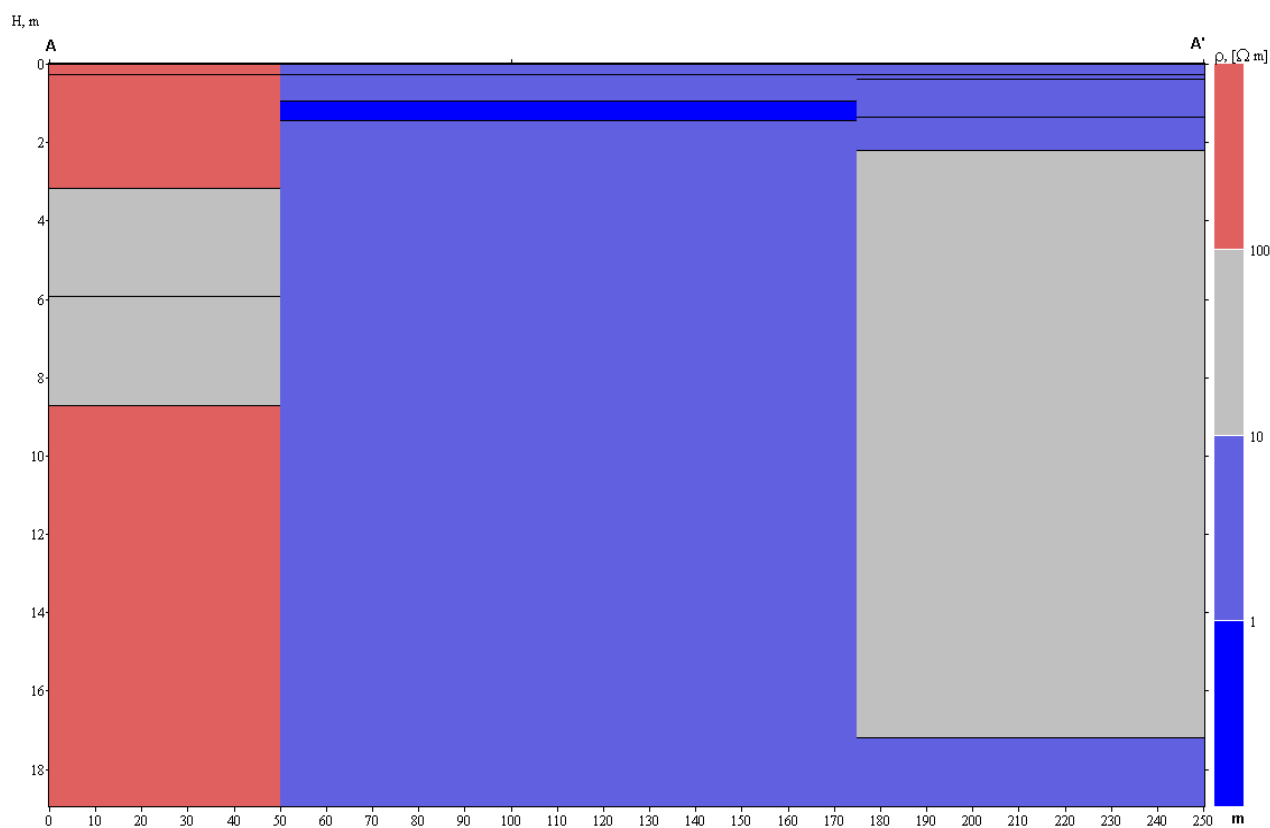


Figura 4-2. Sección de Resistividades aparentes correspondiente a los SEV's realizados en el basurero en estudio.

La parte central de esta sección geoelectrica coincide con la parte central del basurero y como puede apreciarse presento valores bajos de resistividad, entre 1 y 10 $\Omega \cdot m$, (mayor conductividad) a una profundidad que puede ser asociada al nivel freático, esto es alrededor de los 2.5 m. Hacia el sur del basurero, los sondeos revelaron zonas más resistivas (arriba de 100 $\Omega \cdot m$), por lo que se estima que el flujo del agua subterránea se desplace en la dirección norte.

Éstos resultados se tomaron como referencia para la ubicación de los pozos de monitoreo de agua subterránea. Los pozos NP1 y NP2 se ubicaron en dirección norte sobre la zona donde se efectuaron los sondeos verticales mientras que los restantes cuatro pozos se ubicaron, alineándolos horizontalmente. El pozo NP5 se instaló en la parte central del basurero.

4.2.2 Dirección de Flujo de Agua Subterránea

A partir de las mediciones de nivel estático del agua subterránea en la red piezométrica se configuró el mapa de piezometría y de dirección de flujo del agua subterránea (Figura 4-3). En el sitio de estudio es en la dirección sureste-noroeste.

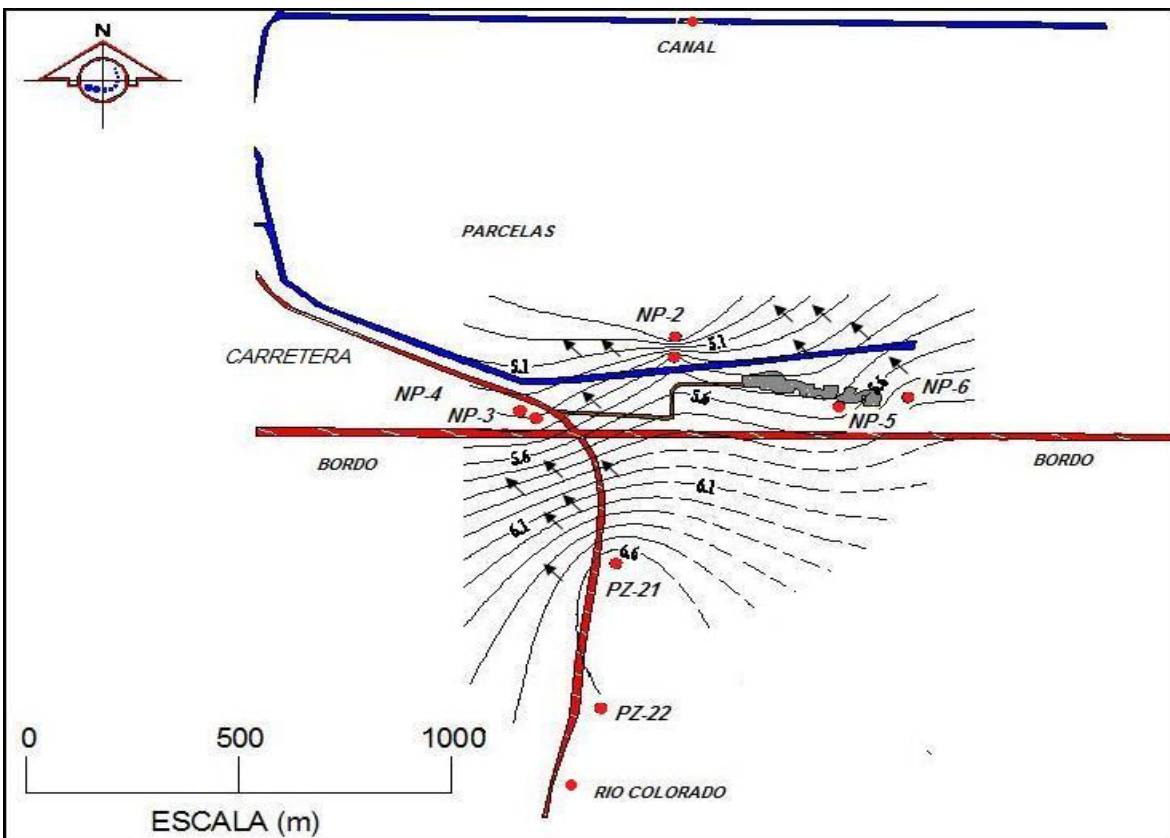


Figura 4-3. Dirección de flujo de agua subterránea en el sitio de estudio.
Tomada de Valdez-Carrillo et al. (2008)

4.2.3 Parámetros fisicoquímicos

Los resultados obtenidos para los parámetros determinados en campo se presentan en la Tabla 4-1. Los resultados muestran que el agua subterránea en el área de influencia del basurero posee un pH en el rango de neutro a ligeramente alcalino (7.1 – 7.6), mientras que el agua de canal alcanzó un valor promedio de pH = 8.0.

Por otro lado, los valores medidos de potencial redox (eh) indican que el ambiente del agua subterránea es más reducido (valores negativos) que el agua de canal, lo cual es posible dada la libertad del agua superficial para interactuar con el oxígeno atmosférico (oxidante).

El contenido promedio de oxígeno disuelto en el agua de canal fue de 7.8 mg/L, este valor es comparable con el esperado teóricamente a partir de la Ley de Henry de 8.26 mg/L tomando en cuenta una presión parcial atmosférica de $O_2(g)$ igual a 0.2 atm y a una temperatura de 25 °C. La cantidad de oxígeno disuelto en las diferentes estaciones de muestreo de agua subterránea estuvo en un rango de 1.5 a 2.9 mg/L. Este fenómeno no es raro, ya que Appelo & Postma (1996) señalan la disminución con la profundidad de O_2 disuelto en agua subterránea en acuíferos arenosos observándose concentraciones inferiores a 2.0 mg/L a una profundidad de poco más de un metro.

Tabla 4-1. Parámetros fisicoquímicos correspondientes al agua subterránea del sitio estudiado

Valores promedio y desviación estándar de parámetros fisicoquímicos de las estaciones de muestreo (campañas de muestreo 1 a 6)							
Identificación de la Muestra	Temperatura °C	pH	DO (mg/L)	Conductividad (mS/cm)	SDT (ppm)	Eh (mV)	Nivel Estático (m)
NP1	27.4 ± 3.0	7.62 ± 0.24	1.8 ± 0.5	3.54 ± 0.13	1790 ± 49	-119.4 ± 57	2.94 ± 0.35
NP2	24.6 ± 1.6	7.46 ± 0.29	1.5 ± 0.5	4.35 ± 0.09	2197 ± 69	-153.4 ± 41	2.98 ± 0.35
NP3	24.1 ± 1.5	7.49 ± 0.29	2.4 ± 0.6	2.14 ± 0.48	1070 ± 245	-100.6 ± 5	3.15 ± 0.34
NP4	24.6 ± 2.0	7.38 ± 0.35	2.9 ± 0.7	2.00 ± 0.44	985 ± 273	-154.1 ± 43	2.33 ± 0.36
NP5	25.4 ± 2.2	7.07 ± 0.12	2.2 ± 0.5	3.42 ± 0.23	1703 ± 105	-179.9 ± 23	3.10 ± 0.41
NP6	25.1 ± 1.8	7.36 ± 0.44	2.8 ± 0.3	3.62 ± 0.88	1835 ± 449	-184.9 ± 57	3.28 ± 0.33
A. Canal	26.3 ± 8.4	8.01 ± 0.72	7.8 ± 2.5	1.50 ± 0.16	757 ± 80	155.0 ± 22	-

La Figura 4-4 presenta de manera gráfica el contenido de sólidos disueltos para agua en el sitio de estudio. El agua de canal resultó con el menor contenido de sólidos disueltos. Respecto al agua subterránea, en los pozos NP2 y NP6, se observaron los mayores contenidos de sólidos seguido por NP1 y NP5. Esta tendencia sugiere el desplazamiento de contaminantes siguiendo la trayectoria NP6 (aguas arriba del basurero) – NP5 (área principal de operación del basurero) – NP2 (aguas abajo del basurero).

El argumento anterior se ve fortalecido si se toma en cuenta la dirección de flujo de agua subterránea (Figura 4-3) y los resultados de los sondeos eléctricos verticales que identifican la parte central del basurero como la más conductora que puede asociarse con el nivel freático y con tendencia a desplazarse hacia la dirección norte donde se ubican NP1 y NP2.

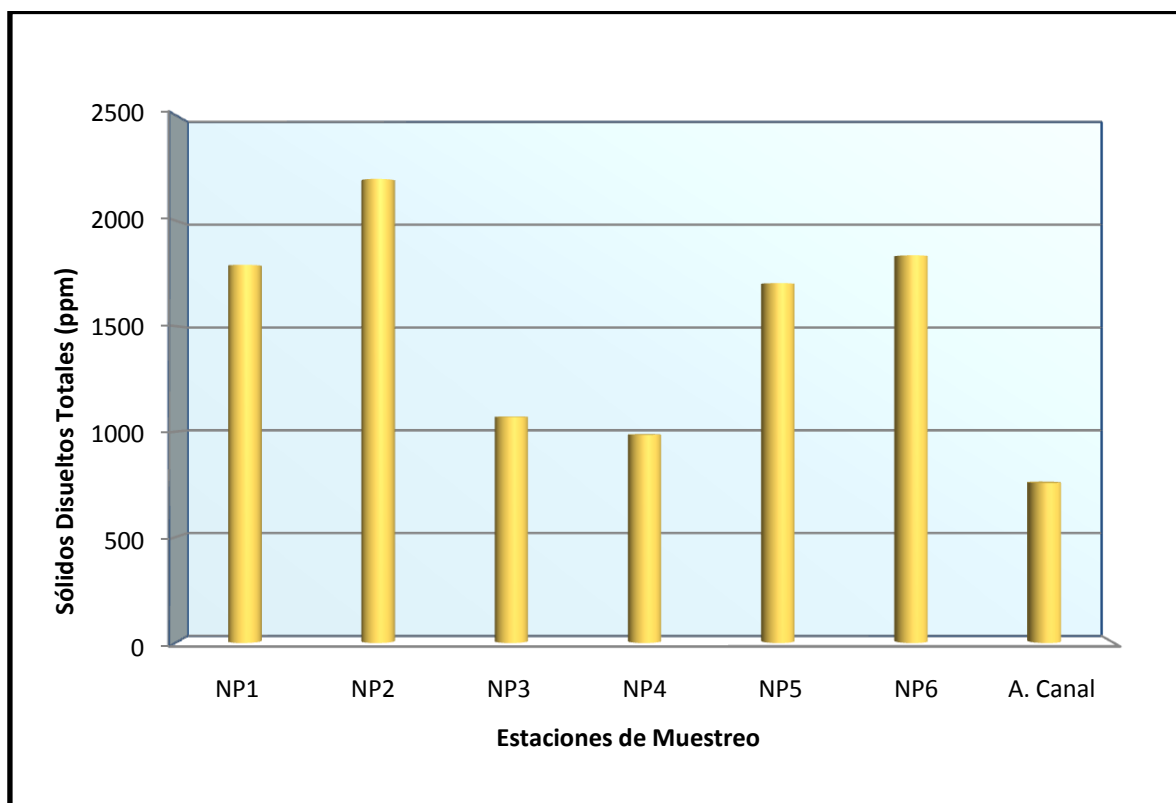


Figura 4-4. Contenido promedio de sólidos disueltos totales en agua subterránea y canal en el área de estudio

4.2.4 Metales en aguas

4.2.4.1 Cobre

El mayor contenido para este metal se encontró en las estaciones de muestreo NP1 y NP2 con una concentración promedio ligeramente superior a 0.30 mg/L (Tabla 4-2). En general los resultados revelan concentraciones superiores a las reportadas en otros estudios en donde se tienen valores de hasta 0.1 mg/L de Cu (Christensen et al., 2001; Auppa et al., 2005). En aguas subterráneas salinas se ha encontrado cobre en cantidades de hasta 0.25 mg/L (Grobe & Machel, 2002). Nouri et al. (2006) reportan una concentración promedio de 0.10 mg/L de Cu en agua subterránea en una región localizada en el sur de Irán.

A pH arriba de 7.5, la especiación de cobre en agua es dominada por carbonatos e hidróxidos y en casos con altos contenidos de cloruros y sulfuros el cobre, tendera a complejarse con dichas especies. La modelación llevada a cabo con el programa PHREEQCI dió como resultado que las especies dominantes en las muestras acuosas analizadas pueden ser $\text{Cu}(\text{OH})_2$ y CuCO_3 (apartado 4.3 y anexo G).

Tabla 4-2. Contenido de Cobre en agua subterránea y de canal en el área de estudio (concentración en mg/L.)

Identificación de la Muestra	abr-08	jun-08	ago-08	oct-08	dic-08	feb-09	Promedio ± Desv. Estándar
Nuevo Piezómetro 1 (NP1)	0.35	0.32	0.27	0.25	0.28	0.31	0.30 ± 0.04
Nuevo Piezómetro 2 (NP2)	0.48	0.30	0.26	0.31	0.32	0.35	0.34 ± 0.08
Nuevo Piezómetro 3 (NP3)	0.55	0.26	0.19	0.23	0.27	0.22	0.29 ± 0.13
Nuevo Piezómetro 4 (NP4)	0.50	0.24	0.25	0.23	0.30	0.21	0.29 ± 0.11
Nuevo Piezómetro 5 (NP5)	0.61	0.21	0.17	0.16	0.18	0.20	0.26 ± 0.17
Nuevo Piezómetro 5 Duplicado (NP5D)	0.59	0.22	0.17	0.16	0.19	0.22	0.26 ± 0.16
Nuevo Piezómetro 6 (NP6)	0.52	0.11	0.13	0.11	0.15	0.14	0.19 ± 0.16
Agua Canal (AC)	0.35	0.11	0.09	0.09	0.10	0.13	0.13 ± 0.11
Río Colorado (RC)	0.43	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	0.43
Piezómetro 21 (P21)	0.42	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	0.42
Piezómetro 22 (P22)	0.53	0.10	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	0.34 ± 0.22

N. D. = No Determinado por no encontrarse agua en la estación de muestreo correspondiente
 * Limite de detección Cobre 0.06 mg/L. Calculado en base a la metodología propuesta por Miller y Miller (1993).

4.2.4.2 Cadmio

En términos generales, el contenido de cadmio en agua subterránea en la zona de estudio posee una concentración alrededor de los 0.04 mg/L, aunque un buen número de muestras estuvieron por debajo de 0.020 mg/L (Tabla 4-3). Este valor es significativamente superior a 0.001 mg/L reportado por Ledin et al., (1989) para agua subterránea asociada con rocas cristalinas (Suecia). Por otro lado, Srikanth et al., (1993), reporta concentraciones de cadmio en agua subterránea de hasta 0.027 mg/L y para agua superficial un poco inferior a 0.01mg/L. Asimismo se han encontrado altas concentraciones de cadmio en lixiviados (hasta 0.46 mg/L) y en agua subterránea (hasta 0.23 mg/L) en el área de influencia del basurero de la ciudad de Morelia, Michoacán (Israde et al., 2005).

Schürch et al. (2004) reportan que varios procesos naturales pueden enriquecer al agua subterránea con metales traza tales como Zinc y Cadmio, esto para acuíferos con contenido significativo de calcita (CaCO_3). La principal causa de dicho enriquecimiento lo constituye la disolución de impurezas de calcita y en segundo lugar la liberación de metales traza a partir de hidróxidos de hierro, esto último, al presentarse variaciones en las condiciones de redox. De acuerdo con este autor, fenómenos como los anteriores pueden elevar las concentraciones de Cadmio (hasta 0.14 mg/L) y de zinc (hasta 0.214 mg/L) significativamente.

Tabla 4-3. Contenido de Cadmio en agua subterránea y de canal en el área de estudio (concentración en mg/L)

Identificación de la Muestra	Abr-08	Jun-08	Ago-08	Oct-08	Dic-08	Feb-09	Promedio \pm D. Estándar
Nuevo Piezómetro 1 (NP1)	0.052	< L.D.	0.021	0.038	0.033	< LD	0.036 \pm 0.013
Nuevo Piezómetro 2 (NP2)	0.061	< L.D.	0.051	0.042	0.032	0.035	0.044 \pm 0.012
Nuevo Piezómetro 3 (NP3)	0.045	0.021	0.035	0.042	< L.D.	< L.D.	0.036 \pm 0.011
Nuevo Piezómetro 4 (NP4)	0.037	< L.D.	< L.D.	0.036	< L.D.	< L.D.	0.037 \pm 0.001
Nuevo Piezómetro 5 (NP5)	0.031	< L.D.	0.037	0.042	< L.D.	0.022	0.033 \pm 0.009
Nuevo Piezómetro 5 Duplicado (NP5D)	0.029	< L.D.	0.036	0.040	< L.D.	0.024	0.032 \pm 0.007
Nuevo Piezómetro 6 (NP6)	0.028	< L.D.	0.037	0.036	0.021	< L.D.	0.031 \pm 0.008
Agua Canal (AC)	< L.D.	< L.D.	0.023	0.031	0.025	< L.D.	0.028 \pm 0.005
Río Colorado (RC)	0.029	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	0.03
Piezómetro 21 (P21)	0.066	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	0.07
Piezómetro 22 (P22)	0.041	< L.D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	0.04

N. D. = No Determinado por no encontrarse agua en la estación de muestreo correspondiente
 * Limite de detección Cadmio 0.02 mg/L Calculado en base a la metodología propuesta por Miller y Miller (1993).

De acuerdo con Allard (1995) y Hitchon et al. (1999), a pH neutros y ligeramente alcalinos, las especies dominantes de Cd en agua consisten básicamente en: Cd^{+2} , $CdCO_3$, $CdSO_4$ y $CdCl^+$.

Respecto al agua subterránea en el basurero estudiado, una vez realizada la especiación química mediante el programa PHREEQCI (apartado 4.3 y anexo G) las especies químicas: Cd^{+2} , $CdCl^+$, $CdHCO_3^+$ y $CdSO_4$ resultaron ser las más importantes asociadas al Cd.

4.2.4.3 Níquel

El contenido de níquel en agua para el sitio de estudio se resume en la Tabla 4-4. En general, el contenido promedio de níquel en las estaciones de muestreo NP3 y NP4 resultó inferior a 0.020 mg/L. Los contenidos promedio de este metal para el resto de las estaciones de muestreo oscilan alrededor de los 0.03 mg/L.

Tabla 4-4. Contenido de Níquel en agua subterránea y de canal en el área de estudio (concentración en mg/L)

Identificación de la Muestra	Abr-08	Jun-08	Ago-08	Oct-08	Dic-08	Feb-09	Promedio ± Desviación Estándar
Nuevo Piezómetro 1 (NP1)	0.048	< L.D.	0.023	0.021	< L.D.	0.026	0.030 ± 0.013
Nuevo Piezómetro 2 (NP2)	< L.D.	< L.D.	0.024	0.025	0.022	0.029	0.025 ± 0.003
Nuevo Piezómetro 3 (NP3)	0.026	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	0.03
Nuevo Piezómetro 4 (NP4)	0.020	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	0.02
Nuevo Piezómetro 5 (NP5)	0.031	< L.D.	0.024	0.033	< L.D.	0.020	0.027 ± 0.006
Nuevo Piezómetro 5 Duplicado (NP5D)	0.029	< L.D.	0.022	0.035	< L.D.	0.021	0.027 ± 0.007
Nuevo Piezómetro 6 (NP6)	< L.D.	0.022	< L.D.	0.026	< L.D.	< L.D.	0.024 ± 0.003
Agua Canal (AC)	< L.D.	< L.D.	0.025	0.025	< L.D.	< L.D.	0.025 ± 0.000
Río Colorado (RC)	< L.D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	-
Piezómetro 21 (P21)	< L.D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	-
Piezómetro 22 (P22)	0.063	< L.D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	0.063

N. D. = No Determinado por no encontrarse agua en la estación de muestreo correspondiente
 * Limite de detección Níquel 0.021 mg/L Calculado en base a la metodología propuesta por Miller y Miller (1993).

Los valores naturales para níquel en aguas subterráneas alcanzan hasta los 0.030 mg/L (Christensen et al., 2001; Auppa et al., 2005). En aguas subterráneas salinas el contenido de níquel puede alcanzar hasta 0.10 mg/L (Grobe & Machel, 2002).

Por otro lado, Srikanth et al. (1993), reportan una concentración promedio de níquel en agua subterránea de 0.04 mg/L y de 0.024 para agua superficial. Los resultados obtenidos en el presente estudio son comparables con los valores señalados.

El níquel siempre ocurre como ion divalente en los sistemas acuáticos formando complejos débiles con ligandos de oxígeno, pero fuertes con sulfuro. De acuerdo al diagrama de distribución de especies de Ni (Allard, 1995) y tomando en cuenta el rango de pH del agua del sitio estudiado (entre ligero y moderadamente alcalino), las especies de níquel dominantes deben ser: Ni^{+2} , NiCO_3 , NiSO_4 , NiOH^+ y Ni(OH)_2 . A este respecto la modelación geoquímica (apartado 4.3 y anexo G), revela como especie dominante, por su cantidad, del sitio de estudio al NiCO_3 , y en segundo término Ni^{+2} , $\text{Ni(CO}_3)_2^{-2}$, NiHCO_3^+ y NiSO_4 .

4.2.4.4 Zinc

El contenido de zinc en agua para el sitio estudiado se presenta en la Tabla 4-5. Este metal presentó un contenido promedio de 0.05 mg/L tanto para agua subterránea como para agua superficial. Este contenido se encuentra dentro del rango para aguas subterráneas que va de 0.001 – 1.0 mg/L (Christensen et al., 2001; Auppa et al., 2005). Ledin et al., (1989) reportan para agua subterránea en acuíferos relacionados con rocas cristalinas concentraciones en el rango de 0.002 a 0.040 mg/L. Otro estudio por Kunkel et al. (2004) reportan valores en el rango de 0.009 a 0.196 mg/L, en agua subterránea en Alemania.

En solución acuosa el zinc tiende a formar complejos con oxígeno, el ion Zn^{+2} dominará a $\text{pH} < 7.5$ y la especie ZnCO_3 a pH altos. Tomando como base los valores de pH y de potencial redox y consultando diagramas descritos por Allard (1995) y Hitchon (1999), las especies dominantes de zinc en el agua de la zona de estudio deben ser ZnCO_3 , Zn(OH)_2 , Zn^{+2} y ZnOH^+ .

Mediante la modelación geoquímica realizada con el programa PHREEQCI (apartado 4.3 y anexo G) se obtuvieron como especies dominantes para este metal $Zn(CO_3)_2^{-2}$, $ZnCO_3$ y Zn^{+2} para el agua subterránea en el sitio de estudio.

