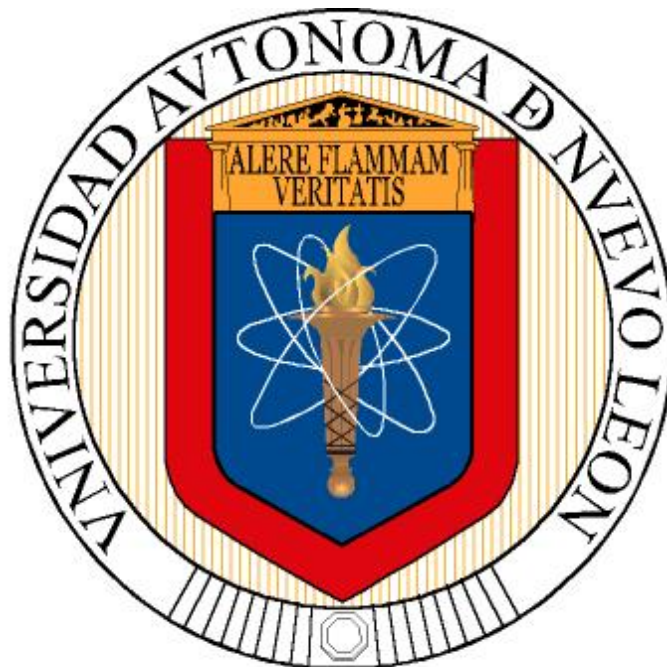


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA TIERRA



**IMPACTO AMBIENTAL ORIGINADO POR LOS LIXIVIADOS DEL
RELLENO SANITARIO MUNICIPAL DE LINARES N.L. MÉXICO.**

Tesis que como requisito parcial para optar al grado académico de

MAESTRO EN CIENCIAS GEOLÓGICAS

presenta

CARLOS RAMÓN CRUZ VEGA

LINARES, N.L.

JUNIO DE 2008



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA TIERRA**



La Tesis

**IMPACTO AMBIENTAL ORIGINADO POR LOS LIXIVIADOS DEL
RELLENO SANITARIO MUNICIPAL DE LINARES N.L. MÉXICO.**

que presenta

CARLOS RAMÓN CRUZ VEGA

ha sido aceptada como requisito parcial para optar al grado académico de

MAESTRO EN CIENCIAS GEOLÓGICAS

Vo. Bo. del Director de Tesis

A handwritten signature in black ink, consisting of a stylized 'H' and 'G' intertwined, with a horizontal line extending to the left and a vertical line extending downwards.

Dr. HÉCTOR DE LEÓN GÓMEZ

LINARES, N.L.

JUNIO DE 2008



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA TIERRA**



La Tesis

**IMPACTO AMBIENTAL ORIGINADO POR LOS LIXIVIADOS DEL
RELLENO SANITARIO MUNICIPAL DE LINARES N.L. MÉXICO.**

que presenta

CARLOS RAMÓN CRUZ VEGA

ha sido aceptada como requisito parcial para optar al grado académico de

MAESTRO EN CIENCIAS GEOLÓGICAS

Vo. Bo. de la Comisión de Revisión de Tesis

DR. HÉCTOR DE LEÓN GÓMEZ

DR. FERNANDO VELASCO TAPIA

DR. JOSE ROSBEL CHAPA GUERRERO

Vo. Bo. del Subdirector de Posgrado

DR. JUAN ALONSO RAMÍREZ FERNÁNDEZ

LINARES, N.L.

JUNIO DE 2008

*“El reduce las gotas de las aguas,
al derramarse la lluvia según el
vapor; las cuales destilan las
nubes, goteando en abundancia
sobre los hombres”.*

Job 36:27-28

*“Los ríos todos van al mar, y la
mar no se hinche, al lugar de
donde los ríos vinieron, allí
tornan para correr de nuevo”.*

Eclesiastés 1:7

AGRADECIMIENTOS

A nuestra alma mater, la Universidad Autónoma de Nuevo León, por brindarme la oportunidad de desarrollarme en las instalaciones de la Facultad de Ciencias de la Tierra bajo la tutela de su personal docente. Al CONACYT por haberme becado durante el tiempo de estudio y a la Preparatoria 4 UANL por darme las facilidades para superarme.

A la administración municipal (2003 – 2006) de Linares, N.L. presidida por el C. Alcalde Fernando Adame Doria por haber proporcionado los recursos económicos para la elaboración del presente trabajo de tesis.

Al Director de la Facultad de Ciencias de la Tierra, Dr. Héctor de León Gómez, por sus comentarios y observaciones, y por fungir como director de tesis.

Al Dr. Fernando Velasco Tapia, por sus comentarios, observaciones, sugerencias y críticas constructivas y por dirigir parte de la tesis, así mismo por fungir como sinodal en la presentación de la misma.

Al Dr. José Rosbel Chapa Guerreo, por las revisiones realizadas al presente trabajo, así mismo por fungir como sinodal.

Al Dr. Francisco Medina Barrera, por su participación como docente en el curso de Evaluación Geológica de Confinamientos, en el cual se inició el presente trabajo de tesis.

Al Ing. Javier Bustamante García, por su inapreciable apoyo en el trabajo de campo.

Al M.C. Yamzul Ernesto Ocampo Díaz, por su apoyo en el trabajo de campo y manejo de software.

Al M.C. Federico Viera Décida, por su apoyo en el muestreo de campo y trabajo de laboratorio.

A la Ing. Ana María Garza por su amistad y apoyo en el trabajo de laboratorio.

A la Sra. Juana María Montes, quien fue muy paciente en localizarme para los trámites de papelería.

A la joven estudiante de Ingeniero Geólogo, Mónica, por su participación en el trabajo de campo.

A mis compañeros de la Maestría en Ciencias Geológicas: el Ing. Andrés, el Ing. David, el Ing. Gildardo, el Ing. Abelaid, el Biólogo Juan Carlos, el Ing. Fredy, el Arquitecto Benito, por su ayuda, comentarios y bromas.

Al Joven Saúl López Flores, por su amistad e interés en mi trabajo de tesis.

“¡Gracias!”

Carlos Ramón Cruz Vega

DEDICATORIA

A mi esposa:

María Guadalupe Barba Cortés

Que soportó mi ausencia durante tanto tiempo.

A mi Hijo:

Carlos Ramón Cruz Barba:

Quién se adelantó en su llegada.

A mis padres

Carlos Ramón Cruz Guerrero

Olga Yolanda Vega Mendoza

Por su confianza y apoyo.

En memoria de Carlos Cruz A. "El Sueño se cumple..."

Por sus grandes enseñanzas.

Carlos Ramón Cruz Vega

CONTENIDO	PÁGINA
RESUMEN	I
ABSTRACT	II
I GENERALIDADES	
I.1 Introducción	1
I.2 Justificación	7
I.3 Objetivos	10
I.4 Antecedentes	11
I.5 Hipótesis	12
I.6 Metas	13
I.7 Metodología	14
II ASPECTOS GENERALES	
II.1 Localización y Vías de Acceso	21
II.2 Fisiografía y Geomorfología	22
II.3 Clima y Vegetación	22
III GEOLOGÍA	
III.1 Estratigrafía	26
III.2 Geología Estructural	32
III.3 Resultados	33
IV HIDROGEOLOGÍA	
IV.1 Hidrología	34
IV.2 Sistema Hidrogeológico	35
IV.3 Unidades Hidrogeológicas	35
IV.4 Piezometría	36
IV.5 Resultados	37
V HIDROGEOQUÍMICA	
V.1 Química de Elementos Mayores	41

V.2 Química de Metales	42
V.3 Bioquímica	47
V.4 Procesos Naturales de Atenuación de los Constituyentes del Lixiviado	49
V.5 Resultados	52
VI DISCUSIÓN	
VI.1 Protección Ambiental del Acuífero	63
VI.2 Modelo Hidrogeoquímico Conceptual	68
VII CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	83
ANEXO I	86
ANEXO II	87
ANEXO III	88
ANEXO IV	96
ANEXO V	97
ANEXO VI	100
BIBLIOGRAFÍA	101

INDICE DE FIGURAS Y TABLAS

CAPÍTULO I		pag.
Tabla 1.1	Número de rellenos sanitarios por entidad federativa en México	4
Figura 1.1	Esquema del sistema de doble revestimiento y recolección de lixiviados para un relleno sanitario de acuerdo a EPA, USA.	6
Figura 1.2	Esquema del sistema de cubierta recomendado para un relleno sanitario de acuerdo a EPA, USA.	7
Figura 1.3	Vista del Relleno Sanitario Municipal (Linares, N.L.) en la ladera de la loma La Ocotillosa. A la derecha se puede observar una pequeña represa al pie del Relleno Sanitario, la cual es utilizada para dar de beber al ganado de las comunidades aledañas.	8
Figura 1.4	Vista del Relleno Sanitario Municipal (Linares, N.L.) desde la loma La Ocotillosa. En esta imagen se muestra el impacto visual negativo que se genera por la basura a la intemperie antes de su confinamiento.	8
Figura 1.5	Vista del Relleno Sanitario Municipal en la cual se observa en la margen izquierda una laguna de lixiviados, la cual se desborda en época de lluvias.	9
Figura 1.6	Lixiviados generados en el Relleno Sanitario Municipal, los cuales son desechados sin control alguno en el cauce de un pequeño arroyo tributario del arroyo La Castaña.	10
Figura 1.7	Geomembrana instalada en el Relleno Sanitario, obsérvese la ruptura que ha sufrido debido al paso de maquinaria pesada, en la operación del relleno sanitario.	12
Figura 1.8	Corte hecho en la geomembrana para conservar vegetación de la zona (árbol). Actualmente este árbol ha sido cubierto por la basura.	13

CAPÍTULO II

Figura 2.1	Croquis de localización y acceso al área de estudio.	21
Figura 2.2	Diagrama de Precipitación Total Anual (modificado y actualizado de de la Garza – González 2000). Fuente original CNA, 2004., Estación Linares.	23
Figura 2.3	Precipitación mensual de 1990 a 2002 Estación Purísima de Conchos (San Cristóbal) Linares N.L. (Datos procesados de CNA, 2004).	23
Figura 2.4	Precipitación mensual de Enero 2004 a Diciembre 2005. Estación Purísima de Conchos (San Cristóbal) Linares N.L. (CNA, 2006).	24

CAPÍTULO III

Figura 3.1	Afloramiento de lutitas de la Formación Méndez, las cuales están muy fracturadas. Sobre estas se encuentra construido el Relleno Sanitario.	27
Figura 3.2	Areniscas de grano fino de la Formación Méndez sobre la loma La Rinconada.	27
Figura 3.3	Horizonte de calcita en la Formación Méndez. Nótese los planos de falla.	28
Figura 3.4	Terraza (T3) sobre la loma La Ocotillosa.	29
Figura 3.5	Suelos sobre las lutitas de la formación Méndez.	30
Figura 3.6	Depósitos de material aluvial en el área de estudio.	31
Figura 3.7	Diagramas de Schmidt. a) Planos de estratificación. b) Eje β	32