Tabla 4-5. Contenido de Zinc en agua subterránea y de canal en el área de estudio (concentración en mg/L)

Identificación de la Muestra	Abr-08	Jun-08	Ago-08	Oct-08	Dic-08	Feb-09	Promedio ± Desviación Estándar
Nuevo Piezómetro 1 (NP1)	0.031	0.043	0.056	0.061	0.060	0.061	0.052 ± 0.012
Nuevo Piezómetro 2 (NP2)	0.033	0.059	0.054	0.061	0.047	0.051	0.051 ± 0.010
Nuevo Piezómetro 3 (NP3)	0.053	0.030	0.058	0.059	0.043	0.051	0.049 ± 0.011
Nuevo Piezómetro 4 (NP4)	0.042	0.047	0.064	0.059	0.040	0.042	0.049 ± 0.010
Nuevo Piezómetro 5 (NP5)	0.038	0.052	0.051	0.056	0.045	0.048	0.048 ± 0.006
Nuevo Piezómetro 5 Duplicado (NP5D)	0.038	0.050	0.049	0.054	0.047	0.046	0.047 ± 0.006
Nuevo Piezómetro 6 (NP6)	0.038	< L.D.	0.040	0.051	0.048	0.043	0.044 ± 0.005
Agua Canal (AC)	0.056	< L.D.	0.050	0.053	0.044	0.042	0.049 ± 0.006
Río Colorado (RC)	0.047	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	0.05
Piezómetro 21 (P21)	0.043	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	0.04
Piezómetro 22 (P22)	0.122	< L.D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	0.12

N. D. = No Determinado por no encontrarse agua en la estación de muestreo correspondiente
 * Limite de detección Zinc 0.03 mg/L Calculado en base a la metodología descrita por Miller y Miller (1993).

4.2.4.5 Cromo Hexavalente

En general este metal se encontró por debajo del límite de detección (0.013 mg/L) solo las muestras NP1 (0.020), NP3 (0.015) y NP4 (0.035) estuvieron por arriba del límite de detección esto para la campaña correspondiente a agosto de 2008. (Tabla 4-6).

En aguas naturales el cromo existe en sus dos estados de oxidación Cr(III) y Cr(VI). La presencia y proporción de estas especies son gobernadas por varios procesos dentro de los que se incluye procesos redox, precipitación/disolución y reacciones de adsorción/desorción.

Los resultados obtenidos en este estudio, en general están en concordancia con el hecho de que en condiciones anóxicas, solamente la especie Cr (III) debe existir. Sin embargo a partir de $pH \geq 7$ la especie de cromo hexavalente CrO_4^{-2} , comenzara a predominar (Campanella, 1996). En base a lo anterior, puede decirse que en el caso de

darse la contaminación de agua subterránea por Cr (VI), en este sentido solo tres de las muestras analizadas contuvieron Cr (VI) en cantidades detectables, esta tendería a seguir un proceso de atenuación natural donde es altamente probable que se presente la reducción de Cr (VI) a Cr(III) por las condiciones anóxicas del sitio estudiado.

Tabla 4-6. Contenido de Cromo Hexavalente en agua subterránea y de canal en el área de estudio (concentración en mg/L)

Identificación de la Muestra	Abr-08	Jun-08	Ago-08	Oct-08	Dic-08	Feb-09	Promedio ± Desviación Estándar
Nuevo Piezómetro 1 (NP1)	< L.D.	< L.D.	0.020	< L.D.	< L.D.	< L.D.	0.02
Nuevo Piezómetro 2 (NP2)	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	-
Nuevo Piezómetro 3 (NP3)	< L.D.	< L.D.	0.015	< L.D.	< L.D.	< L.D.	0.02
Nuevo Piezómetro 4 (NP4)	< L.D.	< L.D.	0.034	< L.D.	< L.D.	< L.D.	0.03
Nuevo Piezómetro 5 (NP5)	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	-
Nuevo Piezómetro 6 (NP6)	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	-
Nuevo Piezómetro 6 Duplicado (NP6D)	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	-
Agua Canal (AC)	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	-
Río Colorado (RC)	< L.D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	-
Piezómetro 21 (P21)	< L.D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	-
Piezómetro 22 (P22)	< L.D.	< L.D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	-
N. D. = No Determinado por no encontrarse agua en la estación de muestreo correspondiente							
* Límite de detección Cromo Hexavalente 0.013 mg/L El límite de detección fue determinado en base a la metodología descrita por Miller y Miller (1993).							

4.2.4.6 Plomo

La Tabla 4-7 presenta de manera condensada los resultados para este metal correspondientes a los análisis de agua. En general este metal se encontró por debajo del límite de detección calculado (0.030 mg/L) con excepción de algunas muestras correspondientes a agua subterránea de las estaciones de muestreo NP1 y NP2. La estación de muestreo NP2 presentó, en general, el mayor contenido de plomo alcanzando hasta 0.072 mg/L, valor superior al reportado por otros autores de 0.05 mg/L (Christensen et al., 2001; Auppa et al., 2005).

Srikanth et al. (1993), reportan concentraciones inferiores a 0.028 mg/L para agua subterránea. El contenido de plomo de la mayoría de las muestras analizadas en este estudio se encuentra a una concentración inferior a 0.03 mg/L. El mismo autor señala

concentraciones de plomo de hasta 0.06 mg/L en agua superficial, en nuestro estudio tanto el agua de canal como la muestra del Río Colorado caen de este rango.

Tabla 4-7. Contenido de Plomo en agua subterránea y de canal en el área de estudio (concentración en mg/L)

Identificación de la Muestra	Abr-08	Jun-08	Ago-08	Oct-08	Dic-08	Feb-09	Promedio ± Desviación Estándar
Nuevo Piezómetro 1 (NP1)	< L.D.	< L.D.	0.033	< L.D.	< L.D.	0.034	0.03
Nuevo Piezómetro 2 (NP2)	< L.D.	< L.D.	0.072	0.050	0.045	0.038	0.05 ± 0.01
Nuevo Piezómetro 3 (NP3)	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	-
Nuevo Piezómetro 4 (NP4)	< L.D.	< L.D.	< L.D.	0.049	< L.D.	< L.D.	-
Nuevo Piezómetro 5 (NP5)	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	-
Nuevo Piezómetro 5 Duplicado (NP5D)	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	-
Nuevo Piezómetro 6 (NP6)	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	-
Agua Canal (AC)	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	-
Río Colorado (RC)	0.03	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	0.03
Piezómetro 21 (P21)	0.08	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	0.08
Piezómetro 22 (P22)	< L.D.	< L.D.	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	-

N. D. = No Determinado por no encontrarse agua en la estación de muestreo correspondiente
 * Limite de detección Plomo 0.03 mg/L Calculado en base a la metodología descrita por Miller y Miller (1993).

De acuerdo con la modelación geoquímica realizada con el programa PHREEQCI (apartado 4.3 y anexo G), el contenido de plomo en el agua subterránea puede ser asociado principalmente a la especie PbCO_3 y que en menor medida pueden estar presentes PbHCO_3^+ , $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^{-2}$, Pb^{+2} , PbSO_4 , entre otras. La dominancia de PbCO_3 en el agua subterránea del sitio de estudio, está en concordancia con el diagrama de distribución de especies de Allard (1995).

4.2.5 Metales en suelo a nivel superficial

En la Tabla 4.8 se presenta los puntos de muestreo de suelo vertical así como la descripción visual del tipo de textura correspondiente.

Tabla 4-8. Descripción litológica de suelo - muestreo vertical

<i>Número de Muestras</i>	<i>Punto de Perforación</i>	<i>Profundidad promedio de la Muestra (m)</i>	<i>Descripción Visual</i>
5	NP6	0.30	Hasta 45 cm, Arena Limosa
		0.60	45 a 55 cm, Arcilla con intercalaciones de arena.
		0.90	55 a 86 cm, Arcilla con precipitaciones de calcita.
		1.20	86 a 104 cm, Arcilla con precipitaciones de calcita (mayor humedad).
		1.50	104 a 125 cm, Arcilla. 125 a 150 cm, Arena Limosa; se encontraron raíces carbonizadas.
5	Ba7	0.30	Hasta 32 cm, Arcilla con precipitaciones de calcita.
		0.60	32 a 42 cm, Arcilla con arena y limo.
		0.90	42 a 55 cm, Arcilla arenosa 55 a 80 cm, Arena
		1.20	80 a 98 cm, Arcilla 98 a 112 cm, Arcilla limosa
		1.50	112 a 138 cm, Arcilla con intercalaciones de arena
5	Ba2	0.30	Hasta 50 cm, Mezcla de ceniza y arcilla
		0.60	50 a 97 cm, Arcilla
		0.90	97 a 118 cm, Arcilla con alta contenido de humedad
		1.20	118 a 150 cm, Arcilla
		1.50	
5	Ba6	0.30	Hasta 100 cm, Arena
		0.60	100 a 110 cm, Arcilla arenosa
		0.90	
		1.20	110 a 150 cm, Arcilla
		1.50	

La Figura 4-5 muestra el contenido de los metales pesados en las muestras analizadas de suelo a nivel superficial. Claramente se observa que las muestras con mayor contenido de metales corresponden a zonas donde se lleva a cabo la quema de los residuos (Ba1 a Ba7). En general el resto de las muestras se encuentran dentro del contenido natural de metales para un suelo no cultivado, a excepción de la muestra correspondiente al suelo tomado a un costado del pozo NP5 que presenta un contenido de metales ligeramente superior al natural.

El zinc es el metal que presenta las mayores concentraciones principalmente en el área de quema (1290 mg/Kg. para la muestra Ba2 y 945 mg/Kg. para la muestra Ba1). Los metales cobre y plomo fueron los que le siguieron al zinc en cuanto a contenido en el suelo. La muestra de suelo tomada a un costado del pozo de monitoreo de agua denominado NP5 presentó en general un contenido de metales ligeramente superior al contenido promedio en suelos sin cultivar.

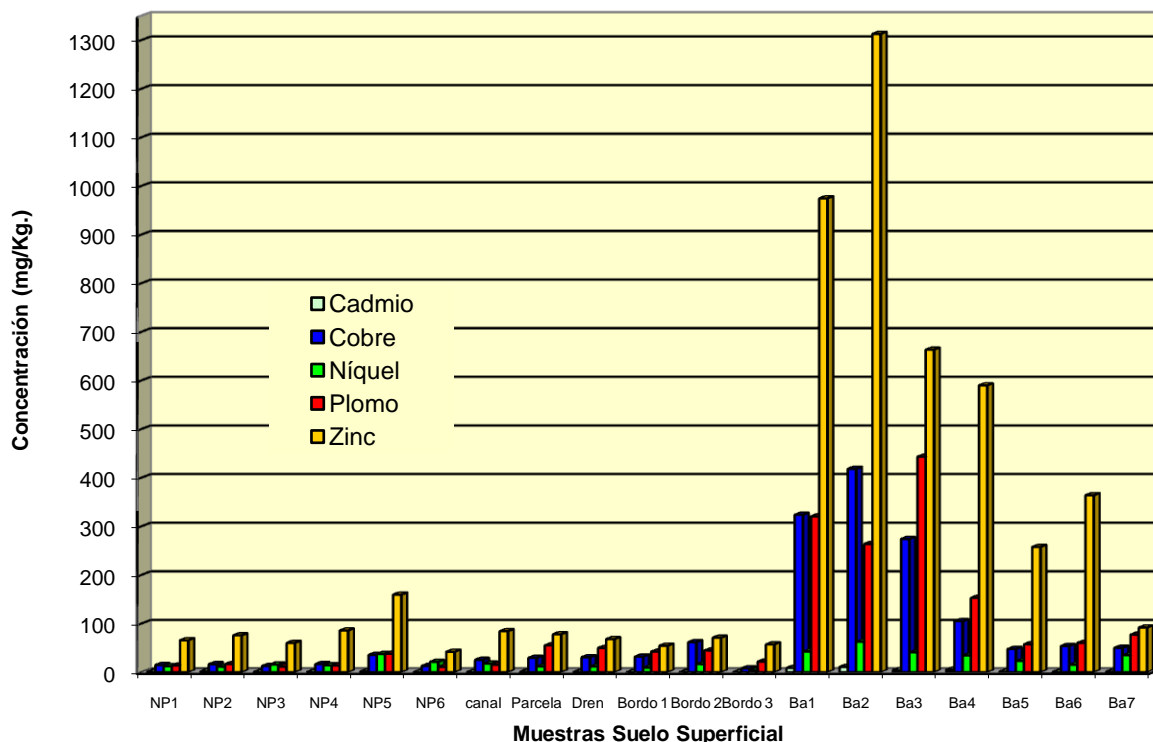


Figura 4-5. Contenido de metales en suelo superficial

4.2.5.1 Cobre

El mayor contenido de cobre en suelo lo presentó la muestra Ba2 en el área de quema de basura con 410 mg/Kg (Figura 4-6). Seguida de la muestra Ba1 también de esa zona con 315 mg/Kg y la muestra Ba3 (274 mg/Kg). Respecto a las muestras de suelo tomadas a un costado de los pozos de agua subterránea, la muestra NP5 (más próxima a las áreas de quema de residuos) presentó un contenido de 35.7 mg/Kg de cobre, ligeramente superior al contenido natural en suelo sin cultivar. Para el resto de las muestras ubicadas fuera de las zonas de quema, el contenido de cobre osciló entre 12.8 y los 32.1 mg/Kg, estos valores caen dentro del promedio de cobre en suelos sin cultivar (Siegel, 2002).

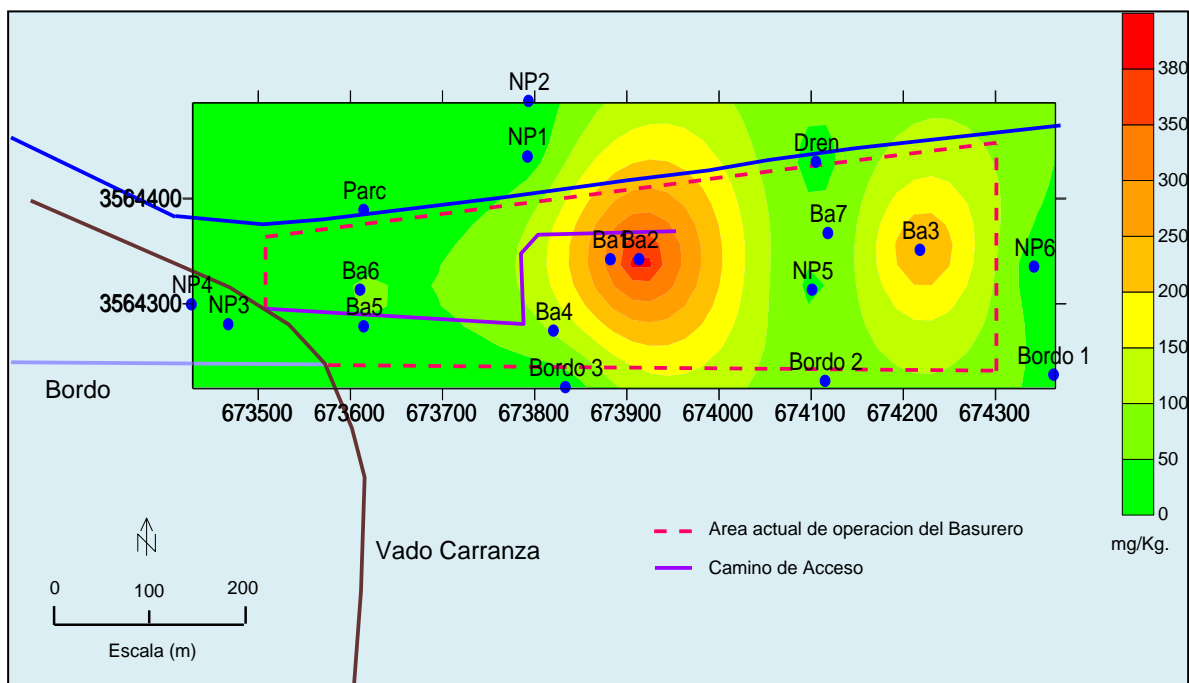


Figura 4-6. Contenido Cobre en suelo a nivel de superficie

4.2.5.2 Cadmio

El contenido de cadmio fue mayor en el área de quema con los siguientes valores: la muestra Ba2 con 10,7 mg/Kg (Figura 4-7), la muestra Ba1 le siguió con 8.5 mg/Kg, la muestra Ba4 con 5.1 mg/Kg y muestra Ba3 con 4.5 mg/Kg. El cadmio en el resto de las muestras osciló entre 0.4 y 1.5 mg/Kg, dentro del contenido promedio en suelos sin cultivar (Siegel, 2002).

El contenido de cadmio en las zonas donde la quema de residuos es comparable con los valores reportados por Brunner & Mönch, (1986) en el análisis de productos de incineración de RSM. Asimismo los valores de cadmio obtenidos son comparables con los reportados por Reimann (1989, 2002) y Rijpkema (1996), aunque estos últimos autores no especifican el método de análisis empleado.

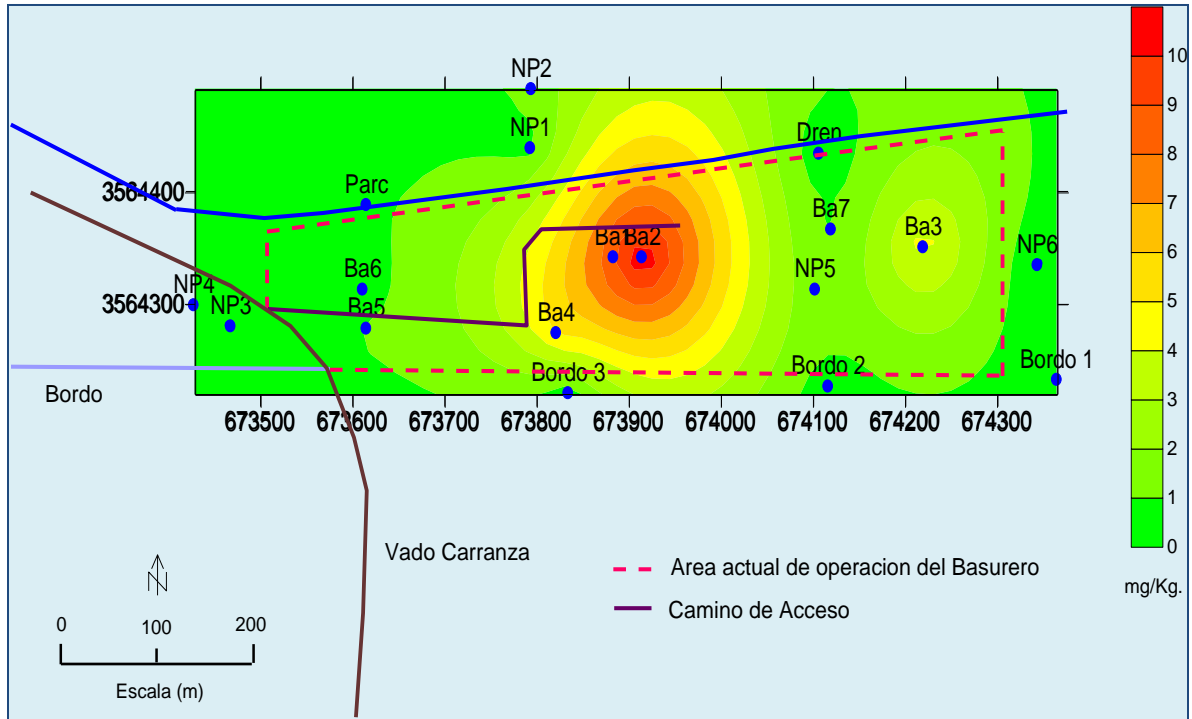


Figura 4-7. Contenido de Cadmio en suelo a nivel de superficie

4.2.5.3 Níquel

El contenido de níquel fue el siguiente: mayor contenido para la muestra Ba2 en el área de evidente quema de basura 61 mg/Kg (Figura 4-8), muestra Ba1 también en esa zona con 42 mg/Kg, muestra Ba3 (41.2 mg/Kg), muestra Ba7 (34.9 mg/Kg) y muestra Ba4 (34.5 mg/Kg). La muestra NP5, ubicada dentro del basurero, presentó un contenido de 37.4 mg/Kg. El resto de las muestras, en las inmediaciones del basurero, presentaron un contenido de níquel entre 11.2 y 23.1 mg/Kg, dentro del contenido promedio en suelos sin cultivar señalado por Siegel (2002).

El contenido de níquel, en la zona de quema de residuos, es concordante con los reportados por diversos autores relativos al contenido de níquel en RSM (Assmuth, 1992; Beker and Cornelisen, 1999; Ademe, 1993).

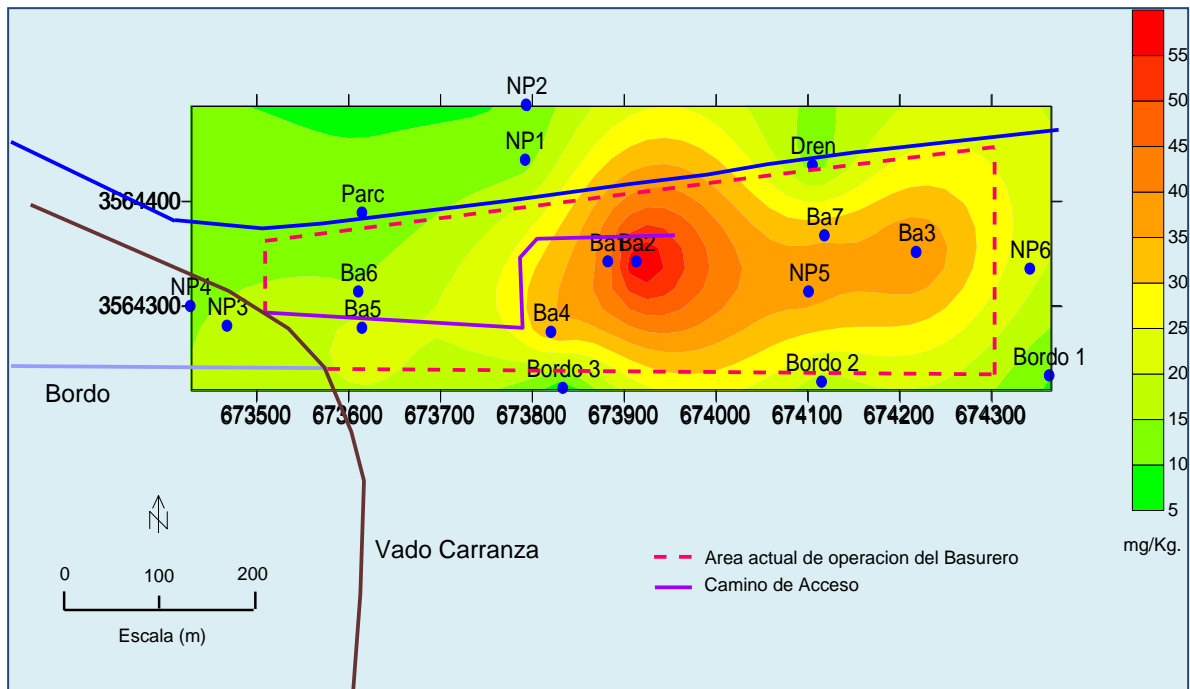


Figura 4-8. Contenido de Níquel en suelo a nivel de superficie

4.2.5.4 Plomo

En las muestras de suelo superficial el mayor contenido de plomo correspondió a la muestra Ba3 con 443 mg/Kg (Figura 4-10), le siguieron la muestra Ba1 (296 mg/Kg), Ba2 (263 mg/Kg). Las muestras con mayor contenido de plomo se localizan en zonas donde es evidente la práctica de quema de residuos sólidos. El contenido de plomo en las muestras NP1, NP2, NP3, NP4, NP6 y Bordo 3 se encuentra entre los 11 y 22 mg/Kg, esto es dentro del contenido promedio para suelos sin cultivar de acuerdo con Siegel (2002). El resto de las muestras presentó un contenido de plomo entre 38,1 y 77.3 mg/Kg. Los valores más altos encontrados de plomo (muestras Ba3, Ba1 y Ba2) son comparables con los valores, reportados por diversos autores, para el contenido de plomo en productos de incineración de RSM (Morf et al., 2000; Brunner and Mönch, 1986; Bernard et al., 2000).

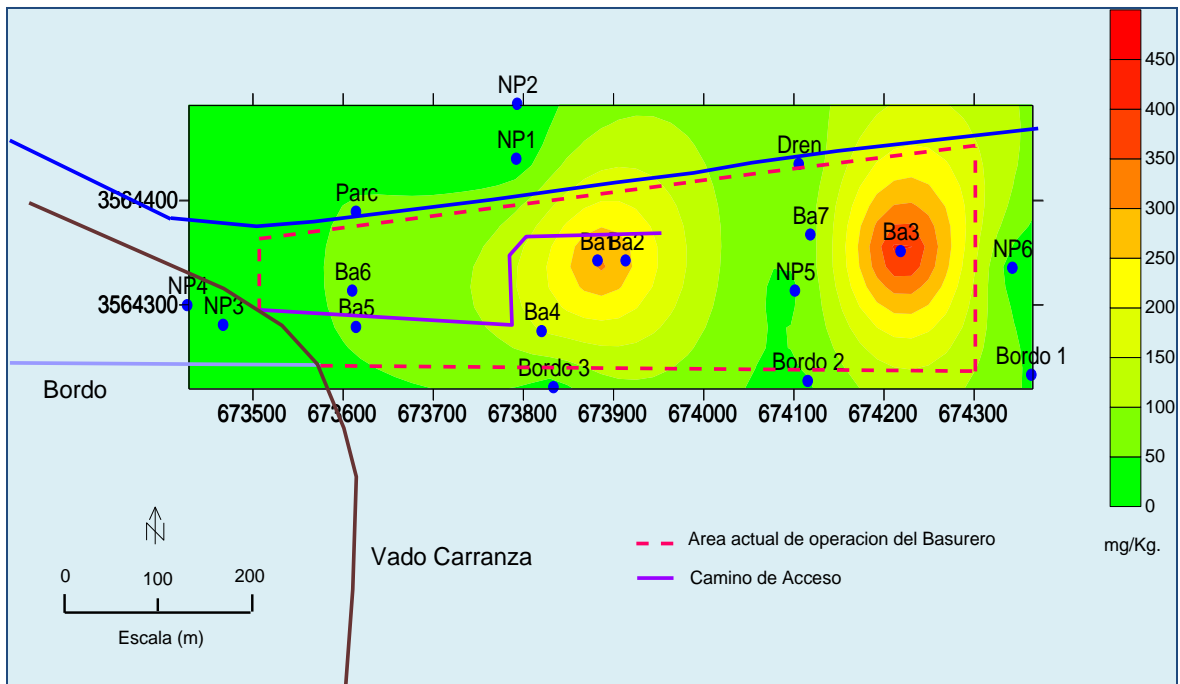


Figura 4-9. Contenido de Plomo en suelo a nivel de superficie

4.2.5.5 Zinc

El mayor contenido de zinc en suelo superficial correspondió a la muestras identificada como Ba2 (1290 mg/Kg), seguida por las muestras Ba1 (945 mg/Kg), Ba3 (660 mg/Kg) y Ba4 (590 mg/Kg) (Figura 4-11). De manera análoga al resto de los metales analizados la ubicación de las muestras con mayor contenido de zinc se localizan en zonas donde es evidente la quema de los residuos a cielo abierto. La muestra NP5 presentó un contenido de 160 mg/Kg. El resto de las muestras, las cuales están ubicadas en zonas donde no hay evidencia de quema de residuos presentaron un contenido de zinc entre 42.1 y 85.9 mg/Kg, este último valor ligeramente superior al contenido promedio en suelos sin cultivar (Siegel, 2002). Los valores más altos de contenido de zinc (muestras Ba2, Ba1, Ba3 y Ba4) son comparables con los reportados, por diferentes autores, para contenido de zinc en los productos de incineración de RSM (Morf et al., 2000; Brunner and Ernst, 1986).