CAPÍTULO IV

Figura 4.1	Subcuenca Arroyo Camacho. Modificado de CETENAL, 1983.	34
Figura 4.2	Perfil hidrogeológico de la región de Linares.	36
Tabla 4.1	Inventario del nivel freático para los pozos monitoreados de los meses de Noviembre de 2003 a Junio de 2005.	38

Figura 4.3	Comportamiento del nivel freático de los pozos monitoreados en el área de estudio en el período de Noviembre de 2003 a Junio de 2005.	39
------------	---	----

CAPÍTULO V

Tabla 5.1	Criterios de calidad para un suelo impermeable (Eva Röben, 2002).	46
Figura 5.1	Proceso general de la descomposición de la materia orgánica. Modificado de Brock y Madigan (1991).	48
Tabla 5.2	Fisicoquímica de campo y laboratorio para muestras de agua recolectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L. y sus alrededores	54
Tabla 5.3	Balance iónico para muestras de agua colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L. y sus alrededores.	55
Figura 5.2	Diagrama de Piper para muestras de agua colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L. y sus alrededores.	56
Figura 5.3a	Diagrama bivariante que muestra como varía la concentración del ion calcio con respecto al elemento conservativo cloruro. Muestras colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L.	57
Figura 5.3b	Diagrama bivariante que muestra como varía la concentración del ion sodio con respecto al elemento conservativo cloruro. Muestras colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L.	58
Figura 5.3c	Diagrama bivariante que muestra como varía la concentración del ion bicarbonato con respecto al elemento conservativo cloruro. Muestras colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L.	58
Figura 5.3d	Diagrama bivariante que muestra como varía la concentración del ion sulfato con respecto al elemento conservativo cloruro. Muestras colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L.	59

Tabla 5.4	Resultados de pH, DBO ₅ , metales y sulfatos en el lixiviado y su comparación con los valores típicos de parámetros de lixiviados, que varían de acuerdo a la etapa del proceso del relleno sanitario	60
Tabla 5.5	Resultados de la química de metales, bacteriología y demanda bioquímica de oxígeno en muestras de agua colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L. y sus alrededores.	62

CAPÍTULO VI

Tabla 6.1	Tabla general de los resultados obtenidos para muestras de agua y su comparación con los estándares nacionales e internacionales para calidad del agua.	66
Tabla 6.2	Comparación de los resultados obtenidos en el análisis de lixiviado con la legislación mexicana.	67
Figura 6.1	Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del azufre en el sistema de S-O ₂ -H ₂ O en agua pura a 25°C y 10 ⁵ Pa, para ΣS = 10 ⁻¹⁰ M.	69
Figura 6.2	Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del hierro en el sistema de Fe-O ₂ -H ₂ O en agua pura a 25°C y 1 bar, para ΣFe = 10 ⁻⁶ M.	71
Figura 6.3	Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del manganeso en el sistema de Mn-O ₂ -H ₂ O en agua pura a 25°C y 1 bar, para ΣMn = 10 ⁻⁶ M.	72
Figura 6.4	Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del aluminio en el sistema de Al-O ₂ -H ₂ O en agua pura a 25°C y 10 ⁵ Pa, para ΣAl = 10 ⁻¹⁰ M.	74
Figura 6.5	Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del zinc en el sistema de Zn-O ₂ -H ₂ O en agua pura a 25°C y 10 ⁵ Pa, para ΣZn = 10 ⁻¹⁰ M.	75
Figura 6.6	Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del arsénico en el sistema de As-O ₂ -H ₂ O en agua pura a 25°C y 10 ⁵ Pa, para ΣAs = 10 ⁻¹⁰ M.	76

Figura 6.7	Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del bario en el sistema de Ba-O ₂ -H ₂ O en agua pura a 25°C y 10 ⁵ Pa, para $\Sigma\text{Ba} = 10^{-10}\text{M}$.	77
Figura 6.8	Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del plomo en el sistema de Pb-O ₂ -H ₂ O en agua pura a 25°C y 10 ⁵ Pa, para $\Sigma\text{Pb} = 10^{-10}\text{M}$.	78
Figura 6.9	Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del cromo en el sistema de Cr-O ₂ -H ₂ O en agua pura a 25°C y 10 ⁵ Pa, para $\Sigma\text{Cr} = 10^{-10}\text{M}$.	80
Tabla 6.3	Principales especies de Fe y Mn modeladas con el programa PHREEQC.	82

INDICE DE ABREVIATURAS SÍMBOLOS Y FÓRMULAS

Al	Aluminio
As	Arsénico
Ba	Bario
Ca	Calcio
Ca ²⁺	Ion calcio
CaCO ₃	Carbonato de calcio
Cd	Cadmio
Cd ²⁺	Ion cadmio (II)
CEC	Capacidad de intercambio catiónico
CH ₄	Metano
CH ₃ COO ⁻	Ion acetato
C ₃ H ₇ COO ⁻	Ion butirato
C ₆ H ₁₂ O ₆	Glucosa
Cl ⁻	Ion cloruro
CNA	Comisión Nacional del Agua
CO ₂	Dióxido de carbono
CO ₃ ²⁻	Ion carbonato
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DT	Dureza total
E.D.T.A.	Ácido etilendiamintetra-acético
Eh	Potencial redox
E.N.T.	Ericromo Negro-T
EPA	Environmental Protection Agency
%ER	Porcentaje de error
Fe	Fierro
Fe ²⁺	Ion Fierro (II)
Fe ₂ O ₃	Óxido de fierro (II)
Fe(OH) ₃	Hidróxido de fierro (III)

FeOOH	Oxidróxido de fierro
H ₂	Hidrógeno
H ¹⁺	Ion hidrógeno
HCO ₃ ⁻	Ion bicarbonato
H ₂ O	Agua
H ₄ SiO ₄	Ácido silícico
ICP-MS	Espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo
INEGI	Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática
K ¹⁺	Ion potasio
LGEEPA	Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente
LMP	Límite máximo permisible
log	logaritmo
meq	miliequivalente
Mg	Magnesio
Mg ²⁺	Ion magnesio
Mn	Manganeso
Mn ²⁺	Ion manganeso
MnCO ₃	Carbonato de manganeso
MnO ₂	Dióxido de manganeso
m.s.n.m.	Metros sobre el nivel del mar
mV	milivolt
N ₂	Nitrógeno
Na ¹⁺	Ion sodio
NE	Noreste
nm	nanómetro
NO ₃ ⁻	Ion nitrato
NOM	Norma oficial mexicana
NW	Noroeste
OMS	Organización Mundial de la Salud
Pb	Plomo
pe	Potencial del electrón
pH	Potencial de hidrógeno

PCG	Planicie Costera del Golfo
Ppb	partes por billón
RH	Región hidrológica
RPMF	Revestimiento principal de membrana flexible
RSM	Residuos sólidos municipales
RSMF	Revestimiento secundario de membrana flexible
SE	Sureste
SEMARNAT	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
Si	Silicio
SiO ₂	Dióxido de silicio
SMO	Sierra Madre Oriental
SO ₂ ²⁻	Ion sulfato
SPRRL	Sistema principal de recolección y recuperación de lixiviados.
SS	Sólidos suspendidos
SSRRL	Sistema secundario de recolección y recuperación de lixiviados
STD	Sólidos totales disueltos
STS	Sólidos totales suspendidos
SW	Suroeste
UFC	Unidades formadoras de colonias
UV	Ultravioleta
Zn	Zinc

Abstract

The possible impact produced by the lixiviation of a sanitary landfill in the Municipal of Linares, N.L., México, in aquiferous fractures of the Fm. Méndez, geological unit that is found in place was evaluated. Beginning with estimations of the freatic level, it's determined that the main flow of underground water has a direction of SW60°NE, of the which coincides with the main system of *joints* (ac). It was shown, in two campaigns, eight wells and two additional points. (El Cinco Lake and leachate coming from the landfill). The first campaign was done in the dry season (December 2004), while the second was done in the rainy season (June 2005). On the field the physicochemical parameters pH, conductivity ($\mu\text{mhos/cm}$), temperature ($^{\circ}\text{C}$) and the potential *redox* (mV) were determined. Samples were collected to be analyzed for its main components (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+} , K^{+} , Cl^{-} , SO_4^{-2} y $\text{HCO}_3^{-}/\text{CO}_3^{-2}$ in units of mg/l), metals (Al, Si, Cr, Mn, Fe, Zn, Ba, Pb y As in units of $\mu\text{g/l}$), biochemical demand of oxygen (BDO_5 in units of mg/l) and bacteriological studies (in colonies formed units, CFU/100 ml). The results revealed an existence of a hydro-geochemical evolutionary pattern from a composition of bicarbonate-calcium to a bicarbonate-sulfate-calcium, although two of the wells (P1 and P2), placed down stream of the sanitary landfill showed a composition that left this pattern. These samples are characterized by a composition of sodium bicarbonate controlled by ionic interchange with country rocks represented by argillaceous rocks. The determined parameters of pH, BDO_5 and Fe in the lixiviation have characteristics of residual waters in a state of methanogenic fermentation. The space distribution of Mn, Zn y Ba indicates a high relative concentration under the sanitary landfill, which decreases as it leaves the site. Consistent with the diagrams Eh–pH, the primary species of Mn and Fe present under the sanitary landfill are Mn^{2+} and $\text{Fe}(\text{OH})_3$, whose presence was corroborated by an analysis done applying the PHREEQC program. Thus, a concept model of the hydro-geochemical behavior at the site was proposed. The chemical compositions obtained were confronted with water normativity for use and human consumption, both for Mexicans (NOM) as well as international (EPA), aimed to determine its quality and the influence of the sanitary landfill over the aquifer. The samples P1 (203 ppm) and P2 (223.5 ppm) exceed the NOM of Na^{+} (<200 ppm), while that the sample P4 (488 and 508 mg CaCO_3/l) is found to be around the maximum permissible limit for the NOM for total Hardness (500 mg CaCO_3/l). The sample P8 (157 and 95 mg/l) exceeds the NOM for NO_3^{-} (44.0 mg/l). The samples collected, except P8, show up to 4 or 5 UFC/100 ml of fecal coliforms, values that exceed the NOM (0 CFU/ml). Finally, the study revealed an actual effective function of the natural geographic barrier of the sanitary landfill. It is recommended the prevention of a possible underground water pollution by safe practices and the construction of monitored wells.