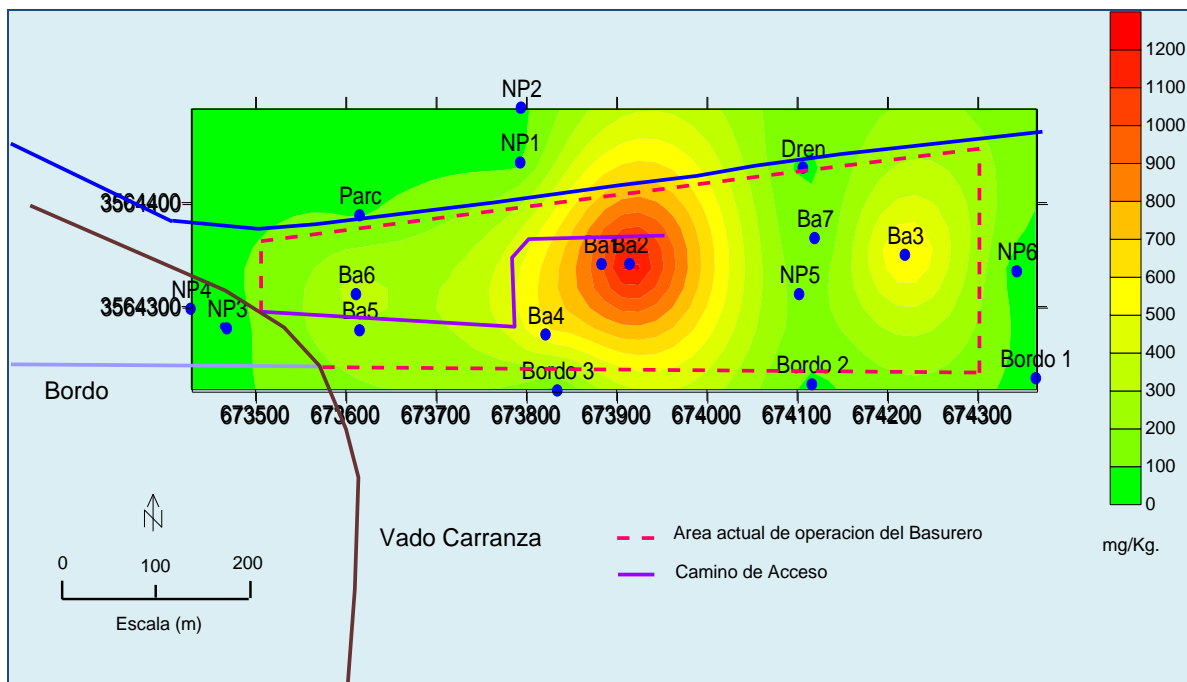


Figura 4-10. Contenido de Zinc en suelo a nivel de superficie

4.2.6 Materia orgánica y pH en suelo

La Tabla 4-8 presenta los valores de pH y de contenido de materia orgánica para suelo. En general las muestras tomadas en el área de estudio revelan suelos medianamente alcalinos (NOM-021-SEMARNAT-2000) con valores de pH entre 7.41 y 8.25, a excepción de la Ba2 que presentó un valor de pH de 9.3 (fuertemente alcalino). Esta última muestra se tomó en una zona donde es evidente la quema a cielo abierto de los residuos.

En lo que respecta al contenido de materia orgánica, las muestras de suelo identificadas como NP1 a NP6 (tomadas a un costado de los piezómetros) así como la muestra de suelo tomada a un costado del canal presentaron un contenido de materia orgánica en el rango de 1.8 a 2.9%. La muestra identificada por Ba1 presentó un contenido de materia orgánica de 3.98%, inferior al que presentó Ba2 con 6.1%.

La diferencia en cuanto al contenido de materia orgánica puede explicarse considerando que el mayor contenido de materia orgánica en Ba1 y Ba2 se debe a una

posible combustión incompleta de los residuos sólidos. Tomando en cuenta además que poco más del 10% en peso son residuos orgánicos.

Tabla 4-9. Valores de pH y materia orgánica de muestras de suelo superficial

Identificación de la muestra	pH ¹	% Carbono Orgánico ²	% Materia Orgánica ²
Nuevo Piezómetro 1 (NP1)	7.63 a 22.7°C	1.66	2.86
Nuevo Piezómetro 2 (NP2)	7.65 a 22.8°C	1.51	2.60
Nuevo Piezómetro 3 (NP3)	7.66 a 22.9°C	1.19	2.05
Nuevo Piezómetro 4 (NP4)	8.35 a 22.9°C	1.35	2.32
Nuevo Piezómetro 5 (NP5)	7.55 a 22.9°C	1.50	2.58
Nuevo Piezómetro 6 (NP6)	8.25 a 22.9°C	1.04	1.78
Suelo Bordo 1 (Bordo 1)	7.85 a 20.7°C	-	-
Suelo Bordo 2 (Bordo 2)	7.96 a 20.6°C	-	-
Suelo Bordo 3 (Bordo 3)	8.06 a 21.4°C	-	-
Suelo Bordo 3 Duplicado (Bordo 3D)	8.07 a 21.6°C	-	-
Parcela (Parc)	7.60 a 20.1°C	-	-
Dren Norte (Dren)	8.03 a 20.3°C	-	-
Muestra 1 Área de Basurero (Ba1)	7.41 a 22.6°C	2.31	3.98
Muestra 2 Área de Basurero (Ba2)	9.28 a 22.5°C	3.54	6.11
Muestra 2 Área de Basurero Duplicado (Ba2D)	9.30 a 22.6°C	3.54	6.09
Muestra 3 Área de Basurero (Ba3)	7.83 a 21.6°C	-	-
Muestra 4 Área de Basurero (Ba4)	7.67 a 21.6°C	-	-
Muestra 5 Área de Basurero (Ba5)	7.91 a 21.7°C	-	-
Muestra 6 Área de Basurero (Ba6)	7.81 a 21.9°C	-	-
Muestra 7 Área de Basurero (Ba7)	7.99 a 21.8°C	-	-
Agua Canal (AC)	7.55 a 22.5°C	1.51	2.60

¹ El pH de las muestras se determinó de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000.
² En la determinación se empleó el método de Walkley y Black.

Tanto el pH como el contenido de materia orgánica en suelos son parámetros a tener en cuenta en cuanto a la capacidad de adsorción de metales por los suelos. Por ejemplo, el zinc al igual que otros metales de transición, es fuertemente adsorbido por hidróxidos principalmente de hierro cuando el pH es alto. Así presenta una adsorción de cero a pH ligeramente ácidos (pH 5.0) hasta prácticamente remoción completa a valores de pH > 7.5. En cambio, otros adsorbentes como los óxidos de manganeso son más fuertes a pH bajos (Davis et al., 1993).

En el caso de la materia orgánica, esta puede contener compuestos de los grupos carboxilo, fenol y amino que tomaran parte en la retención de iones metálicos por complejación (Wahba & Zaghloul, 2007).

4.2.7 Metales en muestras de suelo a profundidad

Se realizaron cuatro perforaciones para muestreo de suelo a profundidad, en los siguientes puntos Ba6, Ba2, Ba7 y NP6. La ubicación espacial de estos puntos se puede ver, por ejemplo, en la figura 4.10.

4.2.7.1 Cobre

La Figura 4-11 presenta el contenido de cobre para los cuatro puntos de muestreo a profundidad.

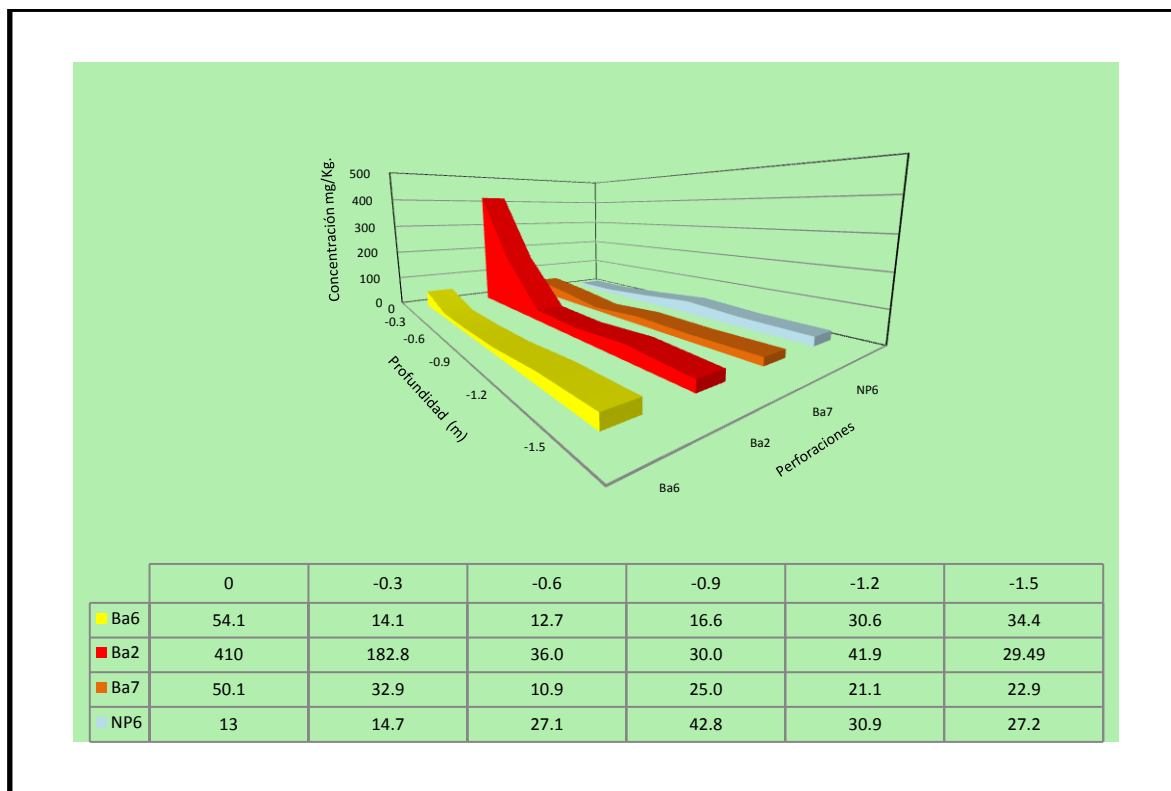


Figura 4-11. Contenido de Cobre (muestreo vertical)

Los resultados indican que la muestra Ba2 presenta el mayor contenido de cobre, en superficie con una concentración de 410 mg/Kg, a una profundidad de 30 cm el contenido para este metal sigue siendo significativo (182 mg/Kg) disminuyendo hasta la mayor profundidad de la muestra a 30 mg/Kg. Estas diferencias en cuanto al contenido de cobre en profundidad para el punto de muestreo Ba2 pueden ser atribuidas a la gran cantidad de restos de incineración de residuos que se observó al momento de tomar esta muestra. La presencia de restos de incineración de residuos (ceniza) en el punto señalado fue evidente hasta una profundidad de 50 cm.

El resto de las muestras presentó un contenido significativamente menor que el encontrado en Ba2. A nivel superficial, las muestras correspondientes a Ba6 y Ba7 presentaron un contenido de cobre alrededor de los 50 mg/Kg., esto es ligeramente superior al contenido natural de suelo sin cultivar (Siegel, 2002). El resto de los resultados para Ba6 y Ba7 revelan que a profundidades entre 30 y 150 cm el contenido de cobre en general está dentro del rango reportado por Siegel. Estas muestras fueron tomadas en puntos ubicados dentro del área de operación del basurero, al momento de tomar estas muestras se observaron restos de incineración de residuos en menor cantidad que Ba2, esto a nivel superficial.

Por otro lado, la muestra NP6 presentó el menor contenido de cobre a nivel superficial y a profundidad. En general se encontró cobre a una concentración dentro del rango para suelo sin cultivar. La excepción fue la muestra tomada a una profundidad de 90 cm que presentó un contenido de cobre ligeramente superior a 40 mg/Kg.

Finalmente, el contenido de cobre en las cinco profundidades analizadas se ajusta al perfil litológico del suelo para las perforaciones realizadas (NP6, Ba2, Ba6 y Ba7) (Tabla 4.8 y figura 4.11). En general, las muestras con mayor contenido de arcilla presentan a su vez el mayor contenido de cobre.

4.2.7.2 Cadmio

Los resultados para cadmio en muestras de suelo a profundidad revelan alto contenido de este metal para la muestra Ba2 con concentraciones superiores al rango promedio (0.1 - 1.8 mg/Kg) para suelo sin cultivar (Figura 4-12). Este punto de muestreo presentó un contenido de cadmio ligeramente superior a 10 mg/Kg. Los resultados a profundidad para esta muestra presentaron un contenido de cadmio en el rango 4 – 6.8 mg/Kg.

La muestra identificada como Ba6 presentó un contenido de 0.6 mg/L a nivel superficial. Los resultados del muestreo a profundidad para esta muestra revelan que el contenido de cadmio tiende a incrementarse de 1.4 a 3.10 hasta una profundidad de 90 cm aproximadamente para luego disminuir ligeramente (2.90 mg/Kg.) a los 120 cm y nuevamente incrementarse (3.27) a los 150 cm.

La muestra Ba7 presentó un contenido de cadmio de 0.9 mg/Kg a nivel superficial. Con la profundidad el contenido de cadmio presentó fluctuaciones entre 2.2 y 4.2 mg/Kg. Por otro lado, la muestra NP6 presentó un contenido de cadmio de 0.1 mg/Kg. La mayor concentración de cadmio para este sitio de muestreo fue de 3.6 mg/Kg a los 30 cm. A mayores profundidades la concentración de cadmio se encontró entre 1.8 y 2.3 mg/Kg. Gran parte de las muestras para los diferentes puntos Ba2, Ba6 y Ba7 contienen cadmio en concentraciones superiores a los valores promedios para este metal en suelos sin cultivar (0.1 – 1.8 mg/Kg.) (Siegel, 2002).

En general, para los puntos Ba2, Ba6 y Ba7, el contenido de cadmio a profundidad se ajusta al perfil litológico (Tabla 4.8 y figura 4.12). Sin embargo, el punto NP6 a una profundidad de 30 cm (con alto contenido de arena) presentó mayor contenido de cadmio que las muestras a profundidades mayores (con mayor contenido de arcilla).

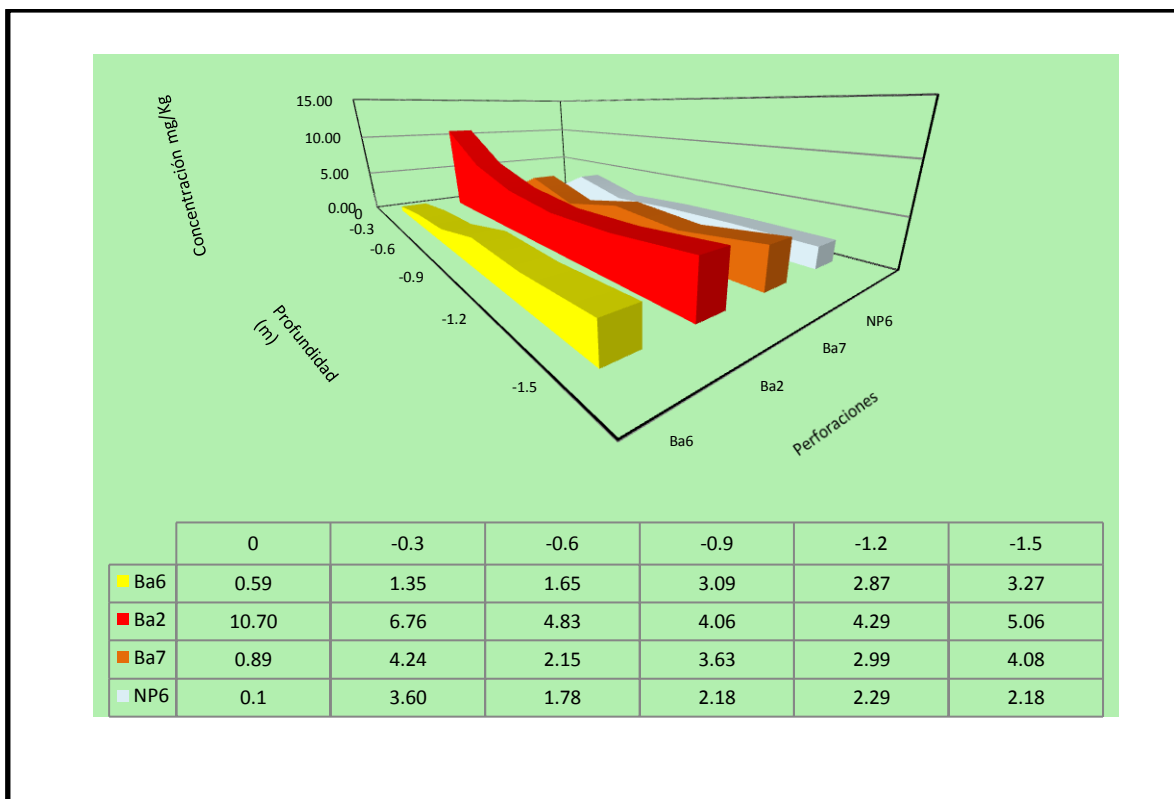


Figura 4-12. Contenido de Cadmio en suelo (muestreo vertical)

4.2.7.3 Níquel

La Figura 4-13 muestra el contenido de níquel correspondiente al muestreo vertical. La mayor concentración de este metal se detectó en la perforación Ba2 que a nivel superficial presentó un valor 61 mg/Kg. Para profundidades de 30 a 150 cm, el contenido de níquel presentó ligeras variaciones en el rango de 31 a 43 mg/Kg. El contenido de níquel en Ba2 está arriba del rango promedio de suelos sin cultivar 4.4 – 23 mg/Kg.

Para las otras perforaciones el contenido de níquel se encontró dentro del rango señalado para suelo sin cultivar a excepción de la perforación NP6, la cual a una profundidad de 30 a 120 cm presentó un contenido de níquel ligeramente superior (~26 mg/Kg.) al rango promedio de suelos sin cultivar (Siegel, 2002).

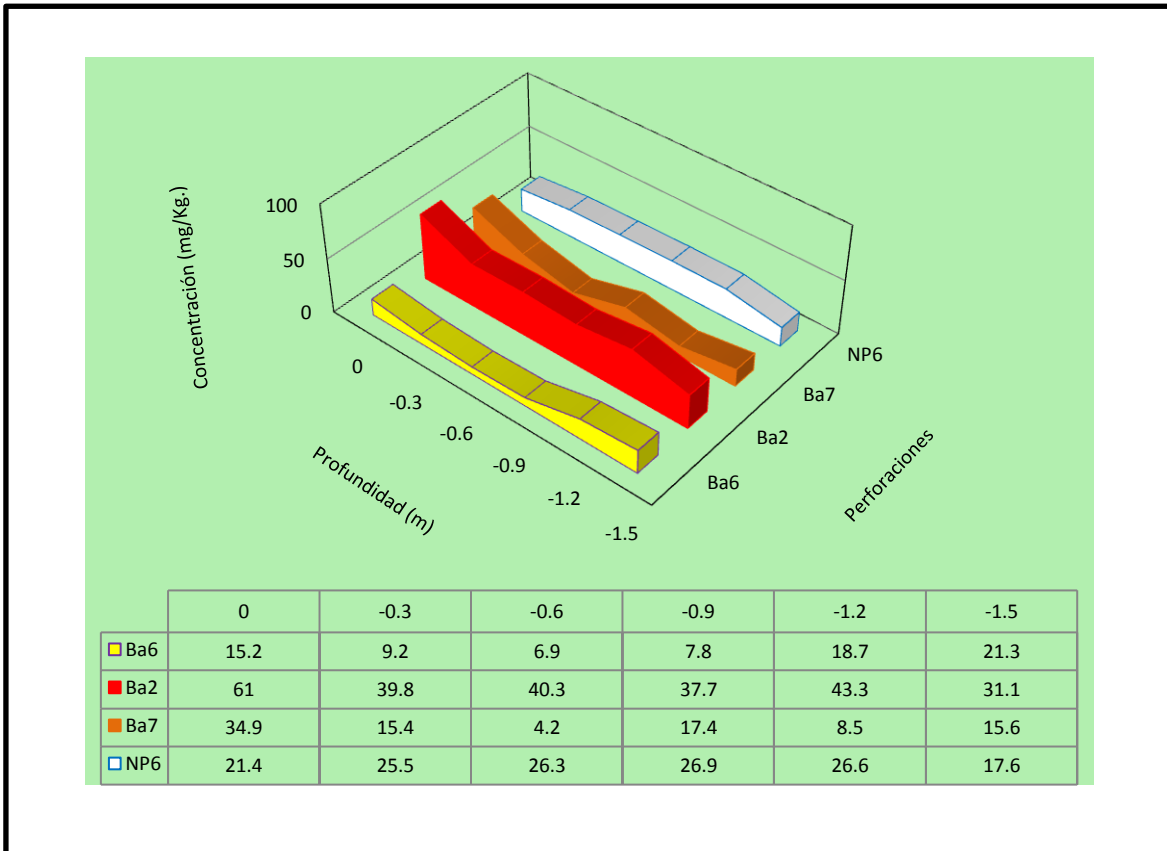


Figura 4-13. Contenido de Níquel en suelo (muestreo vertical)

Por último, el contenido de níquel a profundidad se ajusta al perfil litológico descrito para las cuatro perforaciones realizadas (Tabla 4.8 y figura 4.13). Las zonas con mayor contenido de arcilla presentan mayor cantidad de níquel que las zonas donde predominan las arenas.

4.2.7.4 Plomo

Este metal presentó una concentración superior al contenido promedio en suelos sin cultivar (2.6 a 25 mg/Kg) para Ba2 (262 mg/Kg.), Ba6 (60.3 mg/Kg.) y Ba7 (77 mg/Kg.) a nivel superficial (Figura 4.14). En lo que respecta al contenido a profundidad para estas tres muestras solamente Ba2 a 30 cm presentó un contenido importante de plomo (97 mg/Kg.) que supera al rango mencionado para plomo en suelo sin cultivar (Siegel, 2002).

La perforación NP6 presentó valores relativamente altos (32 - 44 mg/Kg.) comparados con el rango promedio antes señalado, esto para profundidades comprendidas entre 60 y 120 cm.

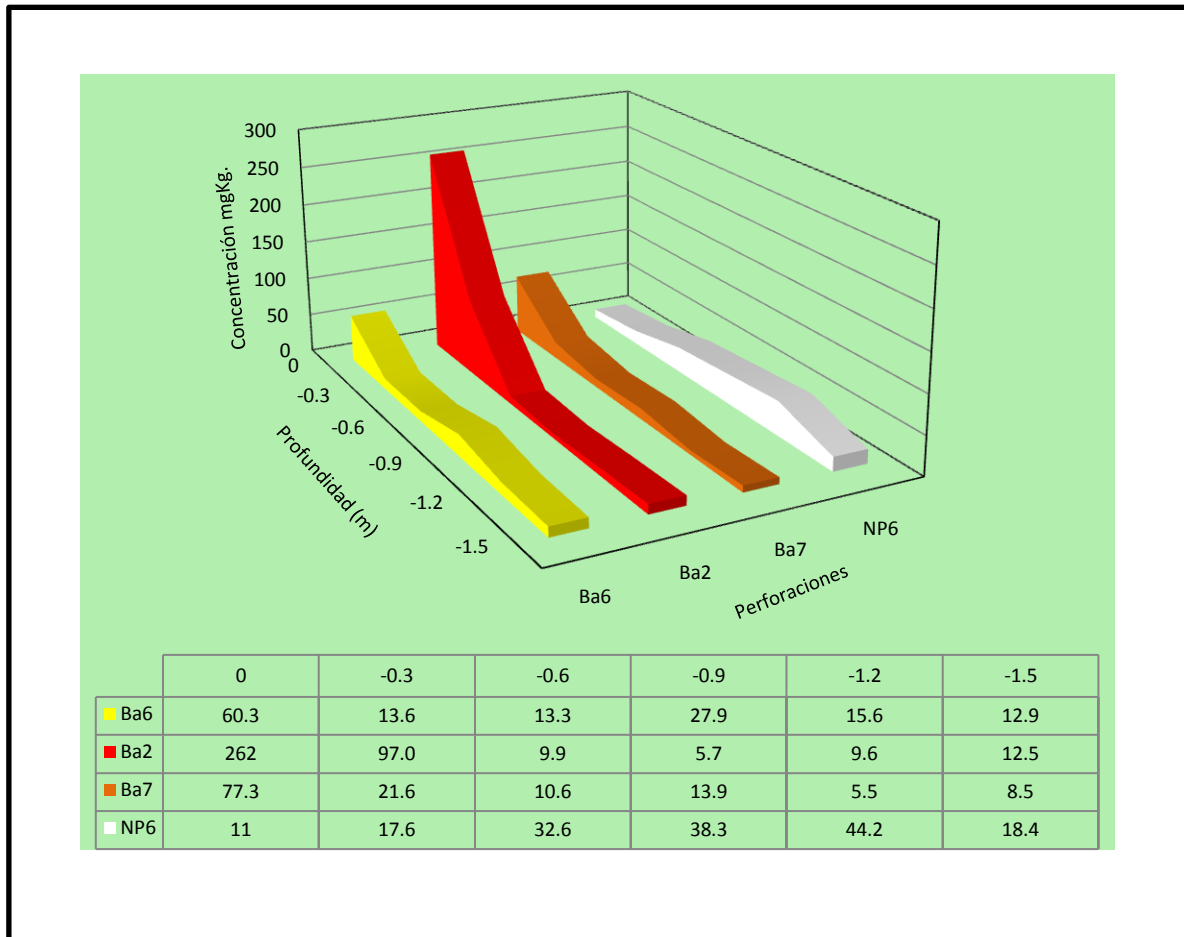


Figura 4-14. Contenido de Plomo en suelo (muestreo vertical)

Finalmente, el contenido de plomo a profundidad se ajusta al perfil litológico descrito para las cuatro perforaciones realizadas (Tabla 4.8 y figura 4.14). Las zonas con mayor contenido de arcilla presentan mayor cantidad de plomo que las zonas donde predominan las arenas.

4.2.7.5 Zinc

El contenido de zinc para las cuatro perforaciones realizadas en el sitio de estudio se presenta en la Figura 4-15. Al igual que con el resto de los metales, el punto Ba2 resultó por mucho contener la mayor concentración de zinc sobre todo a nivel superficial (1290 mg/Kg.) y a una profundidad de 30 cm (646 mg/Kg). A Ba2 siguió Ba6 la cual a nivel superficial presentó un contenido de zinc de 364 mg/Kg. Para Ba7 se obtuvo un contenido de 92 mg/Kg también en superficie.

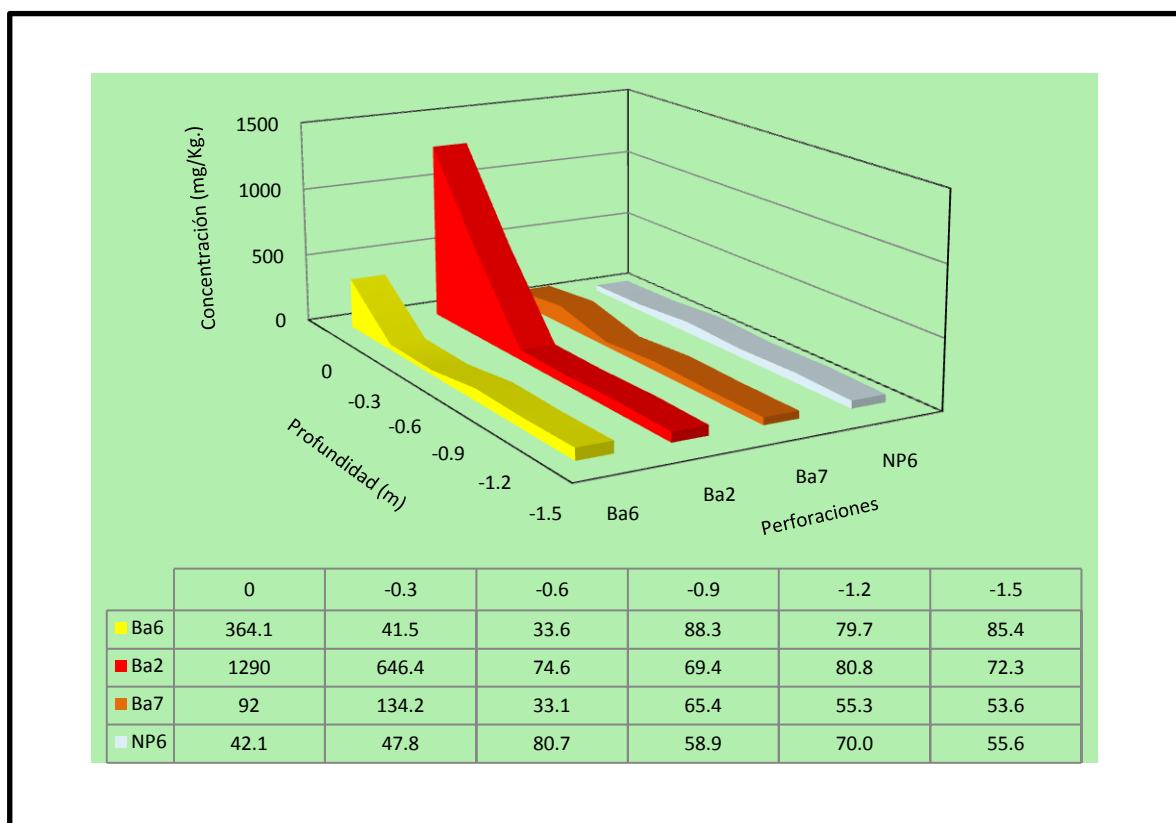


Figura 4-15. Contenido de Zinc en suelo (muestreo vertical)

El resto de los resultados a profundidad para Ba6, Ba7 y NP6 estuvo en el rango de 33 a 88 mg/Kg. Este último valor supera al límite promedio para contenido de zinc en suelo sin cultivar de 67 mg/Kg. (Siegel, 2002).

Por último, el contenido de zinc a profundidad de se ajusta al perfil litológico descrito para las cuatro perforaciones realizadas (Tabla 4.8 y figura 4.15).

4.3 Modelación Geoquímica

Se utilizó el programa PHREEQCI para llevar a cabo la modelación geoquímica de los datos obtenidos para el agua subterránea del sitio de disposición final de residuos sólidos ubicado en las inmediaciones del Vado Carranza, Valle de Mexicali. El objetivo de esta modelación fue reproducir un proceso geoquímico que resultara en igualar los parámetros químicos en una muestra real. En nuestro caso se eligió aquella muestra que presentó, en términos generales, el mayor contenido de especies químicas, en este caso se tomó como referencia el pozo NP2 de la campaña 1 (abril de 2008). Ésta muestra presentó el mayor contenido de sólidos disueltos, de metales pesados y un contenido importante de iones mayoritarios (Figura 4-4 y Anexo D) además de que por los SEV's realizados es evidente el desplazamiento de la carga de contaminante en la dirección de esta estación de muestreo.

Se prepararon gráficas de relaciones molares entre los diferentes iones mayoritarios. Mediante estas graficas se detectó una correlación significativa entre Na y Cl para las cuatro primeras campañas de muestreo. La correlación fue positiva en todos los casos y los valores de coeficiente de correlación (R^2) estuvieron entre 0.82 y 0.89.

En general la grafica de relación molar de Na-Cl muestra que el agua de canal contiene menor cantidad de ambas especies y en el extremo opuesto se encuentra la muestra NP2 con el mayor contenido.

Con la información anterior se probaron dos posibles modelos. El primero consistió en iniciar en NP6 y considerar su paso a través de la zona del basurero y su posible mezcla con la carga de contaminantes proveniente de éste, tomando como base la dirección de flujo del agua subterránea (Vea Fig. 4-3), hasta finalizar con un agua con el contenido de especies químicas que presenta NP2. En el segundo modelo, se tomó como base la infiltración de agua de canal que se emplea en riego de las parcelas de cultivo que colindan al norte con el basurero. A un costado de una de las parcelas de cultivo se encuentra el pozo NP2.

El procedimiento de modelado geoquímico que se siguió fue el mismo para los dos modelos:

1. Se introdujeron al programa PHREEQCI, los datos de las especies químicas y de los parámetros fisicoquímicos de las muestras de interés (NP6 y NP2). El programa lleva a cabo la especiación química, hace el correspondiente balance de cargas y reporta las concentraciones de las especies químicas para cada muestra.
2. Se igualó la concentración de cloruros Cl^- de la muestra de partida NP6 con la correspondiente a NP2, mediante la simulación de un proceso de concentración en diez etapas. Esto es válido debido a la capacidad conservativa (inerte) que tienen los iones Cl^- (Erikson, 1960; Schoeller, 1960).
3. Una vez igualados los cloruros, se agregaron como datos iniciales las posibles fases minerales en equilibrio en base a información obtenida a partir de la especiación química y la paragénesis de las fases minerales.
4. Para ensayar variaciones en las cantidades de cationes metálicos se empleó la opción de intercambio catiónico.
5. Finalmente, para variar el contenido de metales pesados, se utilizó la opción para ensayar procesos de adsorción. PHREEQCI emplea hidróxidos de hierro como superficies adsorbentes, los cuales junto con carbonatos, arcillas y arenas son los tipos más comunes de adsorbentes inorgánicos (Davis et al., 1993).

4.3.1 *Primer modelo NP6 a NP2*

Como se explicó anteriormente en este primer modelo se procedió a reproducir la transición de un agua con las características de NP6 hacia otra que corresponda con NP2.

La Tabla 4-11 presenta de manera condensada las diferentes etapas seguidas en el proceso de modelado. En ésta puede apreciarse que en la etapa de evaporación de agua se requirieron evaporar 32.5 moles para igualar la concentración de Cl^- de NP6 con NP2. En la segunda etapa se presentan las fases minerales consideradas en equilibrio ($\text{SI} = 0$) así como la cantidad máxima de moles de éstas que se pueden disolver. Al variar las posibles fases en equilibrio y sus cantidades a disolver pueden obtenerse variaciones en las cantidades de iones mayoritarios. En el caso de los dos modelos presentados, las fases consideradas en equilibrio son: Calcita, dolomita, SiO_2 , CO_2 y O_2 .

En las etapas de intercambio catiónico y de adsorción se ensayan variaciones en las cantidades de cationes metálicos (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+) y metales pesados (Cd, Cu y Zn para el caso concreto de las muestras NP6 y NP2).

En la quinta etapa se hace una comparación entre cantidades de las especies químicas de interés. Partiendo inicialmente de NP6 y una vez concluido el proceso de simulación se busca que las cantidades obtenidas sean lo más cercanas a las correspondientes para la muestra de interés NP2. En este caso puede observarse que con el ensayo de este modelo se obtuvieron en general buenas aproximaciones para las especies químicas siguientes: Ca^{+2} , K^+ , Mg^{+2} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{-2} y así como para Cd, Cu y Zn. Para estas especies químicas la diferencia entre el valor modelado y el observado en NP2 es inferior al 6%. Las especies HCO_3^- y NO_3^- presentaron el mayor error, sin embargo, a diferencia del ion Cl^- , los iones no metálicos (en este caso HCO_3^- y NO_3^-) no son conservativos.

Finalmente en la sexta etapa se presentan las fases minerales y sus índices de saturación correspondientes al proceso global de modelado.

Tabla 4-10. Procedimiento para la modelación geoquímica de agua de NP6 a NP2

Simulación NP6 a NP2					Corrida 4			
1. Evaporación de Agua para NP6								
H ₂ O (g) 32.4 moles					pH 6.8			
2. Equilibrio Fases								
Fase	IS	moles*	Fase	IS	moles*	Fase	IS	moles*
Calcita	0	0	CO ₂ (g)	-2.3	10	O ₂ (g)	-1.21	10
Dolomita	0	0	SiO ₂	0	10			
3. Intercambio Catiónico								
KX	1.50E-04		CdX ₂	1.40E-06	CuX ₂	1.12E-02		
MgX ₂	6.00E-03		ZnX ₂	4.10E-06				
4. Adsorción de Metales				Hfo_wOH	0.021	Hfo	Área 600	Masa 0.01
5. Resultados del Modelado de NP6 a NP2 (Cantidades en moles/Kg.)								
Ion	NP6	Simulación	NP2	%Error	6. Fases e índices de saturación (SI)			
HCO ₃	1.00E-02	7.24E-04	9.43E-03	88.90	Fase Mineral	IS	Formula	
Ca	2.33E-03	4.36E-04	4.01E-04	5.69	Anhidrita	-1.92	CaSO ₄	
Cd	2.50E-07	5.10E-07	5.44E-07	4.33	Aragonita	-2.38	CaCO ₃	
Cl	9.90E-03	2.38E-02	2.38E-02	0.00	Calcita	-2.23	CaCO ₃	
Cu	7.57E-06	7.27E-06	7.58E-06	2.78	Dolomita	-3.44	CaMg(CO ₃) ₂	
K	1.28E-04	1.62E-04	1.62E-04	0.04	Yeso	-1.7	CaSO ₄ :2H ₂ O	
Mg	5.98E-03	3.53E-03	3.69E-03	2.79	Otavita	-1.85	CdCO ₃	
NO ₃	1.86E-04	4.47E-04	2.72E-04	35.26	Sepiolita	-2.63	Mg ₂ Si ₃ O ₇ .5OH:3H ₂ O	
Na	2.36E-02	3.49E-02	3.47E-02	0.38				
SO ₄	1.00E-02	8.83E-03	8.56E-03	2.03				
Zn	5.83E-07	5.02E-07	5.06E-07	0.53				
Nota: Hfo indica superficie de adsorción corresponde a hidróxido férrico								
*Corresponde a la cantidad máxima de una especie que puede ser disuelta								
Cl ⁻ propiedad de ser conservativo (Erikson, 1960; Schoeller, 1960)								

En la Figura 4-16 se presenta la gráfica de relaciones molares entre Na⁺ y Cl⁻ para la primera campaña de muestreo. Para estas especies químicas, en general las muestras presentan una correlación lineal significativa ($R^2 = 0.86$). Mediante el modelo propuesto se buscó simular un proceso que mediante el cual partiendo de las condiciones de NP6 nos llevase a NP2 (línea en la gráfica). En la grafica de la Figura 4-16, se aprecia que las diez etapas (puntos en la grafica) forman una línea recta. El resto de las muestras da la impresión se ajustan bastante bien a dicha línea. Respecto al pH de la solución el modelo arroja un valor de 6.8 el cual diferente apreciablemente del observado experimentalmente para NP2 de 8.0.

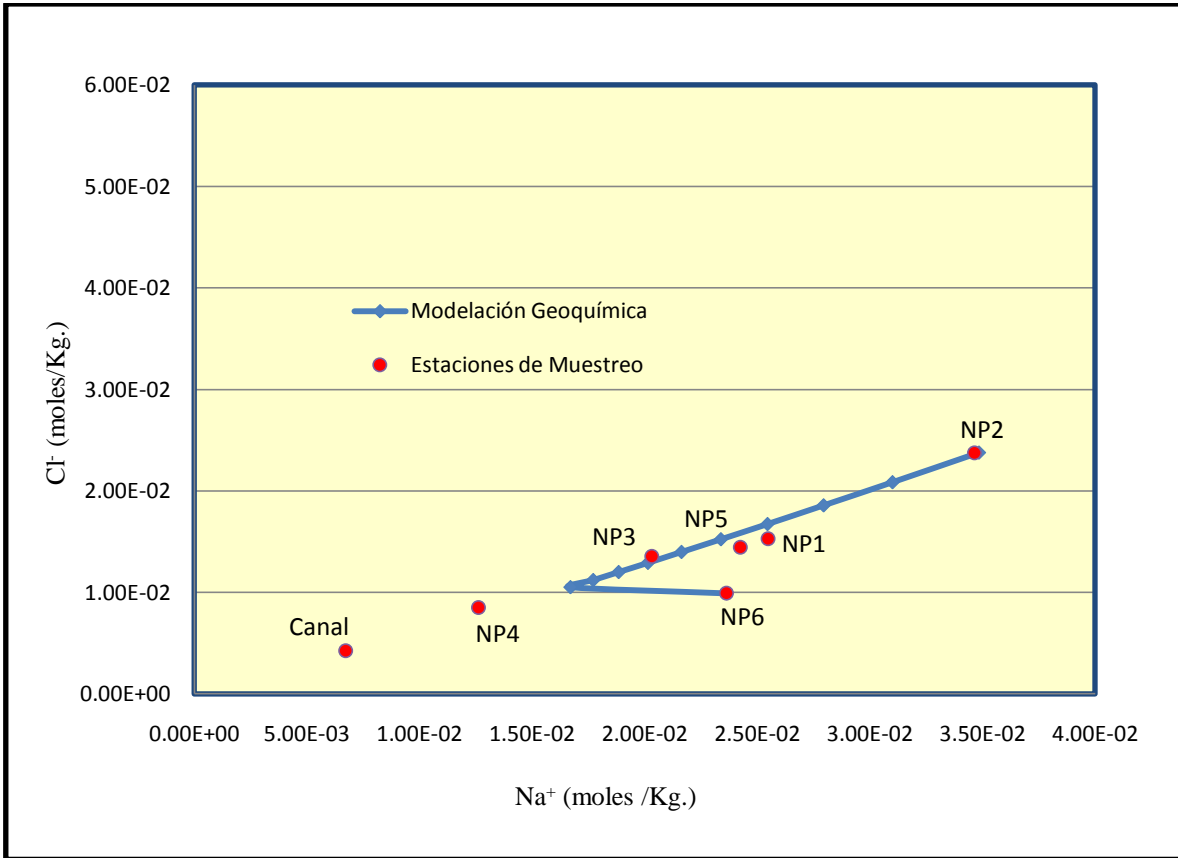


Figura 4-16. Relación Molar Na-Cl (campana 1, abril-2008). Primer Modelo

En general, los resultados obtenidos a partir del modelo propuesto se ajustan bastante bien a los valores observados experimentalmente para NP2.

4.3.2 Segundo Modelo Canal a NP2

En éste modelo se requirió vaporizar mayor cantidad de moles de agua, que lo requerido por el modelado anterior, lo cual es lógico ya que el agua de canal presentó menor cantidad de Cl⁻ (que NP6 de los modelos anteriores). Como puede apreciarse en la Tabla 4-11, con este segundo modelo se obtuvo una buena aproximación para las siguientes especies: Ca⁺², Mg⁺², Na⁺, K⁺, Cd, Cu, Zn y Cl⁻. El resto de las especies químicas (aniones) presentaron un error considerable respecto a los valores observados experimentalmente (HCO₃ 48.6%, NO₃ 165%, SO₄ 21.7%). Respecto al pH, el valor modelado fue 7.6 el cual está cercano al observado experimentalmente (8.0).

Tabla 4-11 Procedimiento para la modelación geoquímica de agua de canal a NP2

Simulación Canal a NP2					Corrida 3			
1. Evaporación de Agua para NP6								
H ₂ O (g) 45.6 moles en 10 etapas					pH		7.6	
2. Equilibrio de Fases								
Fase	IS	moles*	Fase	IS	moles*	Fase	IS	moles*
Calcita	0	0	CO ₂ (g)	-2.3	10	O ₂ (g)	-1.21	10
Dolomita	0	0	SiO ₂	0	10			
3. Intercambio catiónico								
NaX	2.50E-03		KX	2.10E-05		CdX ₂	1.00E-06	
MgX ₂	1.00E-03		CuX ₂	4.00E-03		ZnX ₂	5.00E-06	
4. Adsorción de Metales				Hfo_wOH	0.008	Hfo	Área 600	Masa 0.01
5. Resultados del Modelado de Canal a NP2 (Cantidades en moles/Kg.)								
Ion	Canal	Simulación	NP2	%Error	6. Fases e índices de saturación (SI)			
HCO ₃	8.98E-03	3.90E-03	9.43E-03	48.61	Fase Mineral	SI	Formula	
Ca	1.58E-03	3.69E-04	4.01E-04	5.31	Anhidrita	-2.14	CaSO ₄	
Cd	1.78E-07	5.54E-07	5.44E-07	1.19	Aragonita	-0.74	CaCO ₃	
Cl	4.24E-03	2.37E-02	2.38E-02	0.17	Calcita	-0.6	CaCO ₃	
Cu	5.36E-06	7.34E-06	7.58E-06	2.10	Dolomita	0.00	CaMg(CO ₃) ₂	
K	7.68E-05	1.60E-04	1.62E-04	0.83	Yeso	-1.93	CaSO ₄ ·2H ₂ O	
Mg	4.95E-03	4.11E-03	3.69E-03	7.42	Otavita	-0.12	CdCO ₃	
NO ₃	7.36E-04	4.12E-03	2.72E-04	165.00	Sepiolita	0.99	Mg ₃ Si ₃ O ₇ ·OH·3H ₂ O	
Na	6.71E-03	3.45E-02	3.47E-02	0.23				
SO ₄	2.92E-03	6.05E-03	8.56E-03	21.66				
Zn	8.58E-07	4.96E-07	5.06E-07	1.38				
Nota: Hfo indica superficie de adsorción corresponde a hidróxido férrico								
*Corresponde a la cantidad máxima de una especie que puede ser disuelta								
Cl propiedad de ser conservativo (Erikson, 1960; Schoeller, 1960)								

En la Figura 4-17, se representa, en el gráfico de relación molar Na-Cl, la modelación geoquímica de agua de canal a NP2 (línea azul). Con este modelo se pretende representar la posible infiltración del agua de canal, la cual es utilizada en el riego de parcelas de cultivo para dar un agua con las propiedades geoquímicas observadas de NP2. Lo anterior tomando en consideración que este pozo de monitoreo se ubica a un costado de una de las parcelas de cultivo.

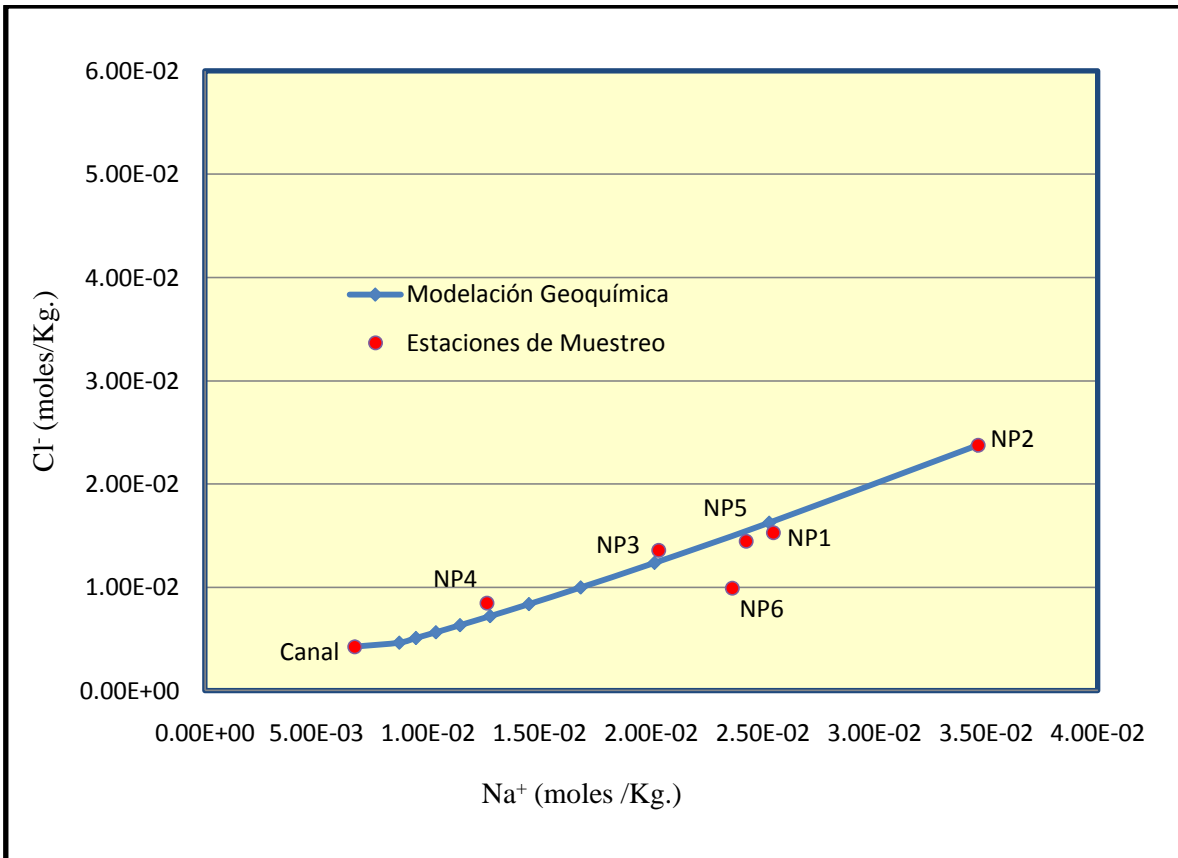


Figura 4-17 Relación Molar Na-Cl (campaña 1, abril-2008). Segundo Modelo

Mediante este modelo, se ensayó un proceso geoquímico mediante el cual el agua de canal, que se utiliza para el riego de parcelas, sufre procesos de evaporación, infiltración y finalmente al interactuar con el acuífero da como resultado un agua con las características químicas de NP2.

5 Conclusiones y Recomendaciones

5.1 Conclusiones

- La información proporcionada por los Sondeos Eléctricos Verticales (SEV's) así como la dirección del flujo de agua subterránea (dirección noroeste) en la zona de estudio, revela la posible migración de carga de contaminantes desde el basurero hacia la localización de NP1 y NP2. Lo anterior concuerda con el hecho de que los resultados analíticos de las muestras de agua subterránea correspondientes a éstas estaciones de muestreo, en general, exhibieron el contenido más alto de sólidos disueltos, metales pesados y así como un alto contenido de iones mayoritarios como por ejemplo Cl^- y Na^+ .
- Respecto al contenido de metales pesados en agua subterránea, los resultados obtenidos revelan, en general, mayores concentraciones en las muestras correspondientes a las estaciones de muestreo NP2 y NP1. En promedio NP2 presentó el mayor contenido de Cobre (0.34 mg/L), Cadmio (0.04 mg/L) y Plomo (0.05 mg/L). La estación de muestreo NP1 en cambio presentó valores promedio superiores de Níquel (0.030 mg/L), Zinc (0.052 mg/L). A excepción de los valores para cobre y cadmio, el resto de los metales caen dentro de los rangos promedios en agua subterránea.
- El Cadmio merece especial atención ya que éste metal se encontró en niveles superiores al contenido natural tanto en agua subterránea como en suelo a profundidad. Esto puede explicarse considerando el hecho de que algunos procesos naturales pueden enriquecer al agua subterránea con metales traza tales como el cadmio, esto para acuíferos con contenido significativo de calcita (CaCO_3) (Schürch et al. 2004).

- El cobre en general estuvo por arriba del contenido promedio para agua subterránea de 0.10 mg/L de acuerdo a Christensen et al. (2001) y Auppa et al. (2005). La estación de muestreo NP2 presentó en promedio el mayor contenido de este metal (0.34 mg/L). Esto es probable que se deba a la infiltración de contaminantes desde la superficie tomando en cuenta que este metal presentó la mayor concentración en suelo después del zinc. Por otro lado, no pueden descartarse causas naturales que incrementen el contenido de Cobre en el agua del sitio, como pueden ser la posible existencia del mineral atacamita propio de climas áridos desérticos. Por otro lado, a pesar del contenido promedio elevado de este metal en el agua subterránea, éste se encuentra dentro del límite máximo permisible (2.0 mg/L) para agua potable de acuerdo a la NOM-127-SSA1-1994.
- El cromo hexavalente prácticamente no fue detectado en el agua subterránea, se encontró por debajo del límite de detección (0.013 mg/L). Solo tres muestras correspondientes a la campaña 3 (agosto 2007) presentaron un contenido ligeramente superior a dicho límite. Los resultados obtenidos para este metal, en general están en concordancia con el hecho de que en condiciones anóxicas, solamente la especie Cr (III) debe existir. Por otro lado, presencia de Cr (VI), en la forma CrO_4^{-2} , aunque poco probable, es posible siempre y cuando se trate de soluciones acuosas oxigenadas y valores de $\text{pH} \geq 7$. (Campanella, 1996).
- Se encontró un contenido elevado de metales pesados en suelo a nivel superficial en zonas del basurero donde es evidente que se realiza la quema de los residuos sólidos (Ba2, Ba7). En estas zonas, el orden en cuanto al contenido de metales pesados fue el siguiente $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cd}$. Estos resultados son comparables con los referidos por diferentes autores en relación al contenido de metales en residuos sólidos de tipo municipal. Por otro lado, en zonas alejadas del área de operación actual del basurero y aquellas donde no se apreciaron evidencia de quema de residuos, el contenido de metales pesados fue significativamente menor. Por lo tanto, es atribuible a la quema de los residuos la deposición en el suelo de metales pesados (Cd, Cu, Ni, Pb y Zn).