Resumen

Se evaluó un posible impacto ocasionado por los lixiviados del relleno sanitario Municipal de Linares, N.L., México, en el acuífero de fracturas de la Fm. Méndez, unidad geológica en donde se encuentra emplazado. A partir de estimaciones del nivel freático, se determinó que el flujo principal del agua subterránea tiene una dirección SW60°NE, el cual coincide con el sistema principal de fracturamiento (ac). Se muestrearon, en dos campañas, ocho pozos y dos puntos adicionales (presa El Cinco y lixiviado proveniente del relleno). La primera campaña se realizó en la temporada de sequía (Diciembre 2004), mientras que la segunda se efectuó en la temporada de lluvias (Junio 2005). En campo se determinaron los parámetros fisicoquímicos pH, conductividad ($\mu\text{mhos/cm}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y potencial redox (mV). Se recolectaron muestras para análisis de componentes mayoritarios (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+} , K^{+} , Cl^{-} , SO_4^{-2} y HCO_3^{-} / CO_3^{-2} en unidades de mg/l), metales (Al, Si, Cr, Mn, Fe, Zn, Ba, Pb y As en unidades de $\mu\text{g/l}$), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5 en unidades de mg/l) y examen bacteriológico (en unidades formadoras de colonias, UFC/100 ml). Los resultados revelaron la existencia de un patrón de evolución hidrogeoquímica desde una composición bicarbonatada-cálcica a una bicarbonatada-sulfatada-cálcica, aunque dos de los pozos (P1 y P2), ubicados aguas abajo del relleno sanitario, mostraron una composición que se desvía del patrón. Estas muestras se caracterizan por una composición sódico-bicarbonatada, que se puede relacionar a un intercambio iónico en estratos lutíticos. Los parámetros de pH, DBO_5 y Fe determinados en el lixiviado son característicos de aguas residuales en una etapa de fermentación metanogénica. La distribución espacial de Mn, Zn y Ba indica una relativa alta concentración bajo el relleno sanitario, la cual disminuye al alejarse del sitio. De acuerdo a diagramas Eh-pH, las principales especies de Mn y Fe presentes bajo el relleno sanitario son Mn^{2+} y $\text{Fe}(\text{OH})_3$, cuya presencia fue corroborada por medio de un análisis realizado aplicando el programa PHREEQC. Así mismo, se propuso un modelo conceptual del comportamiento hidrogeoquímico en el sitio. Las composiciones químicas obtenidas se confrontaron con la normatividad de agua para uso y consumo humano, tanto mexicana (NOM) como internacional (EPA), a fin de determinar su calidad y la influencia del relleno sanitario sobre el acuífero. Las muestras P1 (203 ppm) y P2 (223.5 ppm) exceden la NOM de Na^{+} (<200 ppm), mientras que la muestra P4 (488 y 508 mg CaCO_3/l) se encuentra alrededor del límite máximo permisible por la NOM de Dureza total (500 mg CaCO_3/l). La muestra P8 (157 y 95 mg/l) excede la NOM para NO_3^{-} (44.0 mg/l). Las muestras colectadas, excepto P8, presentan hasta 4 ó 5 UFC/100 ml de coliformes fecales, valores que exceden la NOM (0 UFC/ml). Finalmente, el estudio revela un funcionamiento efectivo de la barrera geológica natural del relleno sanitario en la actualidad. Se recomienda la prevención de una posible contaminación del agua subterránea por medio de prácticas seguras y construcción de pozos de monitoreo.

I. GENERALIDADES

I.1 Introducción

La generación de basura se ha incrementado como consecuencia de la tecnología avanzada. De forma particular el problema ha alcanzado niveles críticos en los países en desarrollo, debido a que no se han implementado mejoras en el manejo sustentable de la basura (Olajire y Ayodele, 1998).

En muchos países, que incluyen a Chile, Perú, Argentina y México, los residuos sólidos de los hogares, de las pequeñas empresas y de la industria suelen depositarse en forma completamente incontrolada a lo largo de las carreteras o de las orillas de los ríos. Esto fue y sigue siendo considerado como la forma menos complicada y más económica de gestión de los residuos sólidos. Casi siempre se ignoran los peligros de la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, así como del aire y los riesgos del surgimiento de plagas (Oeltzschner y Mutz, 1996). La basura y su mal manejo son causa de contaminación ambiental, siendo de especial interés los lixiviados que se incorporan al agua subterránea sin ser notados (Oeltzschner y Mutz, 1996).

Se estima que los envases de vidrio y plástico representan el 40% de la basura doméstica, siendo nocivos para el medio ambiente y que además encarecen el producto. Una vez puesta la tapa en el cesto de basura, se olvida el problema; a partir de ahí es asunto de los municipios. Estos tienen varias posibilidades: arrojar la basura en vertederos, incinerarla o separarla en plantas de tratamiento para reciclar una parte y convertir en abono los residuos orgánicos (Gómez Nunura et al., 2003). Los métodos de disposición de basura más comunes son el relleno sanitario y la incineración (Olajire y Ayodele, 1998).

México, al igual que muchos países del mundo, enfrenta grandes retos en el manejo de sus desechos municipales. Esto se debe al elevado índice de crecimiento demográfico e industrial del país. Lo anterior ha modificado de manera sustancial la cantidad y composición de los Residuos Sólidos Municipales (RSM). La generación per cápita de residuos sólidos aumentó de 300 gramos/día en el año 1950 a 865 gramos/día en el año 2000. Asimismo, la población se incrementó en el mismo periodo de 30 millones a más de 97.3 millones. Con esta población y la generación percapita diaria se estima una generación nacional de residuos sólidos diaria de 84,200 toneladas (Sancho y Cervera y Rosiles Castro, 2003).

Debido a lo anterior, una de las prioridades de atención de los tres órdenes de gobierno la constituye el manejo y disposición final de residuos sólidos municipales en obras de ingeniería, denominados Rellenos Sanitarios. Los efectos en la salud humana e impactos ambientales, debidos al inadecuado manejo y disposición de los residuos sólidos, han llevado a establecer estrategias nacionales, las cuales incluyen la definición de un marco normativo, que permita un control más eficiente, disminuyendo paulatinamente los niveles de la contaminación al ambiente en nuestro país.

La situación legal, en aspectos técnicos relacionados con los rellenos sanitarios, comprende tres niveles: leyes, reglamentos y normas. En cuanto a las leyes, existe la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) y las correspondientes leyes estatales en materia ambiental. Sin embargo los señalamientos que marcan estas leyes en materia de disposición de RSM en general son muy escasos.

La LGEEPA establece la responsabilidad del manejo de los residuos sólidos por los estados y municipios. La Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) expide las normas a las que deberán sujetarse las diferentes entidades para el diseño, construcción y operación de las instalaciones destinadas a la disposición final de los RSM.

Para sustentar los reglamentos se expiden las Normas Oficiales Mexicanas (NOM), cuya publicación es de competencia federal, caso que también aplica al manejo de los residuos sólidos. Actualmente, están vigentes (a) la NOM-083-SEMARNAT-2003, que establece las 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; (b) la NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales y (c) la NOM-052-SEMARNAT-1993, que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.

La normatividad vigente en relación a los sitios de depósito (NOM-083-SEMARNAT-2003) busca impulsar la utilización de predios con las condiciones geológicas e hidrogeológicas adecuadas y establece las características ambientales que deben reunir los sitios destinados a la disposición final de residuos sólidos municipales.

Actualmente en la República Mexicana se cuenta con rellenos sanitarios en ciudades medias y zonas metropolitanas, así como en 14 localidades pequeñas de todo el país, que operan según las autoridades responsables de “forma satisfactoria”. El resto de los sitios no cumple con las normas mínimas tales como uso de geomembrana, compactado de la basura, recubrimiento de esta por material arcilloso y captación de gases y lixiviados; por lo que se consideran tiraderos a cielo abierto (NOM-083-SEMARNAT-2003).

En la Tabla 1.1 se presentan el número de sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos por entidad federativa y que con base en la NOM-083-SEMARNAT-2003 cuentan con sistemas considerados como eficientes en cuanto a su administración y operación, por lo que son considerados rellenos sanitarios.

Tabla 1.1 Número de rellenos sanitarios por entidad federativa en México (INEGI, 2005).

Entidad federativa	Rellenos sanitarios	Entidad federativa	Rellenos sanitarios
Aguascalientes	1	Morelos	3
Baja California	2	Nayarit	2
Baja California Sur	1	Nuevo León	5
Campeche	1	Oaxaca	ND
Coahuila de Zaragoza	5	Puebla	14
Colima	2	Querétaro Arteaga	6
Chiapas	3	Quintana Roo	2
Chihuahua	3	San Luis Potosí	2
Distrito Federal	1	Sinaloa	3
Durango	3	Sonora	4
Guanajuato	6	Tabasco	1
Guerrero	2	Tamaulipas	4
Hidalgo	2	Tlaxcala	6
Jalisco	2	Veracruz	4
México	3	Yucatán	1
Michoacán de Ocampo	1	Zacatecas	ND

(ND) No disponible

En un relleno sanitario, la basura sólida depositada se compacta y cubre diariamente para prevenir la proliferación de plagas y desarrollo de enfermedades. Este requiere de una barrera geológica impermeable para evitar que los lixiviados generados se infiltren hasta los acuíferos (Cunningham et al., 2003). La barrera geológica es una capa de suelo natural de baja permeabilidad que se encuentra arriba de la primera capa freática. Generalmente se considera como impermeable un suelo con un factor de permeabilidad $<10^{-8}$ m/s. Lo ideal sería un factor $<10^{-9}$ m/s (Röben, 2002).

Las tres formas más comunes de rellenos sanitarios son (Reddi e Inyang, 2000):

-Plano. Este tipo de depósito se lleva a cabo cuando el terreno a utilizarse muestra una topografía plana; se excava y se va depositando la basura y sobre ella una capa de material de baja conductividad hidráulica como arcillas expandibles del grupo esmectita, con un espesor de 0.1 a 0.20 m.

-De trinchera. Se realiza cuando existe una pequeña falla geológica o alguna elevación; se sigue el mismo procedimiento que en el de tipo plano, aunque aquí no se excava sólo se van haciendo las capas, compactándose los desechos sólidos hasta un espesor de 0.20 a 0.30 m y cubriéndose con material arcilloso con un espesor de 0.1 a 0.20 m.

-De pendiente. Normalmente se hace partiendo de la base de una pendiente natural y se va ganando altura. Se debe tener cuidado de captar el agua de lluvia para que no ingrese al relleno.

Las características principales de los arreglos más comunes de capas de rellenos sanitarios de acuerdo a Reddi e Inyang (2000) son las siguientes:

1) Sistema de doble revestimiento compuesto/sintético (Figura 1.1).

- El sistema principal de recolección y recuperación de lixiviados (SPRRL) mantiene como mínimo el lixiviado superior en el revestimiento de la membrana principal.

- Las capas de drenaje granular deben tener como características mínimas 30 cm de espesor, conductividad hidráulica de 100 cm/s y pendiente mayor o igual a 2% (2 m de desnivel por cada 100 m). Estas también retienen el lixiviado para su remoción durante el periodo de cuidado de posclausura.

- El revestimiento principal de membrana flexible (RPMF) es diseñado y construido con la calidad adecuada para asegurar la minimización de la liberación de lixiviados durante la vida activa y periodo de cuidado posclausura del relleno sanitario.

- El sistema secundario de recolección y recuperación de lixiviados (SSRRL) permite la detección y remoción de lixiviado, el cual se filtra a través de el RPMF.

El revestimiento secundario de membrana flexible (RSMF) actúa junto con el revestimiento de arcilla compactada para prevenir la liberación de lixiviados en cantidades que excedan los límites especificados por la normatividad.

2) Sistema de doble revestimiento arcilla / sintético.

- El sistema de reducción de lixiviados es semejante al antes descrito. Sin embargo solamente se incorpora una capa RPMF.

- Se incluye un revestimiento de arcilla cuyo espesor depende del tiempo de avance calculado para un constituyente del lixiviado a través de la superficie del revestimiento de arcilla.