- Los datos resultantes del muestreo de suelo en las cuatro perforaciones realizadas presentan un contenido significativamente menor de metales pesados que el correspondiente al nivel de superficie. En algunos niveles de profundidad se observaron concentraciones de metales superiores al rango promedio para metales en suelo sin cultivar señalado por Siegel (2002), resaltando el punto de control Ba2 y al primer nivel de profundidad muestreado (30cm). Es posible que esto se deba a factores como la baja precipitación pluvial de la zona disminuyendo con ello la velocidad de infiltración de metales y a procesos de adsorción de metales debido a materiales como arcilla y materia orgánica contenidas en el suelo de la zona.
- Respecto a la modelación geoquímica realizada, en general puede decirse que los dos modelos propuestos, se ajustan bastante bien a los valores observados experimentalmente. El modelo de NP6 a NP2 es preferible toda vez que está en concordancia con la dirección de flujo del agua subterránea y con los resultados que revelan los sondeos eléctricos verticales de que la carga de contaminantes se dirige hacia el norte del basurero, es decir en la dirección de NP2.

5.2 Recomendaciones

- Por la ubicación y características de operación, el sitio de disposición final de residuos sólidos estudiado, representa una fuente significativa de contaminación. El basurero se localiza en una zona donde por un lado colinda con el corredor ripario del Río Colorado el cual se constituye en un hábitat indispensable para diferentes especies de flora y fauna únicas en la zona además y por otro lado colinda con áreas de cultivo. Los efectos contaminantes de este sitio se magnifican toda vez que en él se lleva a cabo la quema a cielo abierto de los residuos como forma de tratamiento impactando de manera inmediata el aire y suelo de la zona y en un futuro, a mediano o largo plazo, el agua subterránea de la zona.

- Es importante señalar que la normatividad mexicana en la materia prohíbe la quema a cielo abierto de residuos sólidos de tipo domiciliario por lo que este método de tratamiento debe ser eliminado. El efecto contaminante de tipo atmosférico de esta práctica no solo consiste en la emisión de gases típicos de una combustión como los COx, SOx, NOx y partículas suspendidas sino que también incluye la emisión de compuestos orgánicos altamente tóxicos como lo son las dioxinas y los furanos e incluso elementos inorgánicos volátiles como el mercurio, por lo que se recomienda la evaluación de estos últimos.
- La caracterización de los residuos dispuestos en el basurero estudiado revela que las fracciones dominantes consisten en plásticos (20%), diferentes tipos de metales (27%), vidrio (13%) y cartón (7%). En este sentido es recomendable la puesta en marcha de un sistema para el reciclaje de estos residuos. Actualmente, en el sitio, se lleva a cabo el reciclaje de metales, sin embargo no se ha explotado, por ejemplo, el alto potencial de reciclaje que poseen los plásticos (sobretudo el tipo denominado PET, el cual representó más del 40% del total de plásticos dispuestos de acuerdo con el estudio de caracterización realizado).
- Por otro lado los restos sólidos (ceniza) generados a partir de la quema, son peligrosos debido a su contenido de metales pesados y posiblemente dioxinas que los hacen altamente tóxicos, por lo que debe ser tratada y dispuesta como tal.
- Es necesario la realización de estudios enfocados a evaluar y presentar propuestas para dar solución a la problemática que representa la disposición inadecuada de los residuos sólidos. La carencia de un relleno sanitario totalmente regulado y necesario para la disposición final de residuos sólidos es evidente en toda la zona del Valle de Mexicali.

- Finalmente, es recomendable la realización de un estudio en donde a partir del cual se pueda obtener información sobre las de propiedades fisicoquímicas del suelo (capacidad de intercambio catiónico, composición mineralógica, conductividad hidráulica, textura, etc.) o en el caso de los metales pesados la realización de un estudio de partición química con el cual se pueda determinar la cantidad que puede ser transportada con facilidad (fracción intercambiable). Estudios como estos servirían de apoyo para dar una mejor interpretación de la situación real del sitio objeto del presente estudio.

6 Referencias Bibliográficas

Acurio, G., Rossin A., Teixeira P. F., Zepeda, F.. Diagnóstico de la situación del manejo de residuos sólidos municipales en América Latina y el Caribe. Publicación conjunta del Banco Interamericano de Desarrollo y la Organización Panamericana. Washington, D. C. Julio 1997- No. ENV.97-107.

ADEME, French Agency for Environment and Energy Management, 1993. La composition des ordures menageres en France. Donnes et references. ADEME documentation, Angers, France.

Agenda Estadística de los Estados Unidos Mexicanos (Edición 2005).
www.inegi.gob.mx

Aiuppa, A., C. Federico, et al., (2005). Trace metal modeling groundwater-gas-rock interactions in a volcanic aquifer: Mount Vesuvius, Southern Italy. Chemical Geology 216: 289-311.

Alcalde, C., Lasheras, A. M., Ormad P., Ovelleiro, J. L. (1997) Validación de la metodología para la determinación de Al, B, Ba, Li, Mn, Sr, Te, Tl en aguas continentales por ICP-MS. Tecnología del Agua 169, 33-44.

Al-Khashman, O. A., 2004. Heavy metal distribution in dust, street dust and soil from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan. Atmospheric Environment 38, 6803-6812.

Allard, B. (1995). Groundwater. Trace Elements in Natural Waters. B. Salbu and E. Steinnes, CRC Press: 151-176.

Andreottola, G., Cannas, P., 1992. Chemical and biological characteristics of landfill leachate. In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), Landfilling of waste: Leachate. Elsevier, London, pp. 65-88.

Appelo, C.A.J. & Postma. Geochemistry, Groundwater and Pollution. © 1996 A.A. Balkema Publishers, Old Post Road, Brookfield. pp. 662.

Arneth, J.-D., Milde, G., Kerndorff, H., Schleyer, R., 1989. Waste deposite influences on groundwater quality as a tool for waste type and site selection for final storage quality. In: Baccini, P. (Ed.), The landfill vol. 20 Springer, Berlin, pp. 399-424.

Assmuth T. (1992). Distribution and attenuation of hazardous substances in uncontrolled solid waste landfills. Waste Management and Research, 10, 235-255.

Auppa, A., C. Federico, et al., (2005). Trace metal modelling of groundwater-gas-rock interactions in a volcanic aquifer: Mount Vesuvius, Southern Italy. Chemical Geology 216: 289-311.

Banat, K. M., Howari, F. M., Al-Hamad, A. A., 2005. Heavy metals in urban soils of central Jordan: should we worry about their environmental risks. Environmental Research 97, 258-273.

Beker, D. and Cornelisen, A. A. (1999). Chemische analyse van huishoudelijk restafval. Resultaten 1994-1995. RIVM report 776221.

Bernache, G., Bazdresch, M., Cuéllar, J.L. & Moreno F. (1998). Basura y metrópoli. Ciesas-Occidente, Iteso, Col-Jal y U. De G. México, 238 p.

Bernard J., H. Ole & V. Jürgen (2000). The influence of PVC on the quantity and hazardousness of flue gas residues from incineration. Final Report. Bertin Technologies.

Bison Instruments, Inc., Signal Enhancement Earth Resistivity System Model 2390. Operation Manual. 1982

Bradl, H. B., 2004. Adsorption of heavy metals ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid Interface and Science*, 277: 1-18.

Brunner P. H. And H. Mönch (1986). The flux of metals through municipal solid waste incinerators. *Waste Management and Research*, 4, 105-119.

Brunner P. H. And W. R. Ernst (1986). Alternative analysis of municipal solid waste. *Waste Management and Research*, 4, 147-160.

Campanella, L., 1996. Problems of speciation of elements in natural waters: the case of chromium and selenium. In: Carolls, S. (Ed.), *Element Speciation in Biorganic Chemistry*. Wiley Interscience, New York, pp. 419-444.

Callender, E. (2004). Heavy metals in the environmental – historical trends. *Environmental geochemistry*. B. Sherwood Lollar. Oxford, Elsevier-Pergamon. **9**: 67-106.

Valdez-Carrillo, M., F. Gómez-Puentes, J.A. Reyes-López y C. Carreón Diazconti. Impacto de los lixiviados de un basurero irregular sobre la calidad del agua subterránea en el Valle de Mexicali. Presentado en el XVIII Congreso Nacional de Geoquímica, Hermosillo, Son., Oct. 6 -10, 2008.

Charlesworth, S., Everett, M., McCarthy, R., Ordonez, A., de Miguel, E., 2003. A comparative study of heavy metals concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK. *Environmental International* 29, 563-573.

Chen, T. B., Zheng, Y. M. , Lei, M., Huang, Z.-C., Wu, H.-T., Chen, H., Fan, K.-K., Yu, K., Wu, X., Tian, Q.-Z., 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soil of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere* 60, 542-551.

Christensen, T. H., Kjeldsen, P., (1989). Basic biochemical processes in landfills. In: Christensen, T. H., Cossu, R., Stegmann, R. (Ed.). *Sanitary Landfilling: Processes, technology and environmental impact*, Chapter 2.1. Academy Press, London, pp 29-49.

Christensen, T. H., P. Kjeldsen, et al., (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry* 16 (2001) 659-718.

Christensen, T. H.; Kjeldsen P. & Lindhart, B. (1992). *Landfilling of Waste: Biogas*. Ed. E & FN Spon, London.

Chu, L. M., Cheung, K.C., Wong, M.H., 1994. Variations in the chemical-properties of landfill leachate. *Environ. Manag.* 18, 105-117.

Chuangcham, U., Charusiri, P., Milne-Home, W. Lertsirivorakul, R. and Boonsener, M. (2008). Adsorption of Heavy Metals from Landfill leachate in soil: A case study of Kham Bon Landfill, Kon Kaen Province, NE Thailand. *Proceedings of the International Symposia on Geoscience Resources and Environments of Asian Terranes (GREAT 2008)*. 4th IGCP516 and 5th APSEG: November 24-26, 2008, Bangkok, Thailand.

Cruz Rieva, Reynaldo. Cuantificación de efectos ambientales de un tiradero a cielo abierto. Caso de estudio. XXVIII Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, Méx., octubre de 2002.

Cupul-Magaña, G. & Ramírez-Hernández, J. (2008). Efecto de la hidrología subterránea sobre la vegetación en la vega del Río Colorado en el tramo FFCC-Vado Carranza, México. Tesis en proceso de terminar.

Davis, J.A., Kent, D.B, Rea, B.A., Maest, A. and Garabedian. Influence of redox environment and aqueous speciation on metal transport in groundwater. © 1993 Lewis Publishers. Pp. 223 – 273.

Deutsch, W. J. (1997). Groundwater Geochemistry: Fundamentals and applications to contamination. Ed. CRC Press, 1997. ISBN 0873713087. p. 47-64.

Diario Oficial de la Federación (DOF), (2003). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.

EPA Método 3010a Digestión Ácida de muestras acuosas y extractos para análisis de metales pesados por Espectrometría de Absorción Atómica o Espectroscopia de Plasma Inductivamente Acoplado.

EPA Método 3050b Digestión Ácida de muestras de sedimentos, lodos y suelos para análisis de metales por Espectrometría de Absorción Atómica o Espectroscopia de Plasma Inductivamente Acoplado.

EPA Método 7000B Determinación de metales en solución mediante Espectrometría de Absorción Atómica.

EPA Método 7196a. Determinación Colorimétrica de Cromo Hexavalente.

Ehrig, H.J., 1983. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. Waste Manag. Res. 1, 53-68.

Ehrig, H.J., 1988. Water and Element balances of landfills. In: Baccini, P. (Ed.), The landfill vol. 20. Springer, Berlin, pp. 83-116, (Lecture Notes in Earth Sciences).

Eriksson, E., 1960. The yearly circulation of chloride and sulfur in nature; meteorological, geochemical and pedological implications. II. Tellus 12, 63-109.

Eschenroeder A. & K. von Stackelberg, (1999). Health Risks of Landfilling versus Combustion of Municipal Solid Waste: An Illinois Comparison. For submission to the Air & Waste Management Association' s 92nd Annual Meeting and Exhibition, June 20-24, 1999, St. Louis, Missouri.

Evans, J. R. (1986). Effects of dissolved organic carbon and sulphate on aluminium mobilization in forest soil columns. *Soil Science Society of America Journal* 50: 1576-1578.

Fetter, C. W., 2001. *Applied Hydrogeology*. Prentice Hall, New Jersey.

Flyhammar, P. And Hakansson, K. (1999). "The Mobilization of Heavy Metals in partially stabilized MSW during oxidation", *Proceedings Sardina 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Oct. 4-7, Cagliari Italy Vol. I. p. 213-217.

Forstner, U., Wittmann, G. T. W. (1981). *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer-Verlag, Berlin, pp.486.

Foster S., Hirata R., Gomes D., D'Elia M., Paris M. (2002). *Guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales*.

Garland, G. A., Mosher, D. C., 1975. Leachate effects of improper land disposal. *Waste Age* 6(3), 42-48.

Glenn, E. P., R. Tanner, S. Mendez, T. Kehret, D. Moore, J. García y C. Valdés Casillas (1998). Growth rates, salt tolerance and water use characteristics of native and invasive riparian plants from the Delta of The Colorado River, México. *Journal of Arid Environments* 40: 281-294.

Gómez Álvarez, A. (2008). Estudio de Caracterización y Biodisponibilidad de Metales Pesados (Agua y Sedimento) del Río San Pedro, localizado en una región semiárida del Noroeste de México. Universidad Autónoma de Baja California. Tesis de Doctorado (abril-2008).

Grobe, M., and H. G. Machel (2002). Saline groundwater in the Musterland Cretaceous Basin, Germany: clues to its origin and evolution, 19: 307-322.

Hach DR/850 Datalogging Colorimeter Handbook. © Hach Company, 1997.

Hitchon, B., E. H. Perkins, et al., (1999). Introduction to Ground Water Geochemistry. Sherwood Park, Alberta, Canada, Geoscience Publishing Ltd.

Horwitz, W. (1983). Report of the committee on Laboratory Studies. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 66 (2), 455-466.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, INEGI (2001). Síntesis de información geográfica del estado de Baja California. pp. 98.

Israde I., Buenrostro, O. y Carrillo-Chávez, A. (2005). Geological Characterization and Environmental Implications of the Placement of the Morelia Landfill, Michoacán, Central Mexico. *Journal of the Air and Waste Management Association*. ISSN 1047-3289.

Jaramillo, Jorge (2002), Guía para el diseño, construcción y operación de Rellenos Sanitarios Municipales. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). p51-52.

Johansen, O.J., Carlson, D.A., 1976. Characteristics of sanitary landfill leachates. *Water Res.* 10, 1129-1134.

Karstensen, K. H., 1989. Priority pollutants in leachate from landfills. Oslo, Statens Forurensningstilsyn. (in Norwegian).

Krug, M.N., Ham, R.K., 1997. Analysis of long-term leachate characteristics. In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), Proc. Sardinia 97, 6th Internat. Landfill Symp., S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 13-17 October 1991. CISA, Cagliari, Italy, pp. 117-131.

Kiely, G. (1998). Ingeniería Ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión. Ed. McGraw Hill. pp.1331.

Kumar, G. P., 2008. Growth of *Jatropha curcas* on heavy metal contaminated soil amended with industrial wastes and *Azotobacter* - a greenhouse study. *Bioresource Technology* 99, 2078-2082.

Kunkel, R., Voigt, et al., (2004). Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Band 47: 204 pp.

Ledin, A., C. Petterson, et al. (1989). Background concentration ranges of heavy metals in Swedish groundwaters from crystalline rocks: a review. *Water, Air and soil Pollution* 47: 419-426.

Logan, T. J. and Traina, S. J., (1993). Trace metals in agricultural soils. Department of Agronomy, The Ohio State University, Columbus, OH 43210.

Lu, J.C.S., Eichenberger, B., Stearns, R. J., 1985. Leachate from municipal landfills – Production and management. Noyes, Park Ridge, NJ.

Mast, P.-G., 1998. Einfluss der abfallzusammensetzung auf schadstoffgehalt und – menge der verbrennungsrückstände. Phase II. Tauw Umwelt GmbH Germany.

Medina Roos, J. A., Isabel Jiménez Yanes, Guía para la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Municipales (SEMARNAT), 2001.

Merkel B. and Sperling B. (1998). Hydrogeochemische Stoffsysteme II. DVWK Schriftenreihe 117.

Miller, J.C. y Miller, J.N. (1993). Estadística para Química Analítica. Editorial Addison-Wiley Iberoamericana, Wilmington, Delaware, USA 211p.

Moalla, S. M., Awadallah, R. M., Rashed, M.N., Soltan, M. E., (1998). Distribution and chemical fractionation of some heavy metals in bottom sediments of Lake Nasser. Hydrobiology 364: 31- 40.

Morf, L., P. Brunner and S. Spaun (2000). Effect of operating conditions and input variations on the partitioning of metals in a municipal solid waste incinerator.

Murray, K. S. (1996). Statistical comparisons of heavy metal concentrations in River sediments. Environmental Geology 27, 54-58.

Naturvardsverket, 1989. Biological and chemical characterization of leachates. Solna, National Swedish Environmental Protection Board. (SNV report 3702).

Norma Mexicana NMX-AA-015-1985. Protección al Ambiente – contaminación del suelo – residuos sólidos municipales – Método de cuarteo.

Norma Mexicana NMX-AA-022-1985. Protección al Ambiente – contaminación del suelo – residuos sólidos municipales – selección y cuantificación de subproductos.

Norma Mexicana NMX-AA-044-SCFI-2001. Determinación de Cromo Hexavalente, en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas.

Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2001. Análisis de Agua. Determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas.

Norma Mexicana NMX-AA-115-SCFI-2001. Análisis de Agua – Criterios para el control de calidad de resultados analíticos. Secretaría de Economía, México, D.F. 31 p.

Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006. Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra.

Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.

Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial.

Nouri, A. H., Mahvi, A.A., Babaei, G.R., Jahed and E. Ahmadpour (2006). Investigaton of Heavy Metals in groundwater. Pakistan Journal of Biological Sciencies 9 (3): 377-384, 2006. ISSN 1028-8880. © 2006 Asian Network for Scientific Information.

Ojeda Benítez Sara (2004), Generación de Residuos Sólidos Domésticos y su diferenciación por estrato socioeconómico en la familia mexicalense.

Olajire, A. A. and E.T. Ayodele (1997). Heavy Metals analysis of solid municipal wastes in the western part of Nigeria. Water, Air and Soil Pollution 103: 219-228, 1998.

Otte F. P. (1995). Análisis of metals and calorific value in components from household waste, 1988-1992.

Owen, J.A., Manning, D. A.C., 1997. Silica in landfill leachates: Implications for clay mineral stabilities. *Appl. Geochem.* 12, 267-280.

Parkhurst D. L. & C.A.J. Appelo (1999). User's Guide to PHREEQC (Version 2) A computer program for speciation, batch reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. Water Resources Investigations Report 99-4259. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey.

Pitt, Jennifer (2001). Can we restore the Colorado River Delta. *Journal of Arid Environments* (2001) 49: 211-220

Pohland, F.G., Derriten, J. T., Ghosh, S. B. (1983). "Leachate and Gas Quality Changes during Landfill Stabilization of Municipal Refuse", Georgia Institute of Technology, School of Civil Engineering, Atlanta, GA.

Prosi, F. (1981). Heavy metals in aquatic organisms. In: *Metal Pollution in the Aquatic Environment* Cap. F. Förstner and Wittmann (Eds) Springer-Verlag, Berlin 271-323.

Prudent P., Domeizel M. & Massiani C. (1996). Chemical sequential extraction as decision-making tool: application to municipal solid waste and its individual constituents. *The Science of the Total Environment* 178, 55-61.

Purves, D. (1985). Trace element contamination of the environment. Elsevier Amsterdam, pp 260.

Ramírez-Hernández, J. (2006). Una visión de la problemática ambiental de Mexicali y su valle. Jorge Ramírez Hernández – Mexicali, Baja California: Universidad Autónoma de Baja California, Págs. 93-135.

Reimann, C., P. de Caritat, (1998). Chemical Elements in the Environment : Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist. Springer-Verlag, Berlin, Germany. ISBN 3 540-63670-6, 398 pp.

Robinson, H. D. 1995. The technical aspects of controlled waste management. A review of the composition of leachates from domestic wastes in landfill sites. Report for the UK Department of the Environment. Waste Science and Research, Aspinwall & Company, Ltd.

Robinson, H. D., Maris, P.J. 1979. Leachate from domestic waste: Generation, composition and treatment. A review. Stevenage, Water research Centre. (WRC Technical Report TR 108).

Rocha E. (2000). Principios Básicos de Espectroscopia. Editorial UACH, México, pág. 123-203.

Rousseaux P., Navarro A. & Vermande P. (1989). Distribution of seven heavy metals in European household waste components. In Proc. Int. Conf. Heavy metals in the Environ., Geneva. Ed. Vernet, J. P. Vol.2, 87-90.

Rousseaux P., Navarro A. & Vermande P. (1989). Distribution of seven heavy metals in European household waste components. In Proc. Int. Conf. Heavy metals in the Environ., Geneva. Ed. Vernet, J. P. Vol.2, 87-90.

Sabater, J., Vilumara, A. (1988) Buenas prácticas de Laboratorio (GLP) y Garantía de Calidad (Quality Assurance): Principios Básicos. Ed. Díaz de Santos, S. A. 51-66.

Sánchez, F. J., M. A. de Andrés, y I. Tardáguila (1987). Prospección hidrogeológica en rocas ígneas y metamórficas mediante Sondeos Eléctricos Verticales. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XI: 557-566.

Schoeller, H, 1960. Salinity of Groundwater, evapotranspiration and recharge of aquifers. IASH Publ. 52, 488-494.

Schrab, G. E., Brown, K. W., Donnelly K. C. Acute and genetic toxicity of municipal landfill leachate. Water Air Soil Pollution 1993; 69 (1-2): 99-112.

Schürch, M., W.M. Edmunds, et al. (2004). Three-dimensional flow and trace metal mobility in shallow Chalk groundwater, Dorset, United Kingdom. 292: 229-248.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 2007. Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales (SNIARN): Base de datos estadísticos/Residuos Sólidos Urbanos.

Secretaría de Protección al Ambiente de Baja California (SPABC). Sitio Web: http://www.bajacalifornia.gob.mx/ecologia/problematicas/mexicali_valle.htm

Shah, V., Midha, K., Digne, S., Mcgilveray, I., Skelly, J., Yacobi, A., Layloff, T., Viswanathan, C., Cook, A., McDowall, R., Pittman, K., Spector, S. (1992) Analytical Methods Validation: Bioavailability, Bioequivalence and Pharmacokinetic Studies. Journal of Pharmaceutical Sciences 81(3), 309-312.

Siegel, F. R., (2002). Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 212 pp.

Skoog, D. A., Holler F. James (1993). Principios Básicos de Análisis Instrumental, Quinta Edición, Ed. McGraw Hill, pp. 1012.

Slack, R.J., Gronow, J. R., and Voulvoulis, N., 2005. Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate, Science of the Total Environment, 337: 119-137.

Sowers, G. F. (1973). Settlement of waste disposal fills. PROC 8th Int. Conf. on soil mechanics and foundation engineering. Moscow, Vol 2/2, 1973.

Sparks, D. L., 2005. Toxic metals in the environment: The role of surface. Elements, 1:193-197.

Spier, T.W., Van Schaik, A.P., Percival, H.J., Close, M.E. and Pang L. (2003). Heavy Metals in soil, plants and groundwater following hig-rate sewage sludge application to land. Water, Air and Soil Pollution 150: 319-358.

Sposito, G. The Chemistry of Soils. New York: Oxford University Press.

Srikanth, A., Rao, M., Kumar, S. and Khanum A. (1993). Lead, Cadmium, Nickel and Zinc contamination of groundwater around Hussain Sagar Lake, Hyderabad, India. Bull. Environ. Contam. Toxicol. (1993) 50: 138-143.

Tchobanoglous, G., Theisen, H. & Vigil, S. (1993). Gestión Integral de Residuos Sólidos. McGraw-Hill. México, 1107 p.

Tüzen, M., 2003. Determination of heavy metals in soil, mushroom and plant samples by atomic absorption spectrometry. Micro Chemical Journal 74, 289-297.

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (1996). "Soil Screening Guidance: Technical Background Document", Office of Solid Waste and Emergency Response, EPA540-R-95-128.

Van Riemsdijk, W. H. and Hiemstra Tjisse (1993). Adsorption to heterogeneous surfaces. Lewis Publishers.

Vangheluwe M., Verdonck F. & Versonnen B.. Contribution of Spent Batteries to the Metal Flows of Municipal Solid Waste. Euras Final Report. October 2005.

Vidal, M. and Anna Rigol (2008). Sorption-desorption tests to characterize soils contaminated by heavy metals: implications for risk assessment. Springer Science+Media B.V. 2008. Soil Chemical pollution, Risk Assessment, Remediation and Security. pp. 241 – 252.

W. Y. W. Zuhairi (2003). Sorption capacity on lead, copper and zinc by clay soils from South Wales, United Kingdom. *Environmental Geology* 45: 236-242.

Wahba, M. M. and A. M. Zaghloul (2007). Adsorption Characteristics of some Heavy Metals by some soils minerals. *Journal of Applied Research*, 3(6): 421-426.

Weng, L. E., J. M. Temminghoff, et al., (2002). Aluminum speciation in natural waters: measurement using Donnan membrane technique and modeling using NICA-Donnan. *Water Research* 36: 4215-4226.