-La cubierta del relleno sanitario (Figura 1.2) es una capa multicomponente la cual debe estar constituida por (a) una capa de suelo de 60 cm de espesor (b) una capa de arcilla de baja permeabilidad de al menos 5 cm de espesor (c) una capa de drenaje de 30 cm de espesor (d) una geomembrana y una capa de arcilla de baja conductividad de 60 cm de espesor.

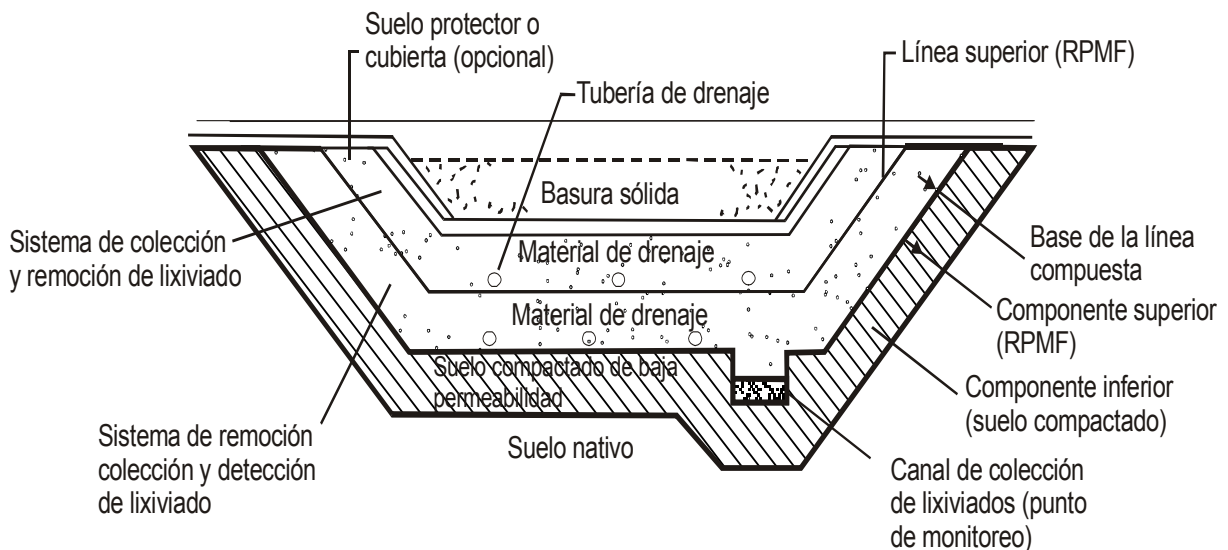


Figura 1.1 Esquema del sistema de doble revestimiento y recolección de lixiviados para un relleno sanitario de acuerdo a EPA, USA. (Modificado de Reddi e Inyang, 2000).

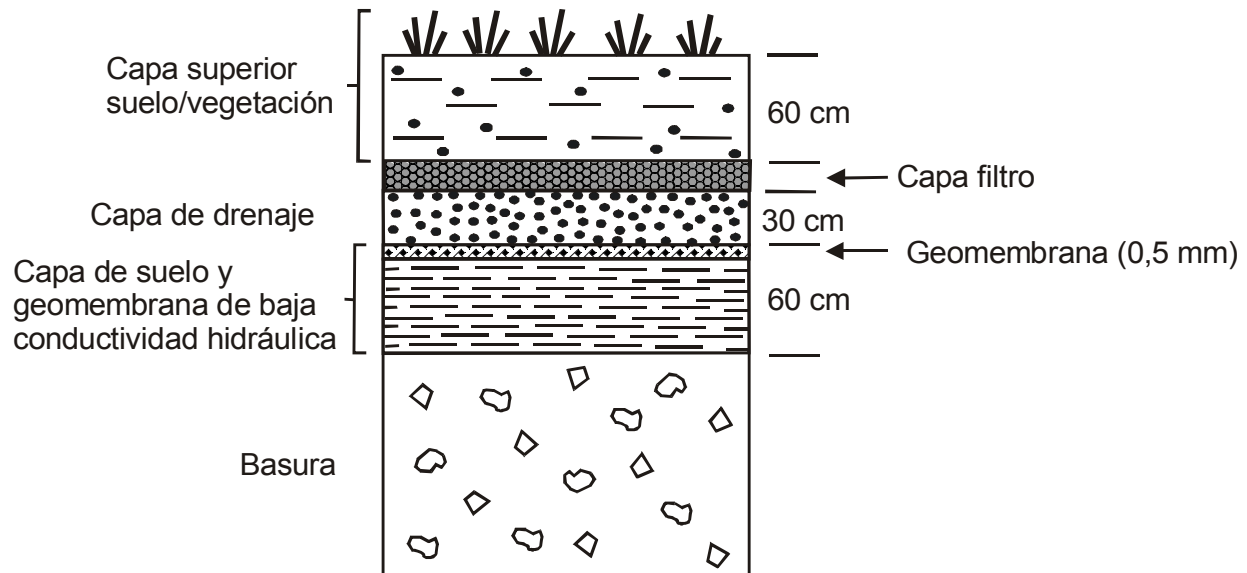


Figura 1.2 Esquema del sistema de cubierta recomendado para un relleno sanitario de acuerdo a EPA, USA. (Modificado de Reddi e Inyang, 2000).

I.2 Justificación

El Municipio de Linares es uno de los pocos que cuentan con un Relleno Sanitario en el estado de Nuevo León. Este fue construido con el fin de depositar en él la basura generada en la cabecera municipal, misma que durante veinte años se depositó en un tiradero a cielo abierto, siendo este último clausurado en febrero del año 2000 (Lizárraga-Mendiola, 2003). El Relleno Sanitario está ubicado al SE de la cabecera municipal a 2 Km de la carretera Linares - Lucio Blanco, en la loma La Ocotillosa (Figuras 1.3 y 1.4). Se trata de un relleno sanitario de pendiente, que se inició a operar en el año 1998, y en el cual se depositan más de 50 toneladas diarias de basura.

NW

SE

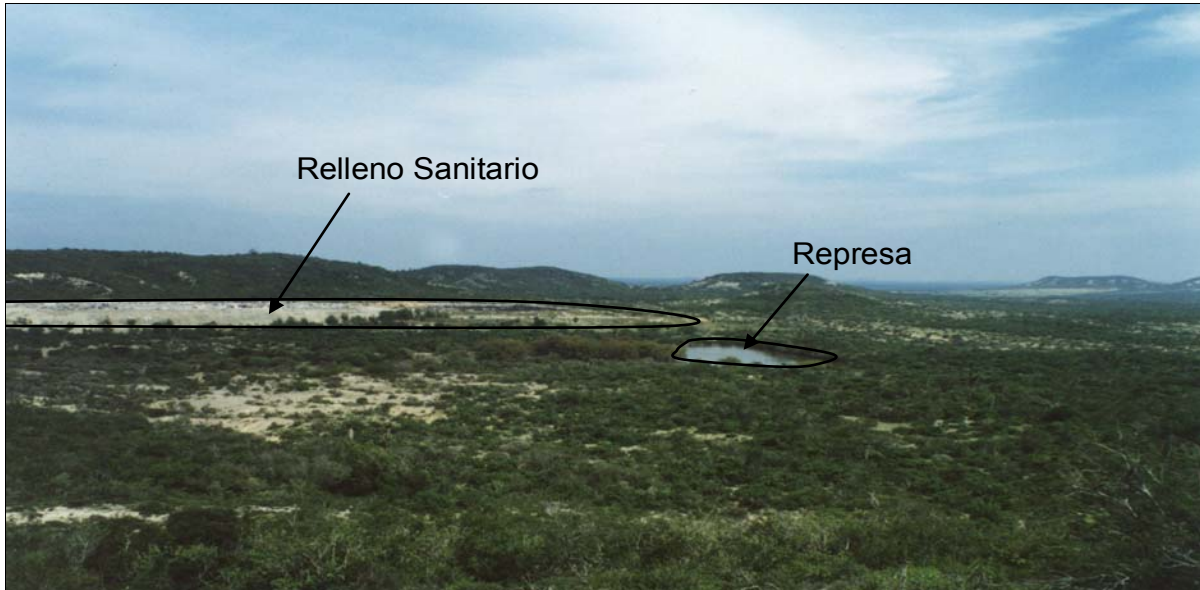


Figura 1.3 Vista del Relleno Sanitario Municipal (Linares, N.L.) en la ladera de la loma La Ocotillosa. A la derecha se puede observar una pequeña represa al pie del Relleno Sanitario, la cual es utilizada para dar de beber al ganado de las comunidades aledañas. Coordenadas 452300 E y 2745700 N.

SE

NW



Figura 1.4 Vista del Relleno Sanitario Municipal (Linares, N.L.) desde la loma La Ocotillosa. En esta imagen se muestra el impacto visual negativo que se genera por la basura a la intemperie antes de su confinamiento. Coordenadas 452300 E y 2745700 N

De acuerdo a las observaciones hechas en campo el relleno sanitario del municipio de Linares, N.L. no cumple con la normatividad vigente ya que carece de: (a) un sistema de drenaje que evite los escurrimientos superficiales provenientes de zonas más elevadas de la loma La Ocotillosa, permitiendo que estos incrementen el volumen de lixiviados generados, principalmente en períodos de lluvias; (b) de pozos de monitoreo de las aguas subterráneas y (c) de un sistema eficiente de tratamiento de lixiviados, los cuales son desechados directamente en una corriente la cual alimenta al arroyo La Castaña (Figuras 1.5 y 1.6; NOM-001-SEMARNAT-1996; NOM-083-SEMARNAT-2003).

El tratamiento de los residuos sólidos por el método del relleno sanitario es considerado como una técnica de disposición final que minimiza los daños al medio ambiente y los peligros para la salud y seguridad pública. Las principales fuentes contaminantes de un relleno sanitario son: (a) los líquidos lixiviados, que pueden contaminar los acuíferos (Howard et al., 1996; Bocanegra et al., 2001), (b) el biogás (principalmente CO_2 , CH_4 y H_2S) producto de la descomposición anaerobia de los residuos (Röben, 2002), y (c) los residuos livianos que pueden dispersarse por acción del viento. A esto se puede agregar un impacto visual negativo durante la operación (Figura 1.4).

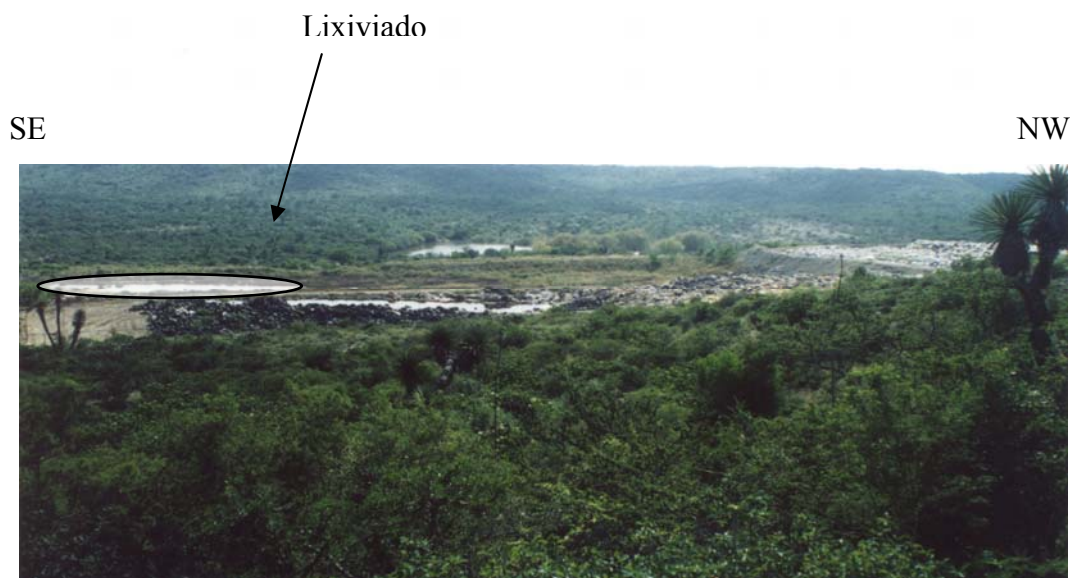


Figura 1.5 Vista del Relleno Sanitario Municipal en la cual se observa en la margen izquierda una laguna de lixiviados, la cual se desborda en época de lluvias. Coordenadas 452300 E y 2745700 N

W

E



Figura 1.6 Lixiviados generados en el Relleno Sanitario Municipal, los cuales son desechados sin control alguno en el cauce de un pequeño arroyo tributario del arroyo La Castaña. Coordenadas 452500 E y 2745500 N

I.3 Objetivos

El objetivo general del presente trabajo de tesis fue el de evaluar el impacto del confinamiento de residuos en el Relleno Sanitario, durante su operación desde 1998, sobre la calidad del agua subterránea de los acuíferos de poros y fracturas en el área de estudio. De esta forma se plantea comparar los resultados de análisis fisicoquímicos y bacteriológicos con los límites establecidos por las normas de calidad del agua. Para lograr este objetivo, se plantean los siguientes objetivos específicos.

- (1) evaluar la situación hidrológica del área, mediante el análisis de las condiciones topográficas, la información climática e hidrometeorológica,
- (2) realizar un análisis geológico/estructural, determinando los contactos litológicos y los sistemas de fracturamiento.

- (3) realizar un estudio hidrogeológico con el censo de aprovechamientos hidráulicos, construir la carta piezométrica y determinar las direcciones de flujo del agua subterránea
- (4) conocer las características fisicoquímicas (componentes mayores), bacteriológicas (coliformes totales y coliformes fecales) y de metales pesados (Pb, Cd, Hg, Zn, Se, As) en muestras de agua extraídas de aprovechamientos hidráulicos seleccionados, bajo condiciones de ausencia de precipitación,
- (5) conocer los límites máximos permisibles (LMP) que las normas oficiales establecen para el consumo de agua potable y agrícola y
- (6) elaborar un modelo hidrogeoquímico conceptual para el sitio de estudio.

I.4 Antecedentes

Previo al estudio en un relleno sanitario se requiere conocer a detalle el contexto geológico. En este sentido, en la región bajo estudio se han realizado diversos trabajos geológicos que incluyen: (a) Padilla y Sánchez (1978), quien realizó un estudio sobre la Geología estructural de la Sierra Madre Oriental (SMO), en el área entre Linares-San Roberto; (b) De León-Gómez (1993), quien desarrolló un estudio geológico/hidrogeológico en el área de la presa Cerro Prieto en Linares, para realizar una evaluación sobre el abastecimiento de agua potable a la ciudad de Monterrey N.L.; (c) Chávez-Sánchez (1998), quién evaluó el acuífero somero en la región de Méndez, Tamaulipas con el fin de determinar la factibilidad constructiva de un centro integral para el manejo y aprovechamiento de residuos industriales; (d) Correa-Rubio (1998), quien realizó estudios geológicos e hidrogeoquímicos en el área del Puente de Dios en Galeana, N.L.; (e) De León-Gutiérrez (1999), estableciendo una estratigrafía del Cuaternario en el Noreste de México; (f) De la Garza-González (2000), el cual llevó a cabo un estudio geológico/hidrogeológico en la región citrícola (Linares-Hualahuises) N.L.; (g) Garza – Rocha et al (2002),

quienes realizaron una evaluación geólogo-geofísica de un sitio potencial para la disposición de residuos sólidos; y (h) Lizárraga-Mendiola (2003) quien analizó y evaluó el agua subterránea del área del Tiradero Municipal y La Petaca en Linares.

I.5 Hipótesis

De acuerdo a las observaciones realizadas en campo, el acuífero sobre el cual se encuentra instalado el Relleno Sanitario del Municipio de Linares, podría estar contaminado por los lixiviados generados, los cuales al ser desalojados directamente sobre el macizo rocoso, aunado a la ruptura de la geomembrana, se infiltran a través del sistema de fracturas de la Formación Méndez (Figuras 1.7 y 1.8).



Figura 1.7 Geomembrana instalada en el Relleno Sanitario, obsérvese la ruptura que ha sufrido debido al paso de maquinaria pesada, en la operación del relleno sanitario. Coordenadas 452300 E y 2745700 N

S

N



Figura 1.8 Corte hecho en la geomembrana para conservar vegetación de la zona (árbol). Actualmente este árbol ha sido cubierto por la basura. Coordenadas 452300 E y 2745700 N

I.6 Metas

Al proponer los objetivos anteriores se pretenden lograr las siguientes metas:

- construir una carta geológico-estructural (escala 1:10 000) para conocer las formaciones geológicas y visualizar la relación con la geología estructural del área.
- construir una carta piezométrica del área (escala 1:10 000) para determinar la dirección de flujo preferencial y construir histogramas para visualizar las fluctuaciones mensuales del nivel piezométrico,
- evaluar si existen parámetros físicos, químicos o bacteriológicos que sobrepasen los límites establecidos por las Normas Oficiales Mexicanas y de la EPA (EEUU) que impacten al ecosistema poniendo en riesgo la salud humana y/o animal.

- proponer un modelo conceptual del comportamiento hidrogeoquímico del área y
- una vez cumplido el objetivo global se propondrán alternativas de remediación y/o control de contaminación en el Relleno Sanitario.

I.7 Metodología

Para poder efectuar el diagnóstico, se llevaron a cabo estudios geológicos de campo de los diferentes tipos de rocas y estructuras a escala local como regional. Así mismo se efectuaron estudios hidrogeológicos (piezometría), para determinar el flujo subterráneo y los tipos de acuíferos, y estudios hidrogeoquímicos, a fin de evaluar la calidad del agua subterránea.

1.7.1 Estudios Geológicos

Los estudios geológicos consistieron en la revisión de una serie de mapas relacionados a la zona de estudio, a la par de un intensivo trabajo de campo para identificar y determinar los diferentes tipos de rocas y estructuras geológicas. Para ello se llevó a cabo una cartografía geológica en dos escalas: la primera a escala regional (1:25 000), para delimitar los diferentes tipos de rocas, mientras que para definir las características del sitio donde se instala el relleno sanitario se elaboró un mapa geológico estructural a escala 1:10 000. De este último mapa, se llevó a cabo un inventario tectónico en los afloramientos que así lo permitieron ya que en su mayor parte la roca se encuentra muy intemperizada. Los datos fueron analizados con el programa Stereonet 3.0 (Micro - Texture, Alemania, 2001); para determinar las direcciones principales de los elementos estructurales. Toda la información cartográfica fue digitalizada en el programa Adobe Illustrator 10 (Adobe Systems Inc., San José California, 2001).

1.7.2 Estudios Hidrogeológicos

Se realizó un primer monitoreo en los aprovechamientos de la zona que incluyen exclusivamente ocho pozos de pequeña a mediana profundidad en los alrededores del relleno sanitario, los cuales fueron identificados como P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7 y P8 (Anexo 1). De ellos se obtuvo la siguiente información piezométrica: clave, tipo de aprovechamiento, coordenadas, elevación del brocal, profundidad del nivel freático y profundidad de perforación. El estudio fue realizado con un monitoreo aproximadamente mensual entre Marzo de 2004 y Julio de 2005, cuando las condiciones climatológicas eran estables y todos los niveles medidos eran estáticos. La medición del nivel freático se obtuvo con una sonda marca Solinst de 50 m. de longitud y cuya precisión es de ± 5 mm. La localización de los aprovechamientos hidráulicos se determinó con un geoposicionador GARMIN 12XL y un altímetro digital Sokkia. Con esta información se construyó a través del método hidrológico una carta hidrogeológica a escala 1: 10 000, en la cual se puede observar la dirección del flujo subterráneo (Anexo 2a - 2h).

1.7.3 Estudios Fisicoquímicos.

Con el objeto de caracterizar la composición química del líquido lixiviado y del agua subterránea, así como su variabilidad, se planificaron dos muestreos, uno correspondiente a la temporada de sequía y otro correspondiente a la de lluvias, siendo las fechas de muestreo 1 de Diciembre de 2004 y 27 de Junio de 2005. Se seleccionaron seis puntos para la toma de muestras de agua subterránea, que fueron P1, P2, P3, P4, P7 y P8; un punto para muestreo de agua superficial identificada como El Cinco y un punto para el muestreo de lixiviado etiquetado como Lix-1 (Anexo 1). Se extrajeron 3L para el análisis de componentes mayoritarios en frascos de polietileno, 500 ml para la determinación de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en frascos de polietileno, 250 ml en frascos de vidrio estériles para el estudio bacteriológico y 60 ml en frascos de polietileno de alta densidad, lavados con ácido nítrico, para metales pesados.

Para el muestreo de pozos sin sistema de bombeo, se utilizó un cilindro de muestreo sumergible, y para los pozos con papalote u otro sistema de bombeo, se muestreo directamente de la tubería. El lixiviado se tomó directamente del sistema de desagüe del relleno sanitario.

Una parte importante implementada durante el trabajo de campo, consistió en la medición de determinados parámetros de campo entre los que se cuentan: a) temperatura del agua subterránea, b) conductividad eléctrica, c) pH y d) potencial redox. Además de que estas mediciones permiten establecer las condiciones originales del agua subterránea en el momento de su extracción del subsuelo,. El registro en campo de estos parámetros es básico para la implementación de modelos geoquímicos que permitan el cálculo de especiación de los distintos elementos determinados en el laboratorio

Cuando el agua subterránea es extraída, una vez en la superficie se expone a diferentes condiciones físicas y químicas a las que prevalecen en el subsuelo. Esta situación ocasiona que algunas especies químicas se oxiden ocasionando cambios en la fisicoquímica del agua. Debido a lo anterior, se reconoce que al realizarse la interacción del agua subterránea con la atmósfera, algunos parámetros como el pH, potencial redox, conductividad eléctrica y alcalinidad se modificarán introduciendo incertidumbre en dichos parámetros.

1. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica es la propiedad que mide la facilidad de transmisión de una corriente eléctrica, proceso que en el caso de una solución acuosa es función de la concentración de electrolitos presentes. De este modo, el registro de este parámetro en una solución permite identificar de manera indirecta su salinidad. La conductividad eléctrica se registró utilizando un potenciómetro WTW Multiline P4 en unidades de $\mu\text{mhos/cm}$.