Wesseling, L. G., N. van Breemen, et al., (1996). A simple model of soil organic matter complexation to predict the solubility of aluminum in acid forest soils. *European Journal of soil science* 47: 373-384.

World Bank Group (WBG), 2001. Upgrading Urban Communities: A Resource For Practitioners. Available from: <http://web.mit.edu/urbanupgrading/urbanenvironment/sectors/solid-waste-landfills.html>

Yongfeng Nie (2008). Development and prospects of municipal solid waste (MSW) incineration in China, *Environ. Sci. Engin. China* 2008, 2(1): 1-7.

Zamora-Arroyo, 2005. Prioridades de conservación en el Delta del Rio Colorado. DR © 2005 Sonoran Institute, Environmental Defense, University of Arizona, Pronatura Noroeste Direccion de

Conservación Sonora, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, World Wildlife Fund
– Programa Golfo de California e Instituto Nacional de Ecología – SEMARNAT.

A. Anexos

Anexo A. Informe fotográfico



Figura A-1. Vista del basurero (octubre-2007)



Figura A-2. Vista panorámica del basurero (enero-2009)



**Figura A-3. Descarga de residuos sólidos en el área de estudio
(Enero -2009)**



**Figura A-4. Neblina producida por los gases de combustión generados por
la quema a cielo abierto de los residuos (marzo-2008)**



Figura A-5. Empleo del método de cuarteo para la caracterización de los residuos sólidos dispuestos en el área de estudio (marzo-2008)



Figura A-6. Barrena utilizada para el muestreo de suelo a profundidad

Anexo B. Localización de las estaciones de muestreo

Tabla A-1. Localización geográfica de las estaciones para muestreo de agua

Estación de Muestreo	Coordenadas UTM	
	Norte	Oeste
NP1	3,564,439.84	673,794.24
NP2	3,564,492.86	673,795.68
NP3	3,564,279.14	673,469.38
NP4	3,564,298.04	673,429.62
NP5	3,564,312.14	674,103.24
NP6	3,564,334.32	674,344.40
P21	3,563,899.66	673,656.78
P22	3,563,522.70	673,619.92
RC	3,563,322.82	673,553.99
A. Canal	3,565,256.74	673,773.49

Tabla A-2. Localización geográfica de los puntos de muestreo para suelo

Estación de Muestreo	Coordenadas UTM	
	Norte	Oeste
NP1*	3564,439	673,794
NP2*	3564,492	673,795
NP3*	3564,279	673,469
NP4*	3564,298	673,429
NP5*	3564,312	674,103
NP6* ⁺	3564,334	674,344
Bordo 1	3564,428	674,286
Bordo 2	3564,422	674,038
Bordo 3	3564,416	673,756
Parcela (Parc)	3564,585	673,537
Dren	3564,631	674,028
Ba1*	3564,538	673,805
Ba2* ⁺	3564,538	673,836
Ba3	3564,547	674,141
Ba4	3564,470	673,743
Ba5	3564,474	673,537
Ba6 ⁺	3564,509	673,533
Ba7 ⁺	3564,563	674,041
A.Canal*	3565,256	673,773

* A estas muestras de suelo se les determinó el contenido de materia orgánica de acuerdo con el método de Walkley y Black referido en la NOM-021-RECNAT-2000.
⁺ Sitios de muestreo en los que también se llevo a cabo muestreo a profundidad (hasta 1.5 m)

Anexo C. Modelos para los sondeos eléctricos verticales

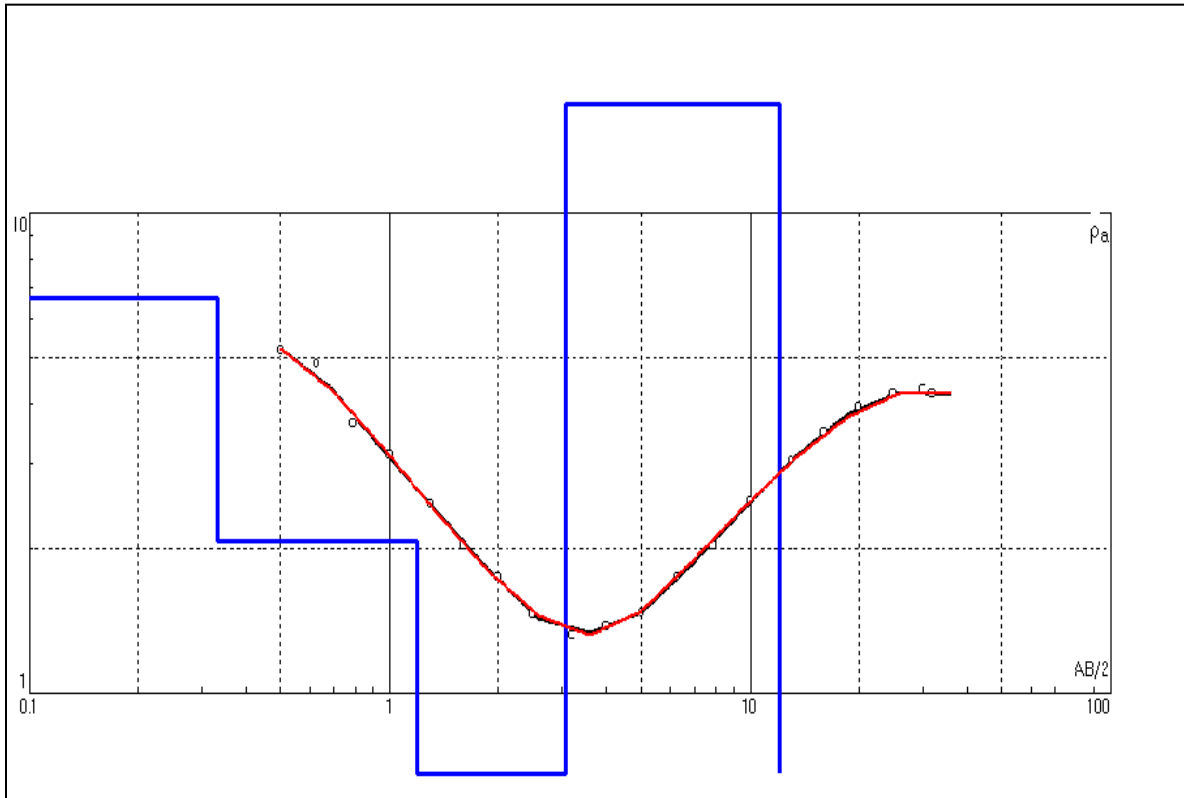


Figura A-7. Modelo de capas para el SEV 1 Basurero próximo a Vado Carranza

Tabla A-3. Resistividades y espesores de capas para el SEV 1 Basureo próximo a Vado Carranza

Numero de capa	Resistividad Aparente ($\Omega \cdot m$)	Espesor (m)	Profundidad (m)
1	6.63	0.33	0.33
2	2.1	0.86	1.20
3	0.68	1.90	3.1
4	16.82	9.1	12.2
5	0.24		

El ajuste del modelo posee un error de 1.09%

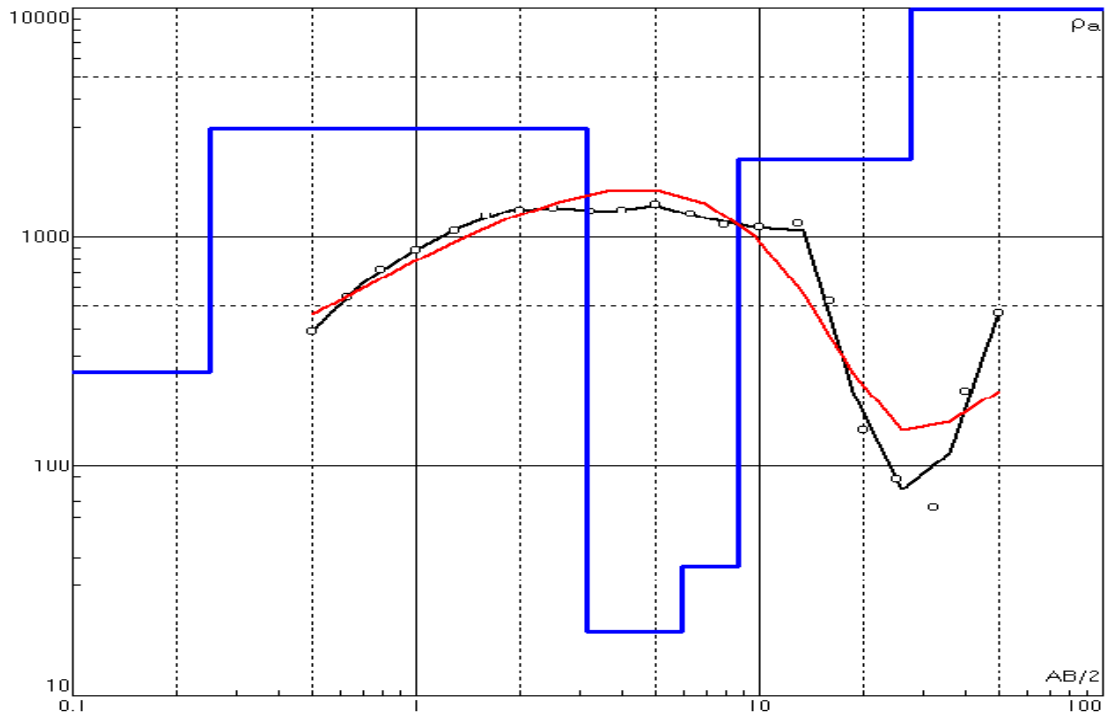


Figura A-8. Modelo de capas para el SEV 2 Basurero próximo a Vado Carranza

Tabla A-4. Resistividades y espesores de capas para el SEV2 Basurero Vado Carranza

Numero de capa	Resistividad Aparente ($\Omega \cdot m$)	Espesor (m)	Profundidad (m)
1	258	0.25	.25
2	2972	2.91	3.16
3	19	2.76	5.92
4	36.5	2.8	8.71
5	2189	18.9	27.6
6	16215		

El ajuste del modelo posee un error de 33.3%

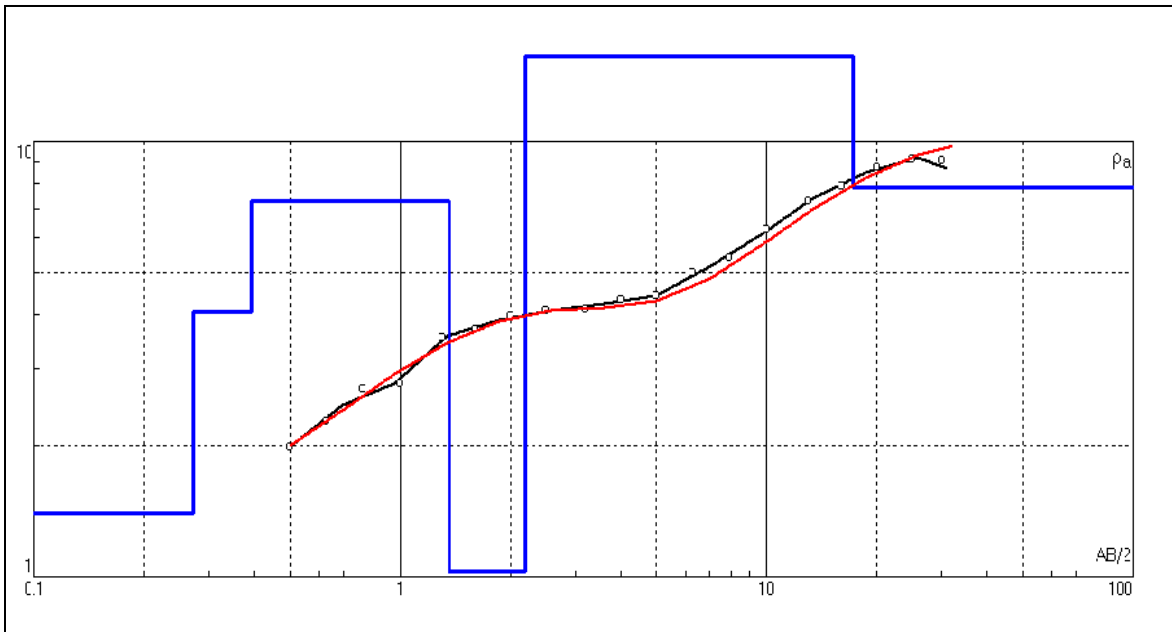


Figura A-9. Modelo de capas para el SEV 3 Basurero próximo a Vado Carranza

Tabla A-5. Resistividades y espesores de capas para el SEV2 Basurero Vado Carranza

Numero de capa	Resistividad Aparente ($\Omega \cdot m$)	Espesor (m)	Profundidad (m)
1	1.4	0.272	0.272
2	4.06	0.119	0.391
3	7.29	0.969	1.36
4	1.03	0.841	2.21
5	15.7	15	17.2
6	7.82		

El ajuste del modelo posee un error de 15%

Anexo D. Iones mayoritarios en muestras acuosas

Tabla A-6. Concentraciones de iones mayoritarias – muestras acuosas en el área de estudio

Campaña 1 (Abril -2008)									
ID	F ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺
NP1	ND	5.7	700	540	549	18.4	101	584	7.2
NP2	ND	3.8	820	840	573	16	89.3	794	6.3
NP3	ND	13.5	640	480	378	75.4	165	466	6.1
NP4	ND	1.8	480	300	390	76.2	67.9	290	4.7
NP5	0.71	2.2	1220	510	647	133	172	556	4.4
NP6	0.65	2.6	960	350	610	93	145	542	5.0
Canal	0.54	10.3	310	170	265	63.3	110	154	3.0
Campaña 2 (Junio -2008)									
ID	F ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺
NP1	0.64	1.7	800	510	537	73.7	65.3	610	3.96
NP2	0.76	1.8	960	830	549	21.6	88.6	830	5.88
NP3	0.08	1.9	580	240	464	27.3	111	362	3.78
NP4	0.3	5.4	400	290	476	81.8	79.2	340	4.76
NP5	0.72	1.7	840	430	573	132	196	532	5.32
NP6	0.68	2.5	1320	310	622	72.9	92.8	478	4.74
Canal	0.7	2	620	230	196	68.1	120	200	4.32
Campaña 3 (Agosto -2008)									
ID	F ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺
NP1	1.5	4.2	880	550	537	15.2	67	672	10
NP2	0.56	3	1320	800	549	67.3	73	538	5.78
NP3	0.72	2.4	620	260	476	31.3	47.3	342	5.88
NP4	0.6	3.6	500	320	500	37.7	86.2	262	7.06
NP5	0.68	1.7	1300	440	598	155	122	420	6.82
NP6	0.38	4.5	950	590	1000	86.6	130	644	7.82
Canal	1.3	6.8	760	390	207	84.2	68.4	266	9.76
Campaña 4 (Octubre -2008)									
ID	F ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺
NP1	1.12	10.7	920	560	598	29.7	59.8	511	7.88
NP2	1.01	1.9	1060	760	573	97	58.8	645	5.66
NP3	0.49	1.7	680	260	464	28.1	50.6	227	4.96
NP4	0.31	1.9	440	330	476	97.8	70.1	291	5.32
NP5	0.68	1.0	1380	430	610	153	110	367	5.14
NP6	0.38	4.9	950	510	950	103	83	653	7.64
Canal	0.63	1.9	460	320	220	69.7	55.9	185	6.36

ND = No detectado
Fuente: Valdés –Carrillo et al., 2008.

Anexo E. Parámetros de calidad para los análisis de metales pesados

Tabla A-7. Parámetros de calidad para los análisis de Cobre – Agua Subterránea

Muestra	Campaña de Muestreo						
	Abr-08	Junio-08	Ago-08	Oct-08	Dic-08	Feb-09	Promedio ± Desv. Estándar
Coefficiente de Correlación	0.9998	0.9997	0.9991	0.9991	0.9994	0.9994	0.9994 ± 0.0003
Blanco Reactivo	0.015	0.014	0.014	0.013	0.017	0.017	0.015 ± 0.001
Bco. Fortificado 1	1.99	1.96	2.03	2.06	1.90	1.94	1.98 ± 0.06
Bco. Fortificado 2	2.02	1.95	2.01	2.04	1.89	1.92	1.97 ± 0.06
⁺ Exactitud	99.5	97.1	100.3	101.9	93.9	95.7	98.1 ± 3.0
NP5	0.61	0.21	0.17	0.16	0.18	0.20	0.26 ± 0.17
NP5 Duplicada	0.59	0.22	0.17	0.16	0.19	0.22	0.26 ± 0.17
NP5 Fortificada 1	2.53	2.17	2.18	2.17	2.10	2.19	2.22 ± 0.15
NP5 Fortificada 2	2.56	2.16	2.20	2.13	2.11	2.17	2.22 ± 0.17
[*] Precisión	97.3	97.5	101.0	99.5	96.0	98.5	98.3 ± 1.8
⁺ Exactitud	3.33	4.65	2.99	3.17	5.41	9.52	4.85 ± 2.5
Estándar de Recalibración (2.0 mg/L)	2.04	2.03	1.98	2.05	1.96	1.97	2.01 ± 0.04

Nota: Las cantidades de las muestras están en mg/L.
^{*} Se calculo como una desviación estándar relativa.
⁺ Calculada mediante la ecuación propuesta por Horwitz (1983).
A los blancos y muestras fortificadas se prepararon a una concentración de 2.0 mg/L.

Tabla A-8. Parámetros de calidad para los análisis de Cadmio - Agua subterránea

Muestra	Campaña de Muestreo						
	Abr-08	Junio-08	Ago-08	Oct-08	Dic-08	Feb-09	Promedio ± Desv. Estándar
Coefficiente de Correlación	0.9987	0.9985	0.9992	0.9992	0.9988	0.9988	0.9989 ± 0.0003
Blanco Reactivo	0.010	0.007	0.012	0.011	0.012	0.008	0.010 ± 0.002
Bco. Fortificado 1	0.951	0.982	1.042	1.027	0.991	0.990	0.997 ± 0.032
Bco. Fortificado 2	0.984	0.988	1.060	1.034	1.054	1.058	1.03 ± 0.04
⁺ Exactitud	95.8	97.8	103.9	101.9	101.1	101.6	100.4 ± 2.9
NP5	0.031	< LD	0.037	0.042	< LD	0.022	0.033 ± 0.008
NP5 Duplicada	0.029	< LD	0.036	0.040	< LD	0.024	0.032 ± 0.007
NP5 Fortificada 1	1.038	0.994	1.053	1.043	0.974	1.040	1.02 ± 0.03
NP5 Fortificada 2	1.026	0.963	1.051	1.042	0.975	1.030	1.02 ± 0.04
[*] Precisión (CV)	6.67	-	2.74	4.88	-	8.70	5.50 ± 2.3
⁺ Exactitud (DPR)	100.2	95.9	101.6	100.2	95.5	101.2	99.1 ± 2.7
Estándar de Recalibración (1.0 mg/L)	1.03	1.02	1.05	0.96	1.03	1.04	1.02 ± 0.03

Nota: Las cantidades de las muestras están en mg/L.
^{*} Se calculo como una desviación estándar relativa.
⁺ Calculada mediante la ecuación propuesta por Horwitz (1983).
A los blancos y muestras fortificadas se prepararon a una concentración de 1.0 mg/L.

Tabla A-9. Parámetros de calidad para los análisis de Níquel - Agua subterránea

Muestra	Campaña de Muestreo						
	Abr-08	Junio-08	Ago-08	Oct-08	Dic-08	Feb-09	Promedio ± Desv. Estándar
Coefficiente de Correlación	0.9993	0.9993	0.9995	0.9995	0.9991	0.9991	0.9993 ± 0.0002
Blanco Reactivo	0.008	0.010	0.014	0.013	0.010	0.015	0.012 ± 0.002
Bco. Fortificado 1	2.93	3.01	2.99	2.98	3.01	2.96	2.98 ± 0.03
Bco. Fortificado 2	2.90	3.02	2.95	2.89	2.95	2.97	2.97 ± 0.03
⁺ Exactitud	96.9	100.2	98.5	97.4	99.3	98.3	98.4 ± 1.2
NP5	0.031	< LD	0.024	0.033	< LD	0.020	0.027 ± 0.006
NP5 Duplicada	0.029	< LD	0.022	0.035	< LD	0.021	0.027 ± 0.007
NP5 Fortificada 1	2.75	2.84	2.86	2.92	2.96	2.95	2.88 ± 0.08
NP5 Fortificada 2	2.77	2.92	2.92	2.83	2.91	2.92	2.88 ± 0.06
[*] Precisión	6.67	-	7.34	6.45	-	4.88	6.34 ± 1.04
⁺ Exactitud	91.0	95.4	95.6	94.7	98.7	97.5	95.5 ± 2.7
Estándar de Recalibración (3.0 mg/L)	2.96	2.97	2.89	2.92	2.96	2.97	2.95 ± 0.03

Nota: Las cantidades de las muestras están en mg/L.
 * Se calculo como una desviación estándar relativa.
 + Calculada mediante la ecuación propuesta por Horwitz (1983).
 A los blancos y muestras fortificadas se prepararon a una concentración de 3.0 mg/L.

Tabla A-10. Parámetros de calidad para los análisis de Plomo - Agua subterránea

Muestra	Campaña de Muestreo						
	Abr-08	Junio-08	Ago-08	Oct-08	Dic-08	Feb-09	Promedio ± Desv. Estándar
Coefficiente de Correlación	0.9991	0.9993	0.999	0.999	0.9993	0.9994	0.9992 ± 0.0002
Blanco Reactivo	0.013	0.010	0.015	0.010	0.012	0.013	0.012 ± 0.002
Bco. Fortificado 1	2.90	2.82	2.98	2.89	2.99	2.98	2.93 ± 0.07
Bco. Fortificado 2	2.87	2.85	2.93	2.90	2.90	2.89	2.89 ± 0.03
⁺ Exactitud	95.7	94.2	98.0	95.8	97.8	97.4	96.5 ± 1.5
NP5	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	-
NP5 Duplicada	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	-
NP5 Fortificada 1	2.82	2.83	2.86	2.96	2.95	2.89	2.88 ± 0.06
NP5 Fortificada 2	2.84	2.87	2.87	2.95	3.03	2.98	2.92 ± 0.07
[*] Precisión	-	-	-	-	-	-	-
⁺ Exactitud	93.3	94.0	94.5	97.5	99.6	96.8	96.0 ± 2.4
Estándar de Recalibración (3.0 mg/L)	2.95	3.10	2.95	3.08	3.06	3.04	3.03 ± 0.07

Nota: Las cantidades de las muestras están en mg/L.
 * Se calculo como una desviación estándar relativa.
 + Calculada mediante la ecuación propuesta por Horwitz (1983).
 A los blancos y muestras fortificadas se prepararon a una concentración de 3.0 mg/L.

Tabla A-11. Parámetros de calidad para los análisis de Zinc - Agua subterránea

Muestra	Campaña de Muestreo						Promedio ± Desv. Estándar
	Abr-08	Junio-08	Ago-08	Oct-08	Dic-08	Feb-09	
Coeficiente de Correlación	0.9987	0.9981	0.9992	0.9991	0.9990	0.9990	0.9988 ± 0.001
Blanco Reactivo	0.022	0.018	0.025	0.021	0.017	0.023	0.9988 ± 0.001
Bco. Fortificado 1	0.493	0.493	0.475	0.479	0.473	0.480	0.484 ± 0.009
Bco. Fortificado 2	0.489	0.490	0.480	0.478	0.471	0.487	0.483 ± 0.007
⁺ Exactitud	93.8	94.7	90.5	91.5	91.0	92.1	92.3 ± 1.7
NP5	0.038	0.052	0.051	0.054	0.045	0.048	0.048 ± 0.006
NP5 Duplicada	0.038	0.050	0.049	0.056	0.047	0.046	0.048 ± 0.006
NP5 Fortificada 1	0.493	0.494	0.480	0.491	0.484	0.490	0.49 ± 0.01
NP5 Fortificada 2	0.489	0.488	0.494	0.493	0.473	0.484	0.49 ± 0.01
[*] Precisión	1.85	3.92	4.00	3.64	4.35	4.26	3.7 ± 0.92
⁺ Exactitud	90.6	88.0	87.4	87.3	86.5	88.0	88.0 ± 1.4
Estándar de Recalibración (0.5 mg/L)	0.51	0.50	0.48	0.49	0.51	0.051	0.50 ± 0.02

Nota: Las cantidades de las muestras están en mg/L.
^{*} Se calculo como una desviación estándar relativa.
⁺ Calculada mediante la ecuación propuesta por Horwitz (1983).
 A los blancos y muestras fortificadas se prepararon a una concentración de 0.5 mg/L.