2. Actividad de los iones hidrógeno (pH) y temperatura.

La medición de la actividad de los iones hidrógeno en el agua subterránea se efectuó por medio de un potenciómetro WTW Multiline P4 utilizando la técnica de calibración en dos puntos.

3. Potencial Redox

El potencial redox es un indicador de la capacidad de una solución para reducir las especies presentes. Se midió con un potenciómetro WTW Multiline P4 utilizando un electrodo de tipo combinado, que consiste de filamento de platino y un electrodo de referencia (de plata – cloruro de plata), con un límite de detección que va de -1250 a 1250 mV y una exactitud de ± 1 mV. Se reconoce que la obtención en campo de lecturas reales redox es relativamente complicada debido a i) fallas del electrodo utilizado, ii) cinética lenta en algunas de las especies que se presentan en estado de oxidación y reducción, lo que provoca desequilibrio entre las diferentes parejas redox presentes en la solución y iii) presencia de potenciales naturales mezclados. El registro del parámetro se hizo en milivolts (mV).

4. Componentes mayoritarios

Las muestras de componentes mayores fueron analizadas según técnicas estándar de la NMX en el Laboratorio de Geoquímica de la Facultad de Ciencias de la Tierra de la U.A.N.L.

- (a) *Alcalinidad*: La alcalinidad de una muestra de agua (mgCaCO_3/l) ha sido definida como la capacidad del agua para neutralizar ácidos y constituye la

suma de todas las bases titulables. La alcalinidad de muchas aguas depende primordialmente de su contenido en carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, por lo que suele tomarse como una indicación de la concentración de estos componentes. Está fue determinada en el laboratorio mediante el método volumétrico utilizando como indicador naranja de metilo el cual indica el punto final de la reacción a un pH de 4.5. Las unidades registradas son de mg de CaCO_3/L .

- (b) Dureza del agua: La dureza del agua es causada por la cantidad de sales solubles en el agua y se relaciona con los iones metálicos polivalentes. Se reporta como mg de CaCO_3/L . La dureza puede ser total o parcial. La primera es causada por bicarbonato de calcio o magnesio, mientras que la segunda es causada solo por el Ca^{2+} . La determinación de la dureza total se llevó a cabo mediante el método complejométrico que utiliza una titulación con una solución de sal disódica de ácido etilendiamintetra-acético (E.D.T.A.). Se trata de una titulación, en la cual al añadir el titulante a una solución que contenga ciertos iones metálicos se forma un complejo soluble, no disociado y estequiométrico. Como indicador se utilizó Ericromo Negro-T (E.N.T.). El punto final de la titulación es detectado por un vire de color rojo vino a color azul. Para la dureza parcial se utilizó el mismo método ajustando el pH entre 12 y 13, con lo cual solo el ion calcio reaccionará con la solución titulante de E.D.T.A. El punto final es detectado por un vire de rosa a violeta utilizando como indicador una mezcla de murexide con cloruro de sodio.
- (c) Sulfatos: El método utilizado para la determinación de sulfatos fue uno de tipo gravimétrico por precipitación con una solución con de BaCl_2 e ignición del papel que contiene el precipitado de BaSO_4 , terminando con una pesada del residuo obtenido en forma pura y reportándose como mg de BaSO_4/L

- (d) Cloruros: El ión cloruro fue determinado mediante el método argentimétrico que se basa en la formación de cromato de plata de color rojizo, que ocurre cuando se adiciona al agua iones cromato como indicador y iones plata como reactivo titulante o precipitante. Los iones cloruro de la muestra son precipitados en forma de AgCl , titulando con una solución valorada de nitrato de plata. El punto final de la titulación termina cuando ya no existen iones cloruro libres, y los iones plata de la solución titulante reaccionan con el ion cromato formando un precipitado de color rojizo. El resultado se reportó como mg de Cl^-/L .
- (e) Nitratos: El método espectrofotométrico ultravioleta fue el utilizado para la determinación de nitratos. La medida de la absorción UV a 220 nm, hace posible la determinación rápida de NO_3^- . Debido a que la materia orgánica disuelta puede absorber también a 220 nm y no lo hace a 275 nm, se utilizó una segunda medida a 275 nm para corregir el valor de NO_3^- . El resultado fue reportados como mg de NO_3^-/L .
- (f) Na y K: El examen de Na y K se realizó mediante el método espectrofotométrico de absorción atómica. El equipo utilizado consistió de una fuente de luz que emite el espectro de línea de un elemento (lámpara de cátodo hueco para cada uno de los elementos a cuantificar) y una flama para atomizar la muestra, un monocromador para aislar la línea de resonancia a una longitud de onda determinada y un detector fotoeléctrico con equipo de amplificación y medición electrónica. Este método se basa en la medición de cantidad de luz monocromática absorbida por el elemento atomizado a determinarse en una flama, por medio de un detector, siendo dicha energía absorbida proporcional a la concentración del elemento. Estos parámetros se expresan en mg/L.

5. Metales

La determinación de metales a nivel traza se llevó a cabo por medio de un método de Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado inductivamente (ICP-MS). Estas determinaciones se realizaron en Activation Laboratorios Ltd. (ACTLABS) en Ontario, Canadá.

Este método de análisis se basa en dos principios fundamentales: (a) ionización, en donde por la temperatura alcanzada por el plasma (argón parcialmente ionizado sobre una antorcha de cuarzo, llegando a 6000 – 10000K) se logra la extracción de un electrón de la capa exterior del átomo, produciéndose un ion con carga positiva más un electrón y (b) detección, en el Espectrómetro de Masas los iones positivos son separados por un filtro de masas (diferencias de la trayectoria de los iones en función de su relación masa/carga), produciéndose una señal eléctrica, que es proporcional a la cantidad de iones que salen del filtro de masas. Los límites de detección logrados con este equipo son muy bajos (del orden de $\mu\text{g/L}$).

6. DBO5 y Bacteriología

La DBO5 fue analizada en el Laboratorio de Servicios Profesionales de la Facultad de Ciencias Químicas de la U.A.N.L. por el método de la DBO5 (5210 A-B) del Standard Methods (1998). El resultado se expresa como mg de DBO/100 ml. La determinación bacteriológica de mesofílicos aerobios, coliformes totales y coliformes fecales se llevó a cabo en el laboratorio de Análisis Clínicos e Industriales S.A. ubicado en la ciudad de Linares, N.L., utilizando la cuenta en placa estándar. Los tres parámetros bacteriológicos se reportan como UFC/100 ml.

II ASPECTOS GENERALES

II.1 Localización y Vías de Acceso

El área de estudio se localiza en el noreste de la República Mexicana, específicamente en la porción Sureste del estado de Nuevo León, en el municipio de Linares. El área queda comprendida entre las coordenadas UTM 450000 a 455500 este y 2744000 a 2748000 norte, abarca una superficie aproximada de 22 km². El sitio del relleno sanitario se localiza en la intersección de las coordenadas 452300 y 2745700, con una superficie de 20 000 m².

La región está comunicada a través de la carretera federal 85 que comunica las ciudades de Monterrey y Ciudad Victoria. Para llegar al sitio de estudio se toma la carretera estatal 112, que parte de la ciudad de Linares y comunica con Lucio Blanco. El sitio en estudio se encuentra a 2 Km al NE de esta vía (Figura 2.1).

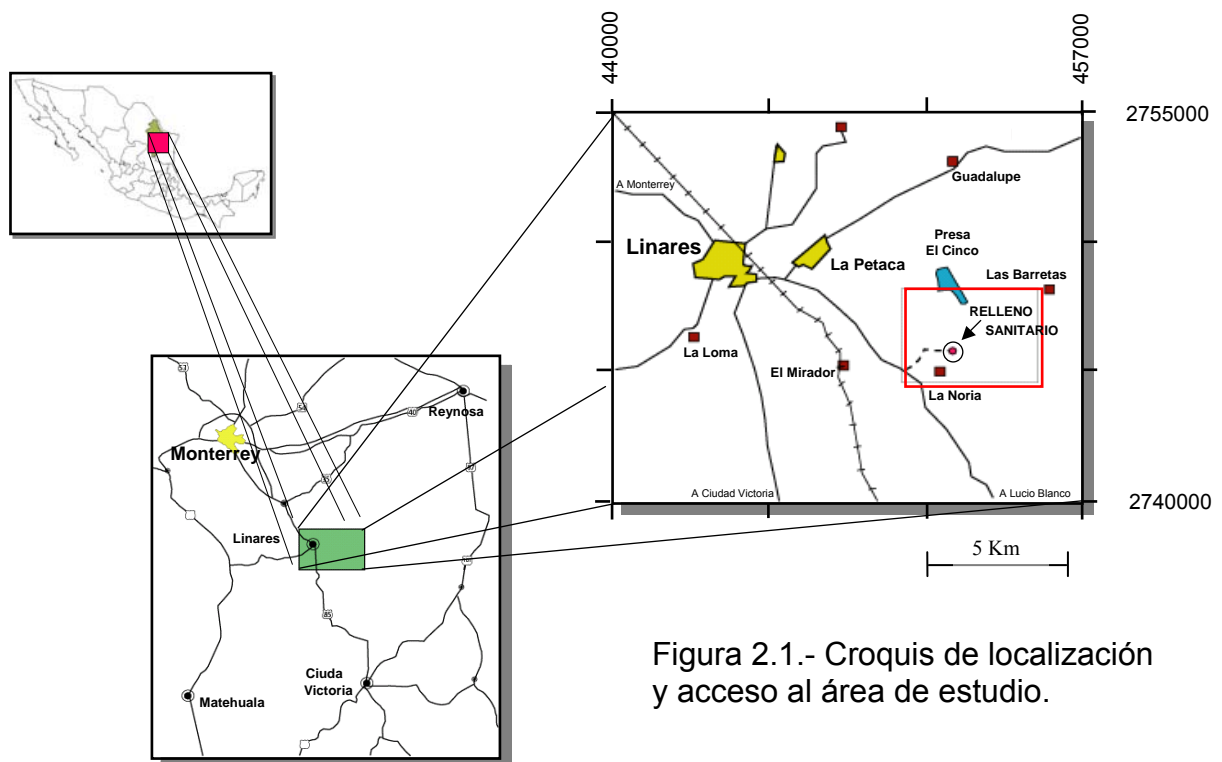


Figura 2.1.- Croquis de localización y acceso al área de estudio.

II.2 Fisiografía y Geomorfología

La Planicie Costera del Golfo Norte presenta como relieve una superficie ondulada formada por lomas, lomeríos y valles amplios, en la que se alternan elevaciones pequeñas de rocas mesozoicas con planicies aluviales y de piedmonte buzando en general hacia el Sureste. Las alturas de la planicie varían de menos de los 1000 m.s.n.m., en la base de las montañas del frente Este de la Sierra Madre Oriental, a los 200 m.s.n.m. hacia la margen del Río Bravo (Lugo-Hubp, 1990). La morfología en el área de estudio está caracterizada por alturas que van desde 380 m.s.n.m. en las lomas, hasta 280 m.s.n.m. en los valles. Las lomas presentes en esta área tienen una orientación general Este - Oeste.