Anexo F. Cartas control para metales pesados

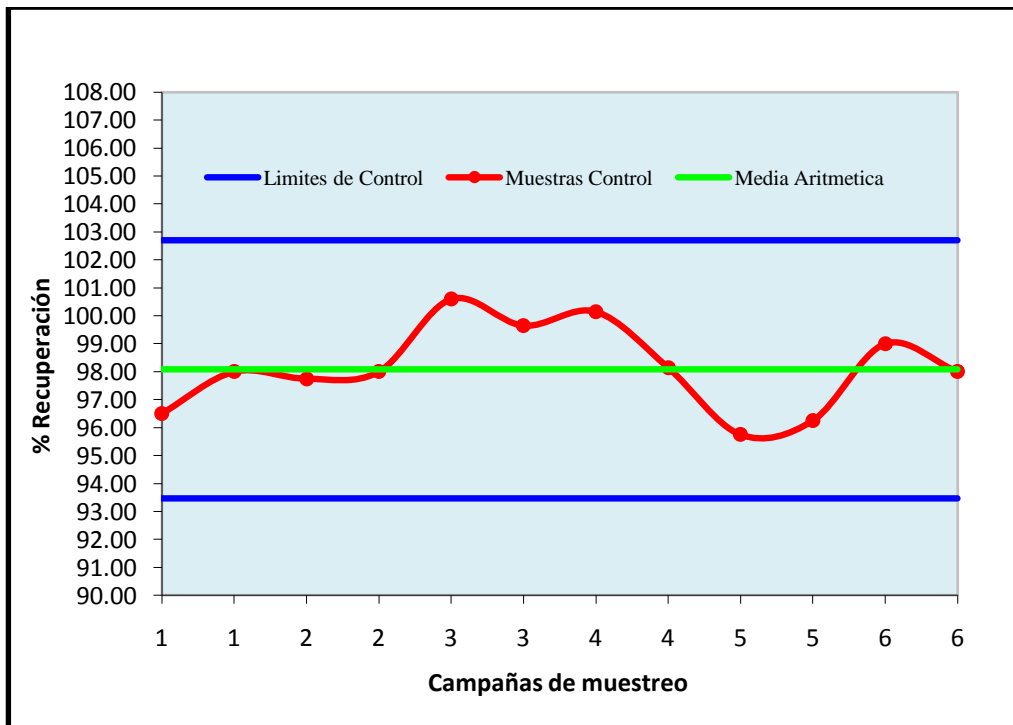


Figura A-10. Grafico control para Cobre – muestras acuosas fortificadas (% de recuperación)

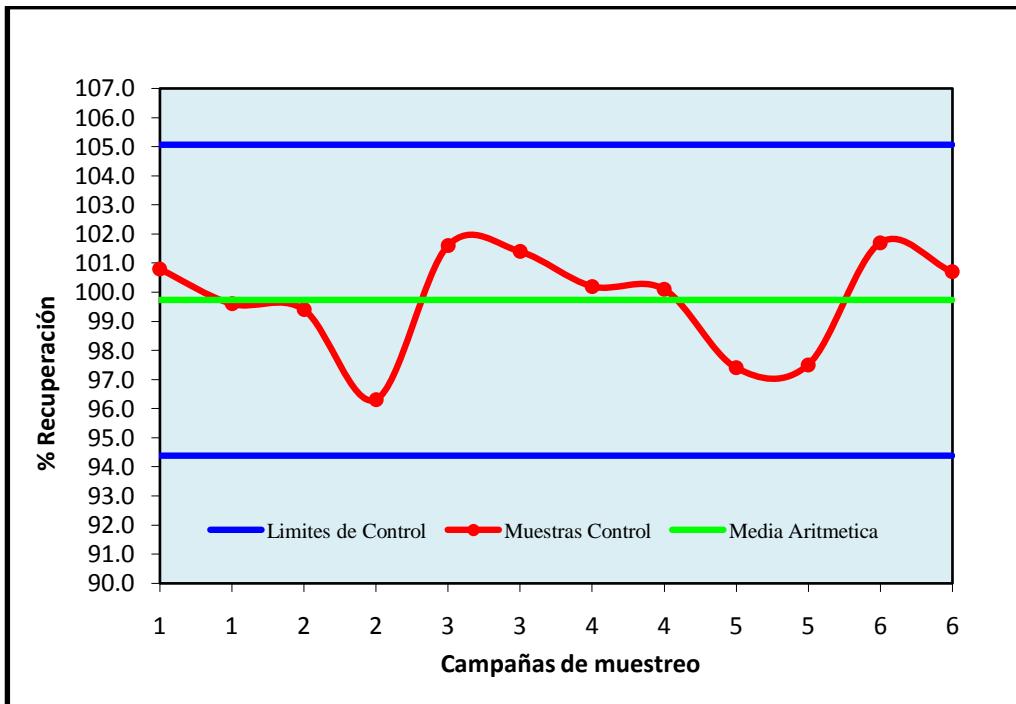


Figura A-11. Grafico control para Cadmio – muestras acuosas fortificadas (% de recuperación)

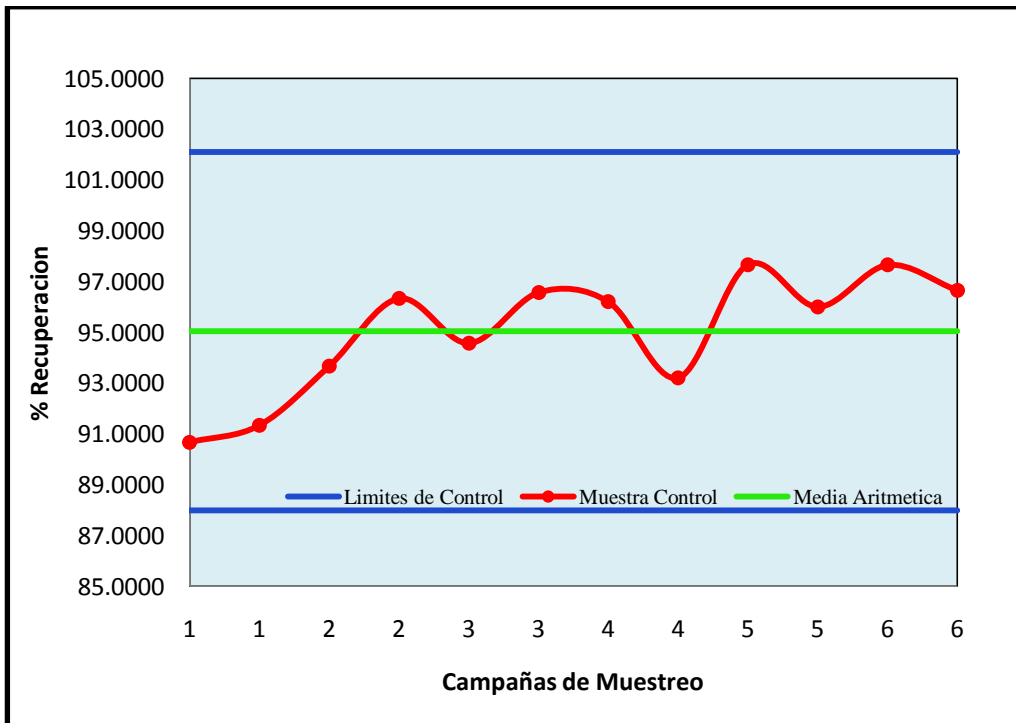


Figura A-12. Grafico control para Níquel – muestras acuosas fortificadas (% de recuperación)

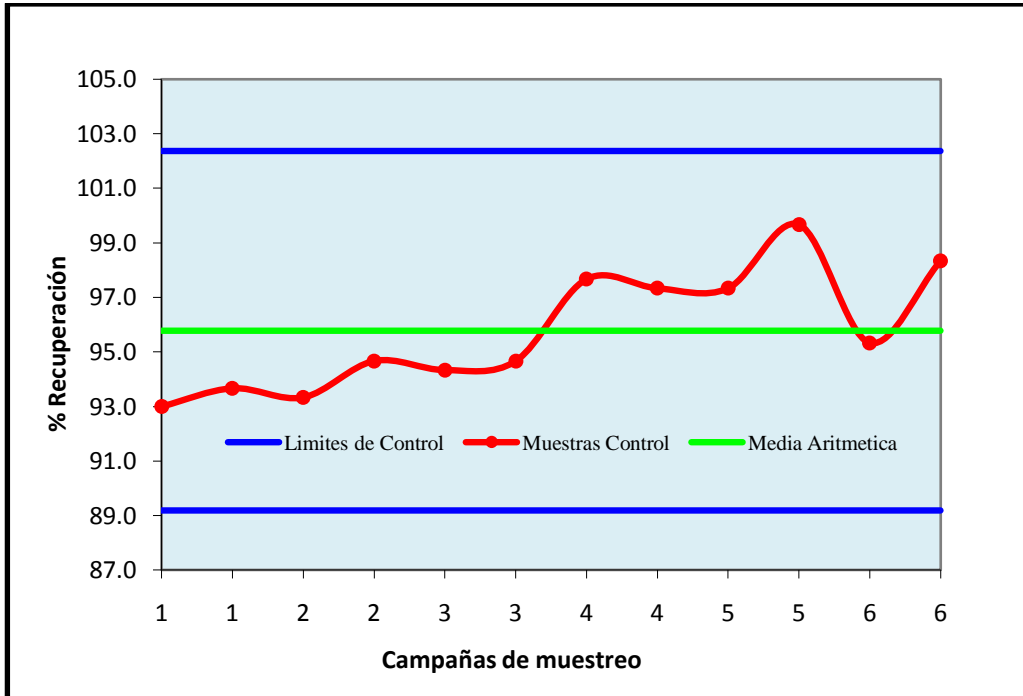


Figura A-13. Grafico control para Plomo – muestras acuosas fortificadas (% de recuperación)

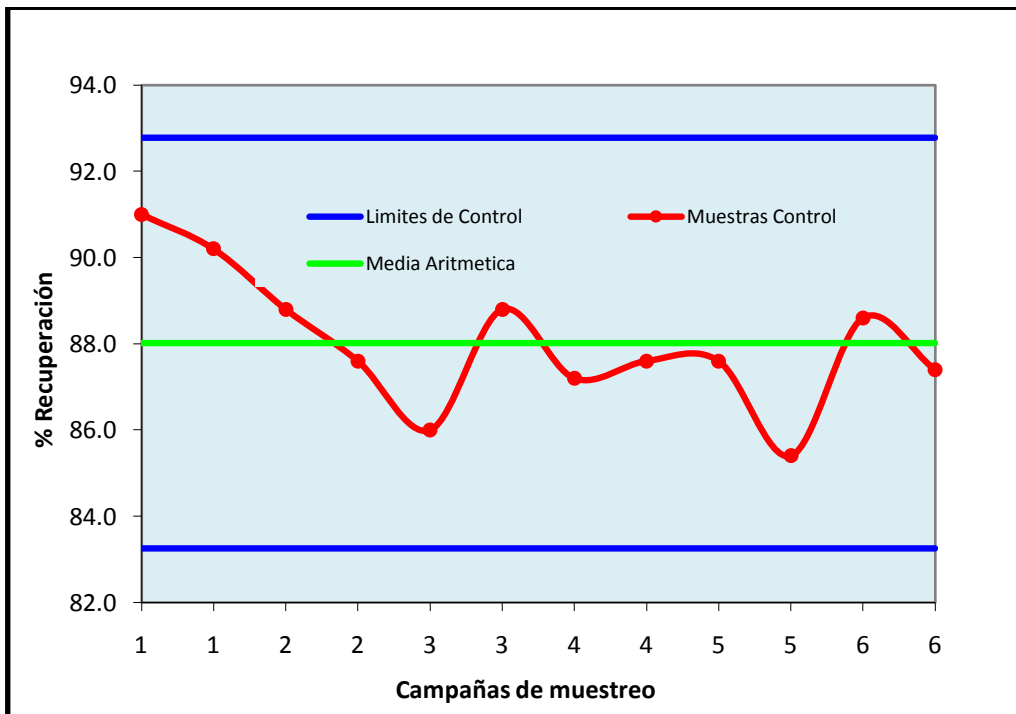


Figura A-14. Grafico control para Zinc – muestras acuosas fortificadas (% de recuperación)

Anexo G. Especiación química de las muestras de agua subterránea

Tabla A-12. Especiación química de las muestras de agua correspondiente a la campaña 1 de muestreo (abril-2008)

Fase Mineral	Formula Química	Índice de Saturación (SI)						
		NP1	NP2	NP3	NP4	NP5	NP6	A. Canal
Aragonita	CaCO ₃	0.09	0.00	0.52	0.59	-0.02	0.80	0.76
Atacamita	Cu ₂ (OH) ₃ Cl	-0.98	-0.58	-0.58	-0.92		-0.87	
Azurita	Cu ₃ (OH) ₂ (CO ₃) ₂	0.36	0.70	0.67	0.51	0.63	0.88	0.43
Brochantita	Cu ₄ (OH) ₆ SO ₄		-0.78	-0.31	-0.60		-0.66	
Calcita	CaCO ₃	0.23	0.14	0.66	0.73	0.12	0.94	0.90
Cu(OH) ₂	Cu(OH) ₂	-0.5	-0.42	-0.32	-0.41		-0.35	-0.47
Cuprita	Cu ₂ O						-0.44	
Dolomita	CaMg(CO ₃) ₂	1.49	1.31	1.92	1.66	0.64	2.36	2.36
Yeso	CaSO ₄ · 2H ₂ O			-0.91	-0.91	-0.51	-0.71	
Huntita	CaMg ₃ (CO ₃) ₄		-0.46	0.33	-0.60		1.11	
Magnesita	MgCO ₃	0.76	0.67	0.76	0.43	0.03	0.92	0.97
Malaquita	Cu ₂ (OH) ₂ CO ₃	0.97	1.19	1.24	1.12	0.78	1.30	1.01
Otavita	CdCO ₃	1.79	1.82	1.66	1.62	0.92	1.54	1.44
Tenorita	CuO	0.52	0.60	0.70	0.61	-0.10	0.67	0.55

Nota: Solo se enlistan las fases minerales sobresaturadas (SI>0) y cercanas al equilibrio (SI>-1)

Tabla A-13. Especiación química de las muestras de agua correspondiente a la campaña 2 de muestreo (junio-2008)

Fase Mineral	Formula Química	Índice de Saturación (SI)						
		NP1	NP2	NP3	NP4	NP5	NP6	A. Canal
Anhidrita	CaSO ₄					-0.85	-0.94	
Aragonita	CaCO ₃	0.27	-0.47	-0.27	0.21	0.16	0.27	0.81
Azurita	Cu ₃ (OH) ₂ (CO ₃) ₂	0.48	0.15	0.02	-0.13	-0.59	-0.22	
Brochantita	Cu ₄ (OH) ₆ SO ₄							
Calcita	CaCO ₃	0.41	-0.34	-0.13	0.34	0.30	0.41	0.95
Cu(OH) ₂	Cu(OH) ₂	-0.73	-0.98	-0.93				-0.42
Cuprita	Cu ₂ O							
Dolomita	CaMg(CO ₃) ₂	1.07	0.23	0.63	0.95	1.04	1.20	2.49
Yeso	CaSO ₄ · 2H ₂ O	-0.83			-0.97	-0.62	-0.73	-0.92
Huntita	CaMg ₃ (CO ₃) ₄							1.65
Magnesita	MgCO ₃	0.17	0.07	0.26	0.11	0.24	0.30	1.06
Malaquita	Cu ₂ (OH) ₂ CO ₃	0.88	0.62	0.59	0.47	0.08	0.42	-0.08
Otavita	CdCO ₃			1.15				
Tenorita	CuO	0.29	0.04	0.09	0.00	-0.35	-0.01	0.60

Nota: Solo se enlistan las fases minerales sobresaturadas (SI>0) y cercanas al equilibrio (SI>-1)

Tabla A-14. Especiación química de las muestras de agua correspondiente a la campaña 3 de muestreo (agosto-2008)

Fase Mineral	Formula Química	Índice de Saturación (SI)						
		NP1	NP2	NP3	NP4	NP5	NP6	A. Canal
Anhidrita	CaSO ₄		-0.94			-0.59	-0.96	-0.91
Aragonita	CaCO ₃	-0.42	-0.06	-0.24	-0.11	0.04	-0.12	0.75
Azurita	Cu ₃ (OH) ₂ (CO ₃) ₂	0.44	-0.07	-0.40	0.01	-0.93		
Brochantita	Cu ₄ (OH) ₆ SO ₄							
Calcita	CaCO ₃	-0.28	0.08	-0.10	0.03	0.18	0.02	0.89
Cerusita	PbCO ₃		-0.64					
Cu(OH) ₂	Cu(OH) ₂	-0.73			-0.97			-0.71
Cuprita	Cu ₂ O				-0.68			
Dolomita	CaMg(CO ₃) ₂	0.41	0.49	0.27	0.72	0.57	0.51	2.01
Yeso	CaSO ₄ · 2H ₂ O		-0.74			-0.40	-0.77	-0.74
Huntita	CaMg ₃ (CO ₃) ₄							0.23
Magnesita	MgCO ₃	0.21	-0.09	-0.13	0.20	-0.11	0.00	0.63
Malaquita	Cu ₂ (OH) ₂ CO ₃	0.83	0.46	0.29	0.55	-0.24	-0.86	-0.37
Otavita	CdCO ₃	1.14	1.32	1.35		1.01	1.13	1.46
Tenorita	CuO	0.29	-0.06	-0.08	0.05	-0.57		0.31

Nota: Solo se enlistan las fases minerales sobresaturadas (SI>0) y cercanas al equilibrio (SI>-1)

Tabla A-15. Especiación química de las muestras de agua correspondiente a la campaña 4 de muestreo (octubre-2008)

Fase Mineral	Formula Química	Índice de Saturación (SI)						
		NP1	NP2	NP3	NP4	NP5	NP6	A. Canal
Anhidrita	CaSO ₄		-0.84			-0.56	-0.87	
Aragonita	CaCO ₃	0.21	0.35	-0.39	0.11	0.15	0.58	0.32
Azurita	Cu ₃ (OH) ₂ (CO ₃) ₂	0.24	0.33	-0.17	-0.69	-0.83		
Brochantita	Cu ₄ (OH) ₆ SO ₄							
Calcita	CaCO ₃	0.35	0.49	-0.25	0.25	0.29	0.72	0.45
Cerusita	PbCO ₃				-0.80			
Cu(OH) ₂	Cu(OH) ₂	-0.63	-0.82					-0.95
Cuprita	Cu ₂ O							
Dolomita	CaMg(CO ₃) ₂	1.33	1.06	0.04	0.64	0.76	1.65	1.10
Yeso	CaSO ₄ · 2H ₂ O		-0.65		-0.86	-0.38	-0.68	-0.93
Huntita	CaMg ₃ (CO ₃) ₄	-0.74					-0.53	
Magnesita	MgCO ₃	0.49	0.07	-0.20	-0.10	-0.03	0.44	0.15
Malaquita	Cu ₂ (OH) ₂ CO ₃	0.81	0.78	0.40	0.02	-0.15	-0.28	-0.26
Otavita	CdCO ₃	1.61	1.42	1.35	1.23	1.16	1.68	1.43
Tenorita	CuO	0.39	0.20	-0.06	-0.29	-0.46	-0.46	0.07

Nota: Solo se enlistan las fases minerales sobresaturadas (SI>0) y cercanas al equilibrio (SI>-1)

Tabla A-16. Especiación química de metales pesados muestras de agua correspondientes a la campaña 1 (abril-2008)

Fase Mineral	Formula Química	Índice de Saturación						
		NP1	NP2	NP3	NP4	NP5	NP6	A. Canal
Cd(OH) ₂ (a)	Cd(OH) ₂ (a)	-5.20	-5.23	-5.26	-5.36	-7.09	-5.49	-5.48
Cd(OH) ₂ (c)	Cd(OH) ₂ (c)	-5.12	-5.09	-5.05	-5.12	-7.07	-5.41	-5.49
Cd ₃ (OH) ₂ (SO ₄) ₂	Cd ₃ (OH) ₂ (SO ₄) ₂	-18.24	-18.04	-18.18	-18.46	-19.74	-18.90	-20.09
Cd ₃ (OH) ₄ SO ₄	Cd ₃ (OH) ₄ SO ₄	-15.53	-15.38	-15.39	-15.64	-19.20	-16.29	-17.01
Cd ₄ (OH) ₆ SO ₄	Cd ₄ (OH) ₆ SO ₄	-12.85	-12.66	-12.63	-12.95	-18.46	-13.88	-14.69
CdCl ₂	CdCl ₂	-10.60	-10.21	-10.66	-11.11	-10.60	-11.27	-12.03
CdCl ₂ ·2.5H ₂ O	CdCl ₂ ·2.5H ₂ O	-9.34	-8.93	-9.36	-9.81	-9.36	-10.01	-10.79
CdCl ₂ ·H ₂ O	CdCl ₂ ·H ₂ O	-9.57	-9.17	-9.61	-10.06	-9.58	-10.24	-11.01
Cd Metal	Cd Metal	-45.85	-46.01	-46.41	-46.65	-47.66	-29.24	-46.21
CdOHCl	CdOHCl	-4.90	-4.70	-4.92	-5.19	-5.85	-5.37	-5.77
CdSO ₄	CdSO ₄	-9.92	-9.89	-10.03	-10.16	-9.67	-10.12	-10.61
CdSO ₄ ·2.67H ₂ O	CdSO ₄ ·2.67H ₂ O	-8.15	-8.09	-8.19	-8.30	-7.93	-8.35	-8.88
CdSO ₄ ·H ₂ O	CdSO ₄ ·H ₂ O	-8.37	-8.31	-8.43	-8.55	-8.13	-8.56	-9.08
Otavita	CdCO ₃	1.79	1.82	1.66	1.62	0.92	1.54	1.44
Antlerita	Cu ₃ (OH) ₄ SO ₄	-2.45	-1.99	-1.68	-1.90	-2.24	-1.90	-2.89
Atacamita	Cu ₂ (OH) ₃ Cl	-0.98	-0.58	-0.58	-0.92	-1.26	-0.87	-1.49
Azurita	Cu ₃ (OH) ₂ (CO ₃) ₂	0.36	0.70	0.67	0.51	0.63	0.88	0.43
Brochantita	Cu ₄ (OH) ₆ SO ₄	-1.37	-0.78	-0.31	-0.60	-1.80	-0.66	-1.83
Calcantita	CuSO ₄ ·5H ₂ O	-7.78	-7.60	-7.57	-7.67	-6.28	-7.54	-8.19
Cu(OH) ₂	Cu(OH) ₂	-0.50	-0.42	-0.32	-0.41	-1.12	-0.35	-0.47
Cu ₂ (OH) ₃ NO ₃	Cu ₂ (OH) ₃ NO ₃	-4.45	-4.42	-3.62	-4.63	-5.13	-4.49	-4.15
Cu ₂ SO ₄	Cu ₂ SO ₄	-35.79	-35.63	-35.87	-36.19	-34.82	-18.50	-36.24
CuCO ₃	CuCO ₃	-2.72	-2.58	-2.63	-2.66	-2.29	-2.53	-2.72
Cu Metal	Cu Metal	-21.28	-21.24	-21.41	-21.59	-21.88	-4.23	-21.43
CuOCuSO ₄	CuOCuSO ₄	-13.80	-13.61	-13.55	-13.78	-12.86	-13.42	-14.09
Cuprita	Cu ₂ O	-17.63	-17.49	-17.56	-17.83	-18.85	-0.44	-17.76
CuSO ₄	CuSO ₄	-13.43	-13.30	-13.34	-13.47	-11.87	-13.19	-13.75
Langite	Cu ₄ (OH) ₆ SO ₄ ·H ₂ O	-2.81	-2.34	-2.00	-2.36	-3.15	-2.11	-3.12
Malaquita	Cu ₂ (OH) ₂ CO ₃	0.97	1.19	1.24	1.12	0.78	1.30	1.01
Melanohallite	CuCl ₂	-15.40	-14.94	-15.30	-15.76	-14.09	-15.64	-16.46
Nantokite	CuCl	-12.74	-12.46	-12.71	-13.02	-12.40	-4.33	-13.37
Tenorita	CuO	0.52	0.60	0.70	-0.61	-0.10	0.67	0.55
Goslarita	ZnSO ₄ ·7H ₂ O	-8.23	-8.17	-7.82	-7.96	-7.41	-8.11	-8.35
Bunsenite	NiO	-4.97	-	-5.18	-5.37	-6.19	-	-
Morenosite	NiSO ₄ ·7H ₂ O	-8.73	-	-8.85	-9.02	-7.85	-	-
Ni(OH) ₂	Ni(OH) ₂	-3.34	-	-3.20	-3.29	-4.69	-	-
Ni ₄ (OH) ₆ SO ₄	Ni ₄ (OH) ₆ SO ₄	-20.67	-	-20.97	-21.59	-23.62	-	-
NiCO ₃	NiCO ₃	-6.17	-	-6.48	-6.61	-6.34	-	-
Retgersite	NiSO ₄ ·6H ₂ O	-9.05	-	-9.18	-9.36	-8.17	-	-
Smithsonita	ZnCO ₃	-2.11	-2.12	-1.86	-1.95	-2.36	-2.05	-1.80
Zincita	ZnO	-2.77	-2.83	-2.43	-2.58	-4.05	-2.74	-2.41
Zincosita	ZnSO ₄	-13.20	-13.20	-12.92	-13.10	-12.32	-13.07	-13.22
Zn(NO ₃) ₂ ·6H ₂ O	Zn(NO ₃) ₂ ·6H ₂ O	-18.04	-18.38	-16.77	-18.59	-18.23	-18.69	-17.23
Zn(OH) ₂ -a	Zn(OH) ₂ -a	-4.09	-4.08	-3.61	-3.72	-5.42	-4.05	-3.81
Zn(OH) ₂ -b	Zn(OH) ₂ -b	-3.39	-3.38	-2.91	-3.02	-4.72	-3.35	-3.11
Zn(OH) ₂ -c	Zn(OH) ₂ -c	-3.84	-3.83	-3.36	-3.47	-5.17	-3.80	-3.56
Zn(OH) ₂ -e	Zn(OH) ₂ -e	-3.14	-3.13	-2.66	-2.77	-4.47	-3.10	-2.86
Zn(OH) ₂ -g	Zn(OH) ₂ -g	-3.35	-3.34	-2.87	-2.98	-4.68	-3.31	-3.07
Zn ₂ (OH) ₂ SO ₄	Zn ₂ (OH) ₂ SO ₄	-9.33	-9.26	-8.45	-8.71	-9.83	-9.17	-9.16
Zn ₂ (OH) ₃ Cl	Zn ₂ (OH) ₃ Cl	-8.38	-8.18	-7.47	-7.88	-10.07	-8.50	-8.37
Zn ₃ O(SO ₄) ₂	Zn ₃ O(SO ₄) ₂	-31.02	-31.10	-30.15	-30.66	-30.54	-30.75	-30.71
Zn ₄ (OH) ₆ SO ₄	Zn ₄ (OH) ₆ SO ₄	-13.50	-13.42	-11.67	-12.14	-16.66	-13.27	-12.87
Zn ₅ (OH) ₈ Cl ₂	Zn ₅ (OH) ₈ Cl ₂	-16.49	-16.08	-14.20	-15.13	-21.21	-16.70	-16.20
ZnCl ₂	ZnCl ₂	-18.47	-18.15	-18.21	-18.73	-17.83	-18.82	-19.21
ZnCO ₃ ·H ₂ O	ZnCO ₃ ·H ₂ O	-1.86	-1.85	-1.57	-1.65	-2.11	-1.79	-1.56
Zn Metal	Zn Metal	-58.27	-58.52	-58.55	-58.87	-59.42	-41.36	-57.92
ZnO(a)	ZnO	-2.95	-2.94	-2.47	-2.58	-4.28	-2.91	-2.67
ZnSO ₄ ·H ₂ O	ZnSO ₄ ·H ₂ O	-9.62	-9.60	-9.29	-9.46	-8.76	-9.49	-9.68

Anexo H. Mapas de nivel estático e iones mayoritarios en la zona de estudio.