II.3 Clima y Vegetación

El clima de la región se denomina templado semicálido subhúmedo (Woerner, 1991), donde la precipitación fluvial es escasa la mayor parte del año, con régimen de mayor intensidad en el verano, oscilando entre 400 y 1,850 mm/año. La precipitación media anual varía de 500 a 800 mm (Figura 2.2, CNA, 2004), distribuyéndose ésta en dos períodos de lluvias (marzo-junio y septiembre-octubre). La mayor precipitación se presenta en el mes de septiembre, de 160 a 170 mm, mientras que la menor precipitación se presenta en el mes de marzo, de 10 a 15 mm. (Figura 2.3 y 2.4, CNA, 2004).

Las sequías más notables se presentan, en general, durante julio y agosto, en el período llamado canícula. La combinación de una baja en las precipitaciones y un incremento gradual en la evaporación total dominan este comportamiento (Návar et al., 1993).

La temperatura promedio anual es de 22°C, teniéndose las temperaturas más bajas en los meses de diciembre, enero y febrero con temperaturas promedio de 14 - 15 °C (-12 °C en 1989) ; y las temperaturas más altas en los meses de julio y agosto con valores promedio de 28 - 29 °C, hasta máximos de 38 °C (CNA, 2004).

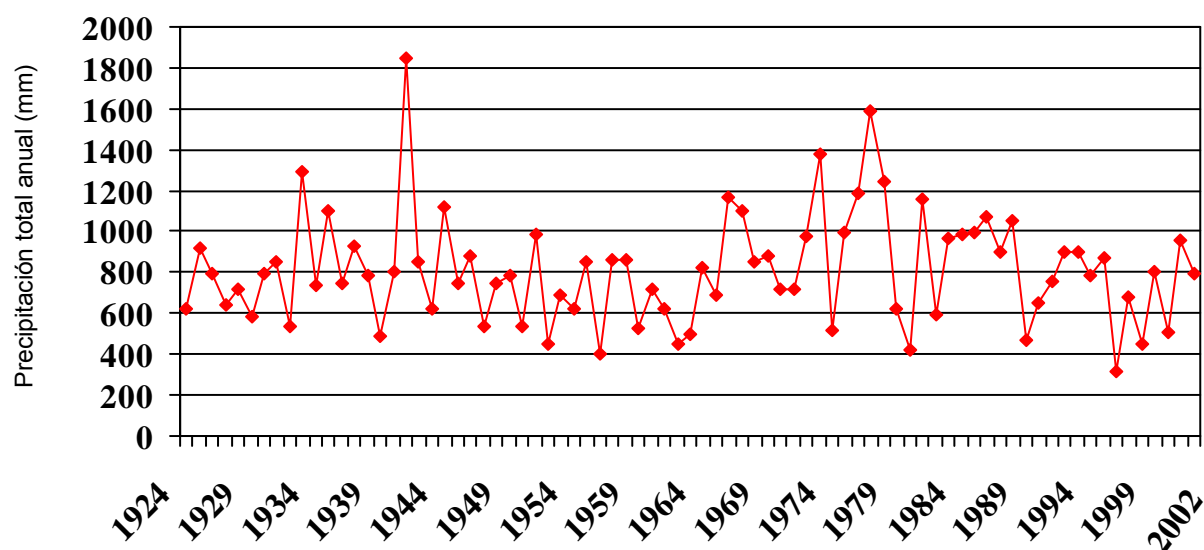


Figura 2.2.- Diagrama de Precipitación Total Anual (modificado y actualizado por De la Garza – González, 2000). Fuente original CNA (2004), Estación Linares.

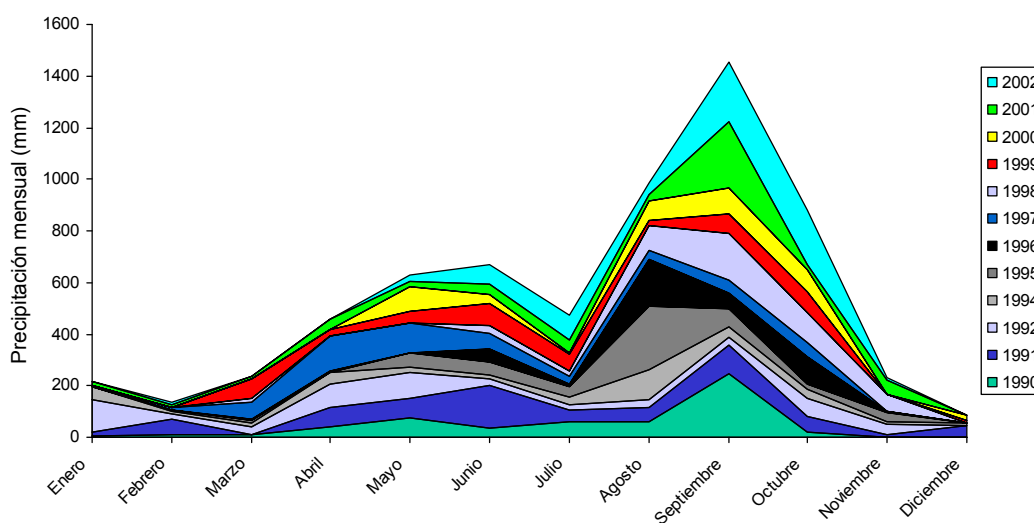


Figura 2.3.- Precipitación mensual de 1990 a 2002 Estación Purísima de Conchos (San Cristóbal) Linares N.L. (Datos procesados de CNA, 2004).

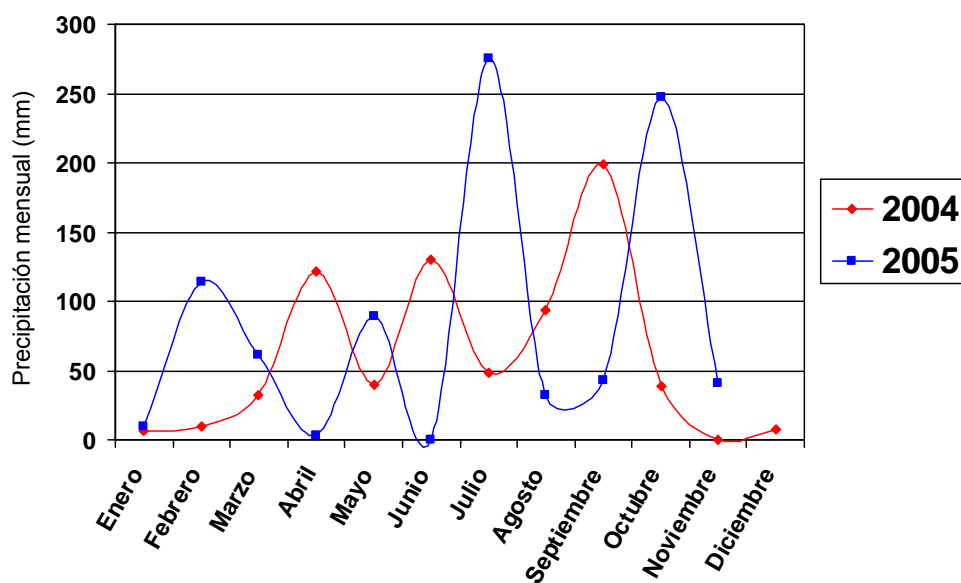


Figura 2.4.- Precipitación mensual de Enero 2004 a Diciembre 2005. Estación Purísima de Conchos (San Cristóbal) Linares N.L. (CNA, 2006).

La evaporación potencial anual es de 1 180 mm/año, produciéndose un déficit hídrico de aproximadamente 370 mm/año (Woerner, 1991).

La vegetación predominante es de matorrales altos espinosos como Acacia rigidula y Acacia berlandieri y matorral mediano subinerme como Cordia boissieri, y Pithecellobium pallens (Woerner, 1991; González – Elizondo, 1996).

III GEOLOGÍA

El área estudiada se localiza en los límites con la SMO en la Planicie Costera del Golfo (PCG). La SMO esta constituida por rocas de edad jurásica - cretácica que se depositaron en facies de mar abierto y de aguas profundas, las cuales fueron afectadas por esfuerzos compresivos que originaron la Sierra Madre Oriental. Las estructuras formadas presentan una orientación general de sus ejes principales NW-SE. La gran parte de la PCG está cubierta por terrazas fluviales que se originaron en la Sierra Madre Oriental y Sierra de San Carlos al erosionarse las rocas consolidadas durante el Cuaternario. Estas terrazas están compuestas por gravas, arenas, limos y arcillas. (Ruiz y Werner, 1997). Ruiz (1990) describió y clasificó estas terrazas distinguiendo cinco niveles diferentes que van desde la terraza más antigua (T5) hasta la terraza de inundaciones recientes (T1). Estos sedimentos aluviales fueron depositados predominantemente sobre las lutitas de la Formación Méndez (Cretácico Superior), la cual tiene un espesor de más de 2000 m. (Ruiz y Werner, 1997). Las rocas clásticas de la Formación Méndez forman lomeríos de baja pendiente con cañadas poco profundas, sus características topográficas están controladas por los sistemas de fracturas originadas a la par de la formación de las estructuras plegadas de la región. Las lutitas de la Formación Méndez, mineralógicamente están constituidas por cuarzo, calcita, illita y feldespató sódico (Lizárraga-Mendiola, 2003; De León-Gómez, 1993; De la Garza-González, 2000).

La cubierta superficial más reciente en el área está compuesta por suelos desarrollados sobre fragmentos de lutita arcillosa o depósitos de material aluvial predominando en la zona del valle los vertisoles que tiene más de 30% de arcilla compuesta principalmente de minerales expandibles de tipo esmectita (Woerner, 1991). Los suelos localizados en las laderas y lomeríos tienen una textura limo-arenosa, clasificados como rendzinas con un cementante calichoso (INEGI, 1996; Manzano-Camarillo, 1997; Lizárraga-Mendiola, 2003).

III.1 Estratigrafía

En la zona estudiada se identificaron dos tipos de unidades geológicas que incluyen: a) Rocas lutitas y areniscas de la Formación Méndez del Cretácico superior y b) suelos cuaternarios constituidos por materiales no consolidados: conglomerado de caliza, suelo y aluvión (Lizarraga-Mendiola et al., 2003; Montalvo et al., 2005; Anexo 2).

Formación Méndez

La Formación Méndez se distribuye a manera de franjas o bandas en la parte baja de las laderas de las lomas existentes, algunos cerros aislados y en el cauce de algunos arroyos como el de La Castaña (Anexo 2).

El espesor de esta unidad en la región ha sido estimado en más de 45 m (López – Ramos, 1982; Montalvo et al., 2005). Litológicamente consiste de una secuencia de lutitas y areniscas de grano fino en proporciones 90/10 respectivamente. Dicha secuencia se encuentra fuertemente fracturada e intemperizada de tal manera que una de sus características es el ser muy deleznable. En roca sana el color de las lutitas es gris pardo con algunos tonos a verde-olivo, mientras que al intemperismo es de color amarillo ocre a café claro. En la mayor parte de los afloramientos las lutitas presentan una estructura masiva con algunas superficies que suelen confundirse entre la estratificación y la foliación. Estas lutitas presentan una textura muy fina, que efervece al ácido a manera de una lutita calcárea o marga (Figura 3.1).