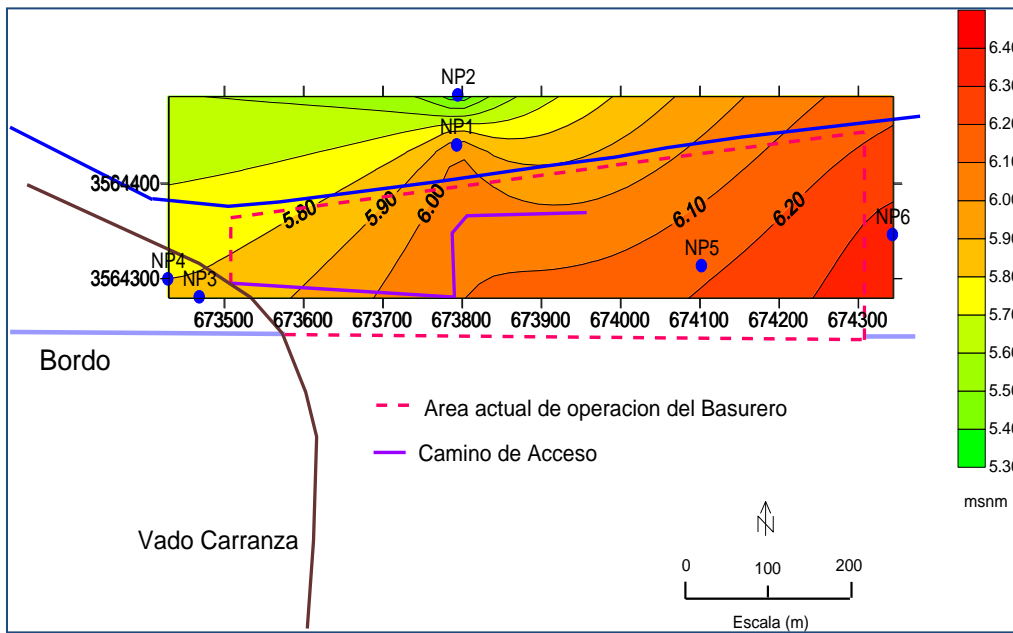


Figura A-15. Mapa de nivel estático del basurero próximo al vado Carranza, valle de Mexicali, B. C.

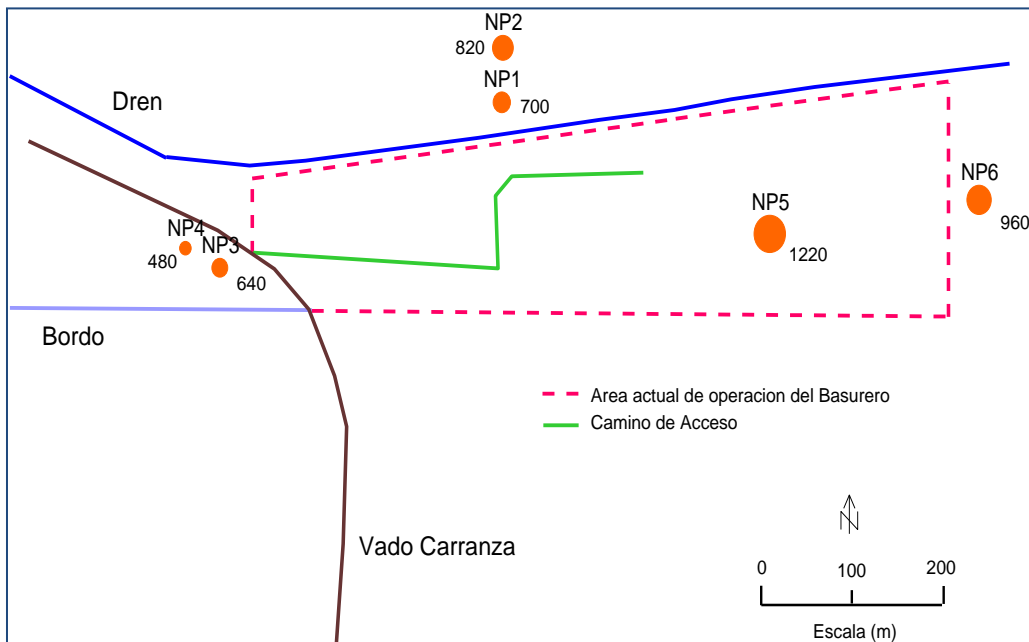


Figura A-16. Contenido de sulfatos (mg/L) en agua subterránea para la Campaña 1 (Abril de 2008)

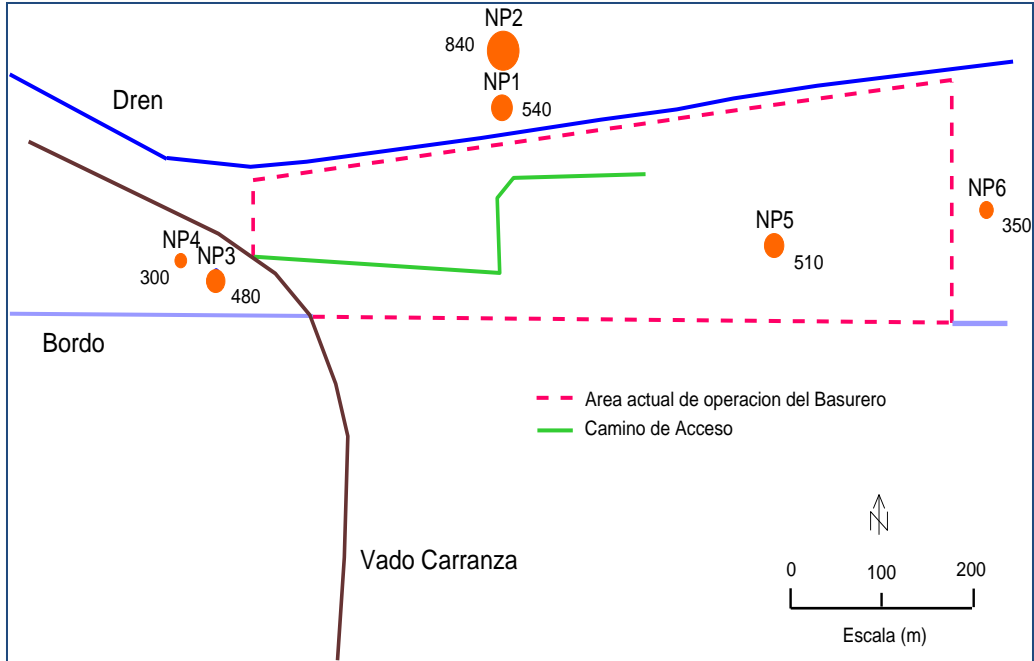


Figura A-17. Contenido de cloruros (mg/L) en agua subterránea para la campaña 1 (Abril de 2008)

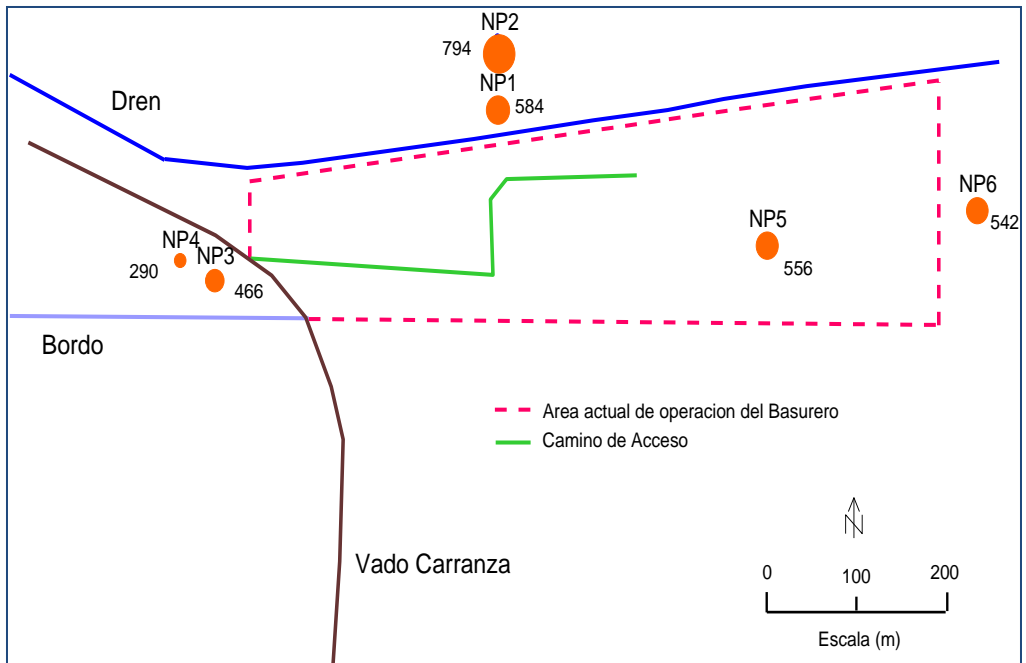


Figura A-18. Contenido de sodio (mg/L) en agua subterránea para la campaña 1 (Abril de 2008)

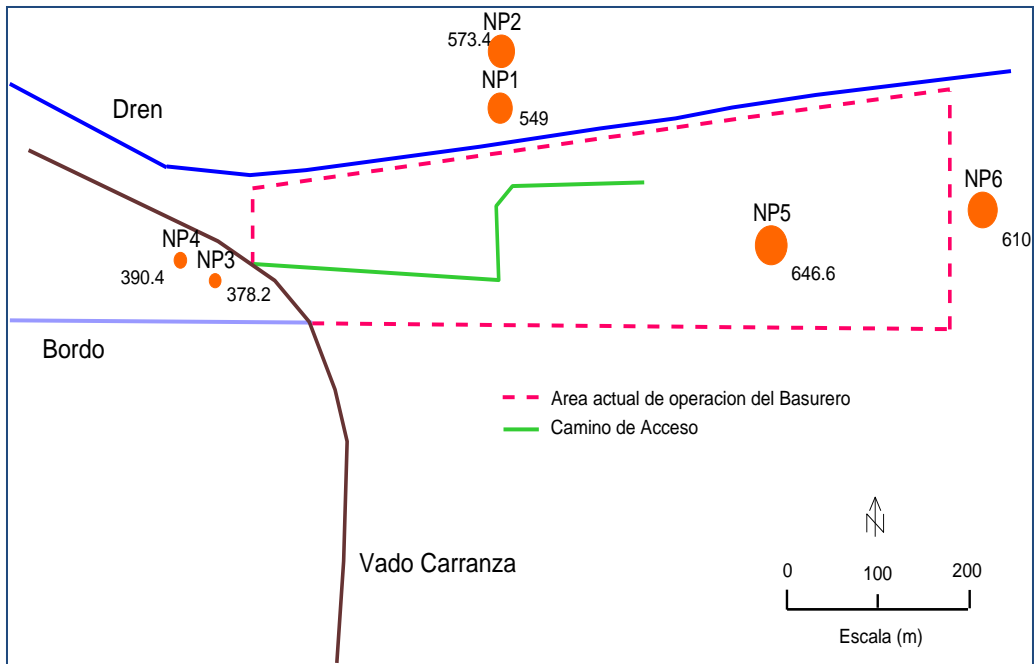


Figura A-19. Contenido de bicarbonatos (mg/L) en agua subterránea para la campaña 1 (Abril de 2008)

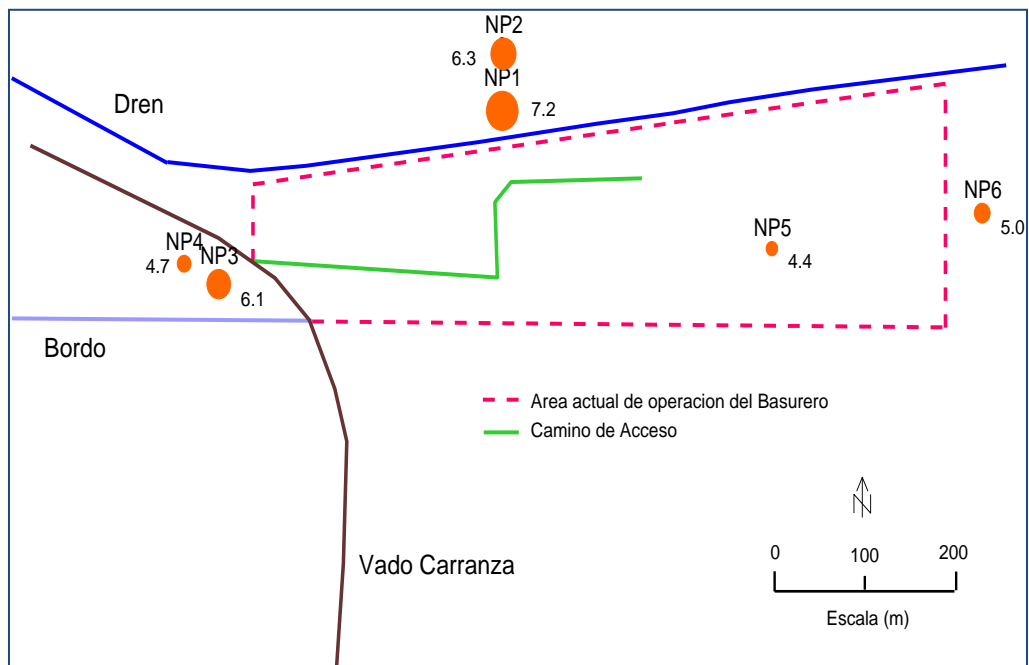


Figura A-20. Contenido de potasio (mg/L) en agua subterránea para la campaña 1 (Abril de 2008)

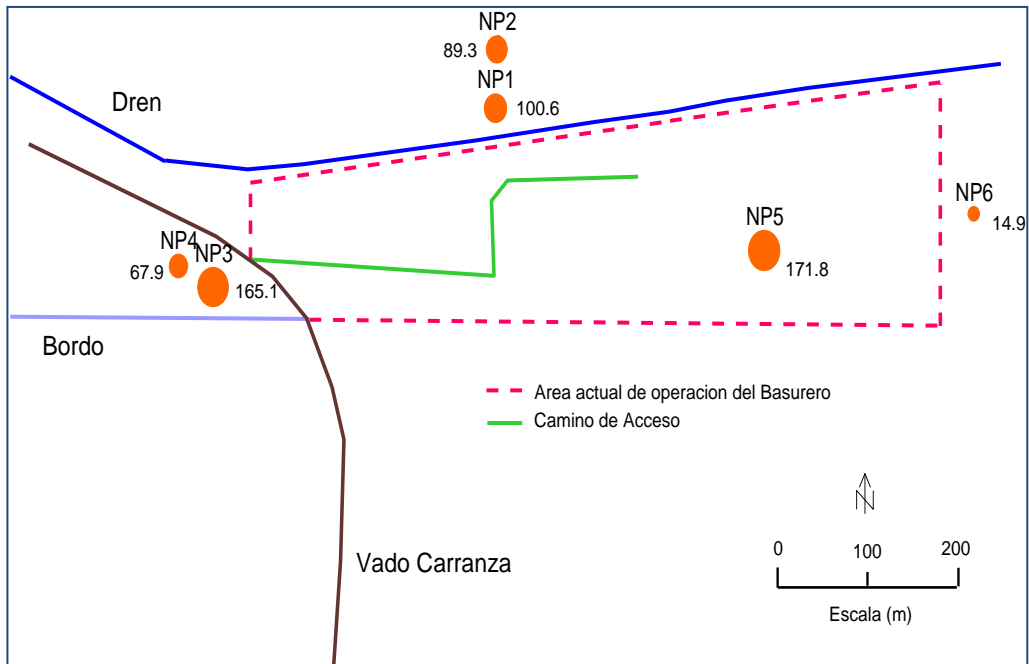


Figura A-21. Contenido de magnesio (mg/L) en agua subterránea para la campaña 1 (Abril de 2008)

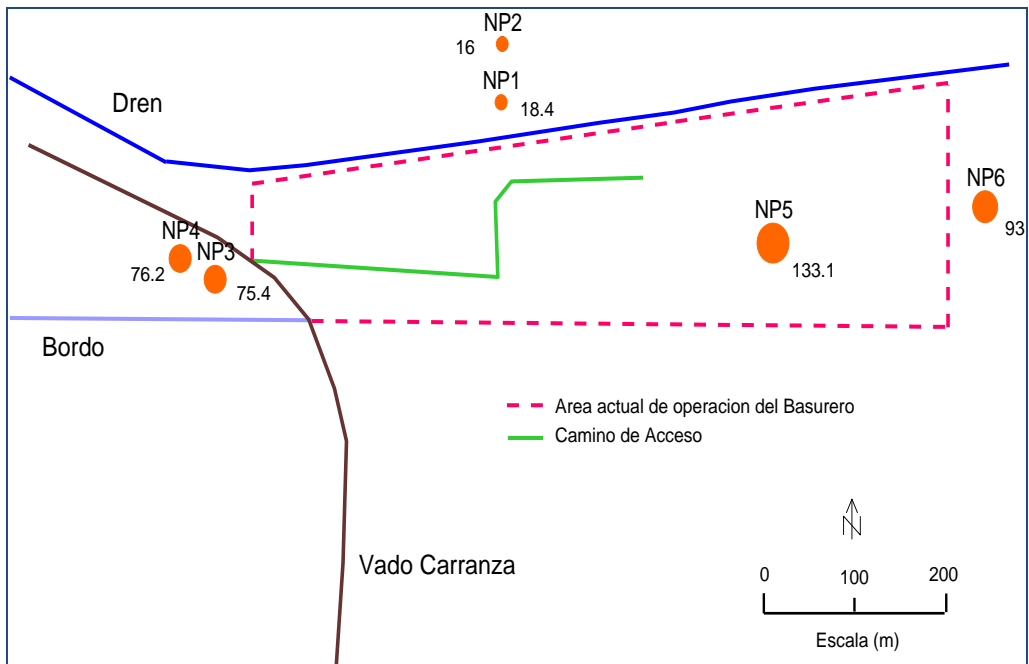


Figura A-22. Contenido de calcio (mg/L) en agua subterránea para la campaña 1 (Abril de 2008)

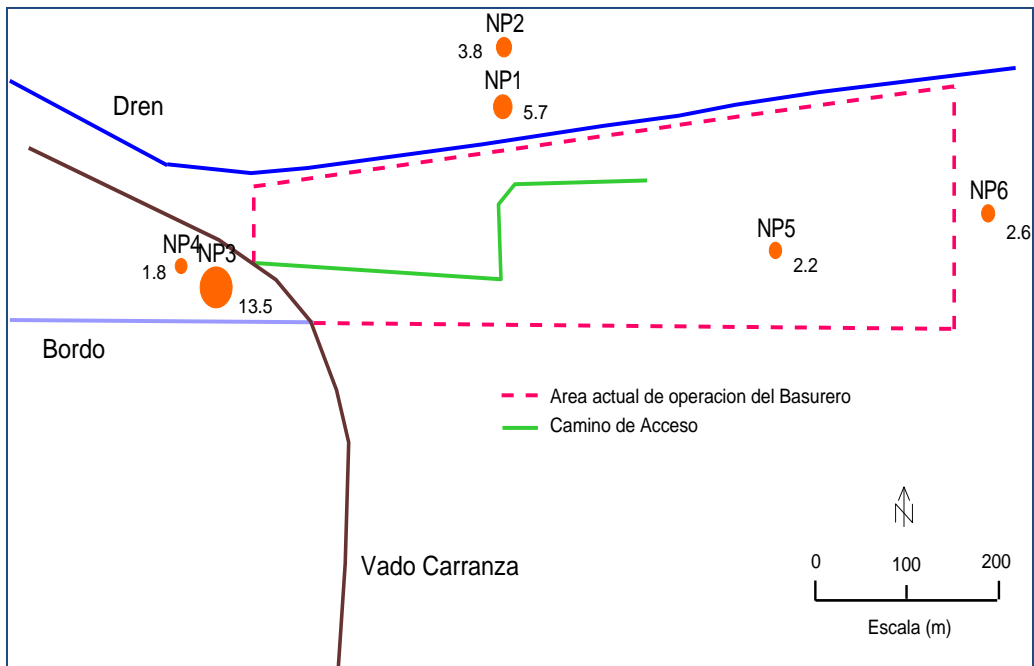


Figura A-23. Contenido de nitratos en agua subterránea para la campaña 1 (Abril de 2008)

Tabla A-18. Cálculo del límite de detección de Cadmio

Curva de Calibración para Cadmio						
Estándares Xi	Absorbancia yi	Xi - x	(Xi - x) ²	yi - y	(Yi - y) ²	(Xi - x)(yi - y)
0.25	0.044	-0.530	0.2809	-0.0964	9.29E-03	0.051092
0.50	0.090	-0.280	0.0784	-0.0504	2.54E-03	0.014112
0.75	0.136	-0.030	0.0009	-0.0044	1.94E-05	0.000132
1.00	0.181	0.220	0.0484	0.0406	1.65E-03	0.008932
1.40	0.251	0.620	0.3844	0.1106	1.22E-02	0.068572
3.900	0.702	0.000	0.793	0.000	0.026	0.143

X _{media} =	0.78
Y _{media} =	0.1404

R= 0.99992 Coeficiente de Correlación
 pendiente, m= 0.1801 b
 -0.0001 a

y=	0.1801	x	+	-0.0001	Recta de Regresión Lineal
----	--------	---	---	---------	---------------------------

Limite de Detección				
Xi	yi	y _{media}	yi - y _{media}	(yi - y _{media}) ²
0.25	0.044	0.044933	-0.00093	8.708E-07
0.5	0.090	0.089965	3.53E-05	1.2467E-09
0.75	0.136	0.134996	0.001004	1.0076E-06
1	0.181	0.180028	0.000972	9.4528E-07
1.4	0.251	0.252078	-0.00108	1.1625E-06
				3.9874E-06

Sy/x = 1.15E-03
 y = a+3 * S_{y/x} 3.36E-03

Límite de Detección Cd (mg/L)	(y - a)/b	=	0.019
-------------------------------	-----------	---	-------

Tabla A-19. Cálculo de límite de detección de Níquel

Curva de Calibración para Níquel						
Estándares Xi	Absorbancia yi	Xi -x	(Xi -x) ²	yi - y	(Yi -y) ²	(Xi -x)(yi-y)
0.25	0.008	-1.100	1.21	-0.0347	1.20E-03	3.82E-02
0.50	0.016	-0.850	0.7225	-0.0268	7.18E-04	2.28E-02
1.00	0.032	-0.350	0.1225	-0.0108	1.17E-04	3.78E-03
2.00	0.063	0.650	0.4225	0.0202	4.08E-04	1.31E-02
3.00	0.095	1.650	2.7225	0.0521	2.71E-03	8.60E-02
6.750	0.214	0.000	5.200	0.000	0.005	0.164

X_{media}	=	1.35
Y_{media}	=	0.043

R= 0.999986 Coeficiente de Correlación
 pendiente, m= 0.03150 b
 0.00027 a

$y = 0.03150 x + 0.00027$	Recta de Regresión Lineal
---------------------------	---------------------------

Limite de Detección				
Xi	yi	y_{media}	$yi - y_{media}$	$(yi - y_{media})^2$
0.25	0.008	0.008145	-4.5E-05	1.999E-09
0.50	0.016	0.016021	-2.1E-05	4.374E-10
1.00	0.032	0.031773	0.000227	5.139E-08
2.00	0.063	0.063278	-0.00028	7.735E-08
3.00	0.095	0.094783	0.000117	1.37E-08
				1.449E-07

$S_{y/x} = 0.00022$
 $y = a + 3 * S_{y/x} = 0.0009$

Límite de Detección Ni (mg/L) $(y - a)/b = 0.021$

Tabla A-21. Cálculo de límite de detección de Zinc

Curva de Calibración para Zinc						
Estándares Xi	Absorbancia yi	Xi - x	(Xi - x) ²	yi - y	(Yi - y) ²	(Xi - x)(yi - y)
0.20	0.049	-0.400	0.16	-0.0988	9.76E-03	3.95E-02
0.40	0.096	-0.200	0.04	-0.0518	2.68E-03	1.04E-02
0.60	0.147	0.000	0	-0.0008	6.40E-07	0.00E+00
0.80	0.196	0.200	0.04	0.0482	2.32E-03	9.64E-03
1.00	0.251	0.400	0.16	0.1032	1.07E-02	4.13E-02
3.000	0.739	0.000	0.400	0.000	0.025	0.101

X _{media} (x) =	0.600
Y _{media} (y) =	0.1478

R= 0.99966 Coeficiente de Correlación
 pendiente, m= 0.2520 b
 -0.0034 a

y=	0.2520	x	+	-0.0034	Recta de Regresión Lineal
----	--------	---	---	---------	---------------------------

Límite de Detección				
Xi	yi	y _{media}	yi - y _{media}	(yi - y _{media}) ²
0.2	0.049	0.047	0.002	4E-06
0.4	0.096	0.0974	-0.0014	1.96E-06
0.6	0.147	0.1478	-0.0008	6.4E-07
0.8	0.196	0.1982	-0.0022	4.84E-06
1	0.251	0.2486	0.0024	5.76E-06
				1.72E-05

S_{y/x} = 0.0024
 y = a + 3 * S_{y/x} 0.0038

Límite de Detección Zn (mg/L)	(y - a)/b	=	0.029
-------------------------------	-----------	---	-------

Tabla A-22. Cálculo del límite de detección de Cromo Hexavalente

Curva de Calibración para Cromo Hexavalente						
Estándares Xi	Absorbancia yi	Xi -x	(Xi -x) ²	yi - y	(Yi -y) ²	(Xi -x)(yi-y)
0.10	0.048	-0.420	0.1764	-0.2386	5.69E-02	1.00E-01
0.25	0.136	-0.270	0.0729	-0.1506	2.27E-02	4.07E-02
0.50	0.275	-0.020	0.0004	-0.0116	1.35E-04	2.32E-04
0.75	0.419	0.230	0.0529	0.1324	1.75E-02	3.05E-02
1.00	0.555	0.480	0.2304	0.2684	7.20E-02	1.29E-01
2.600	1.433	0.000	0.533	0.000	0.169	0.300

X _{media}	=	0.520
Y _{media}	=	0.287

R= 0.99995 Coeficiente de Correlación
 pendiente, m= 0.564 b
 -0.006 a

y=	0.564	x	+	-0.006	Recta de Regresión Lineal
----	-------	---	---	--------	---------------------------

Límite de Detección				
Xi	yi	y _{media}	yi - y _{media}	(yi - y _{media}) ²
0.10	0.048	0.049895	-0.001895	3.59E-06
0.25	0.136	0.134432	0.001568	2.46E-06
0.50	0.275	0.275328	-0.000328	1.08E-07
0.75	0.419	0.416224	0.002776	7.71E-06
1.00	0.555	0.55712	-0.00212	4.49E-06
				1.84E-05

S_{y/x} = 2.47E-03
 y = a+3 * S_{y/x} 9.573E-04

Límite de Detección Cr (VI) (mg/L)	(y - a)/b	=	0.013
------------------------------------	-----------	---	-------