Los horizontes de areniscas finas son escasos, sus espesores varían de 3 a 20 cm, estos se encuentran localizados en algunas porciones de la ladera Norte de la Loma la Rinconada y otros a lo largo del arroyo La Castaña (Figura 3.2).

W

E

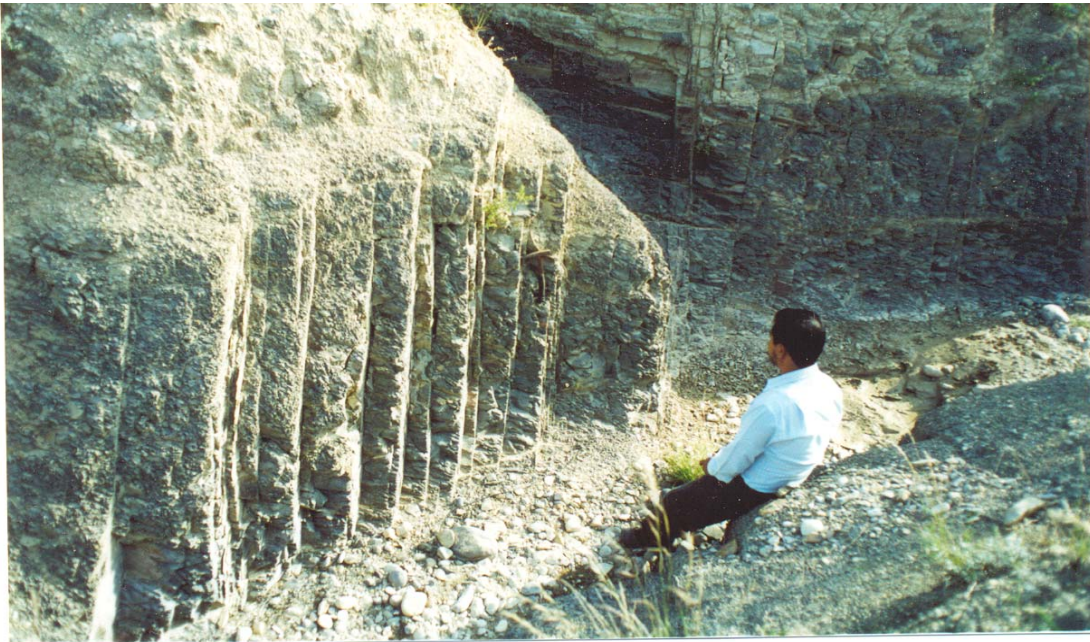


Figura 3.1 Afloramiento de lutitas de la Formación Méndez, las cuales están muy fracturadas. Sobre estas se encuentra construido el Relleno Sanitario. Coordenadas 452100 E y 2745550 N.

NE

SW



Figura 3.2 Areniscas de grano fino de la Formación Méndez sobre la loma La Rinconada. Coordenadas 452500 E y 2745025 N.

Estas rocas se encuentran cubiertas por depósitos de conglomerado de caliza y coluvión, que enmascaran en gran medida la proyección o continuidad de posibles estructuras. El sitio actual del relleno sanitario se encuentra instalado sobre estas rocas.

Las fracturas tienen una densidad de 2 a 15 por metro. Superficialmente se les observa abiertas de 1 mm a 2 cm, aunque a unos dos o tres metros, como se vio en algunos cauces de arroyos, se observan parcialmente selladas (Figura 3.1). Vetas de calcita de espesores de hasta 3 mm, se encuentran rellenando las fracturas. Estas son fallas de tipo “push fault” debido a los planos de falla observados (cizalla).

En estas rocas fueron identificados también horizontes de calcita, como relleno de falla, que coinciden con los planos de estratificación, sus espesores varían de 5 a 35 cm (Figura 3.3).



Figura 3.3 Horizonte de calcita en la Formación Méndez. Nótese los planos de falla (→). Coordenadas 453200 E y 2746025 N.

Terrazas

Ruiz (1990) elaboró una carta geomorfológica donde muestra y delimita las terrazas fluviales de una amplia parte del Municipio de Linares. En esa carta se han propuesto los distintos niveles como T1, T2, T3, T4 y T5, de las cuales solo se identificó la terraza T3 en el área de estudio. Esta se encuentra formada por depósitos de conglomerado que coronan las partes más elevadas de las lomas existentes. Forman franjas más o menos regulares con una dirección preferencial casi E-W (Anexo 2). Es un material poco consolidado color crema con tonos rojizos, estructura masiva y mal clasificado. Se encuentra constituido por fragmentos de caliza, pedernal y calcita, de forma subredondada a redondada, en tamaños que varían de 2 mm a 40 cm, los cuales se encuentran incluidos en una matriz arenolimsa. Es común encontrar algunas capas de caliche de hasta 40 cm que los cubren de manera local (Figura 3.4).



Figura 3.4 Terraza (T3) sobre la loma La Ocotillosa. Coordenadas 451375 E y 2745775 N

El espesor del conglomerado se estima como máximo en 3 m, lo cual coincide con el valor de 2 a 5 m. reportado en la literatura (Galván-Mancilla, 1996; De la Garza-González, 2000).

Suelos

La mayor parte del área estudiada se encuentra cubierta por depósitos de suelo transportado por acción del agua y el viento. Consiste de un material arcillo-limoso de color café a negro con algunas intercalaciones de horizontes de conglomerado de entre 10 a 50 cm de espesor. Estos horizontes de conglomerado forman pequeños rellenos de paleocanal cuya continuidad raramente rebasa los 5 m. Este depósito de material cubre de manera discordante a las lutitas y a la terraza (T3), su espesor máximo observado varía de 2 a 3 m (Figura 3.5).

SW

NE



Figura 3.5 Capa de suelos que cubren las lutitas de la Formación Méndez. Coordenadas 453975 E y 2745750

Depósitos de Aluvión

El depósito más reciente de tipo aluvial se localiza en la porción suroccidental del relleno sanitario, forma una franja orientada NW-SE, paralela al arroyo principal (Anexo 2).

Consiste de fragmentos de caliza, pedernal, lutitas y calcita en tamaños de mm a 25 cm, de forma redondada y mal clasificado. Su espesor varía de 1 a 2.5 m (Figura 3.6).



Figura 3.6 Depósitos de material aluvial en el área de estudio.
Coordenadas 451800 E y 2745500 N

III.2 Geología Estructural

En la zona estudiada no se encontraron fallas o fracturas de grandes dimensiones, que pudieran influir en el relleno en operación. Por el contrario, estas estructuras son de escala métrica.

Para entender el comportamiento de estas estructuras y su relación con el flujo subterráneo del la zona se realizó un inventario tectónico de discontinuidades. Para ello se consideraron tres estaciones estructurales en los alrededores del relleno sanitario, las cuales se ubicaron en las zonas donde existían afloramientos. En ellas se realizaron 146, 230 y 278 mediciones (Anexo 2). De los datos obtenidos se resume lo siguiente:

Los planos de estratificación ($n=17$) presentan una orientación predominante $250^{\circ}/39^{\circ}$ y $100^{\circ}/15^{\circ}$, formando un eje β de proyección espacial $167^{\circ}/6^{\circ}$ (Figura 3.7).

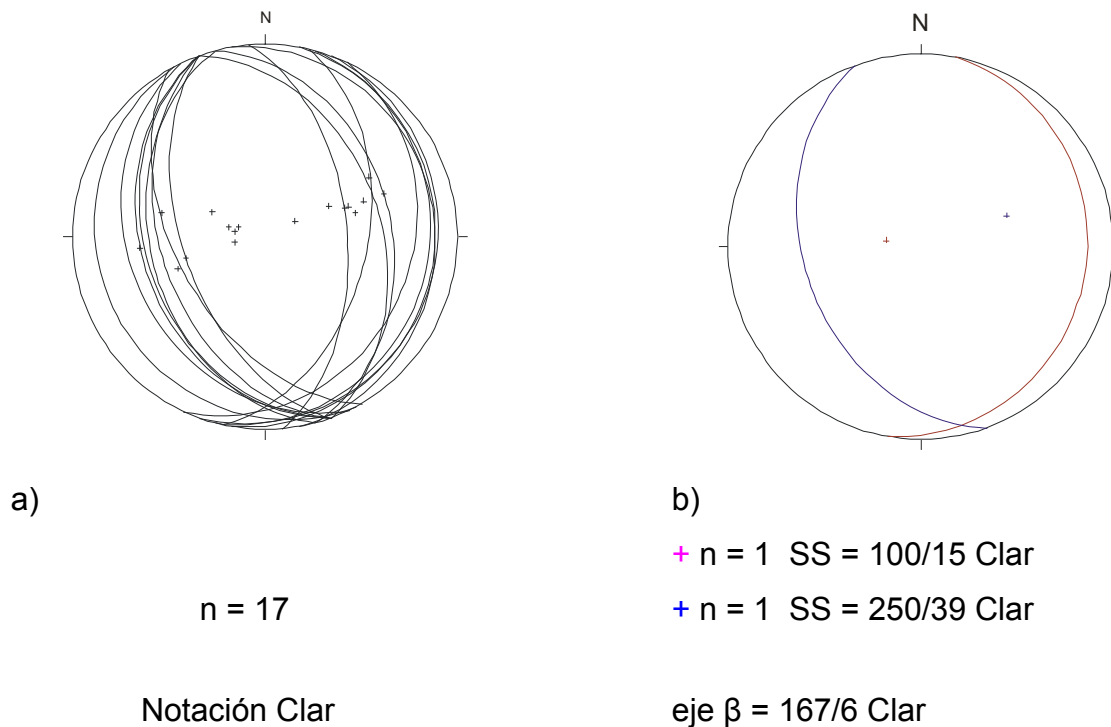


Figura 3.7 Diagramas de Schmidt. a) Planos de estratificación. b) Eje β , calculado a partir del promedio de los planos de estratificación

III.3 Resultados

El aspecto masivo, la falta de datos estructurales y la abundante cantidad de lápices estructurales condicionan la reconstrucción de estructuras plegadas de grandes dimensiones. Considerando algunos planos de estratificación en capas de arenisca y lutitas, así como los horizontes de calcita como relleno de falla, se identificaron seis estructuras plegadas. Estas estructuras tienen una continuidad muy limitada puesto que se encuentran cubiertas por depósitos de conglomerado o coluvión. Una de ellas se localiza muy cerca del relleno sanitario, otras tres a unos 500 m al oriente de éste y las restantes sobre el arroyo La Castaña y la Loma La Luz. La dirección preferencial de los ejes de estas estructuras es NW20°SE, su forma es de pliegues abiertos de poco diámetro de curvatura (Anexo 2).

La foliación se presenta casi paralela a la estratificación con una orientación 115°/20°, formando abundantes estructuras en forma de “lápices”, lo cual dificulta la observación de la estratificación. En algunos sitios el intenso intemperismo de la roca contribuye a esa problemática.

La importancia del estudio estructural radica en que el macizo rocoso, sobre el cual se ubica el Relleno Sanitario, se encuentra altamente fracturado. Este sistema podría representar una vía de transporte de especies inorgánicas u orgánicas que pudieran generar plumas de contaminación.

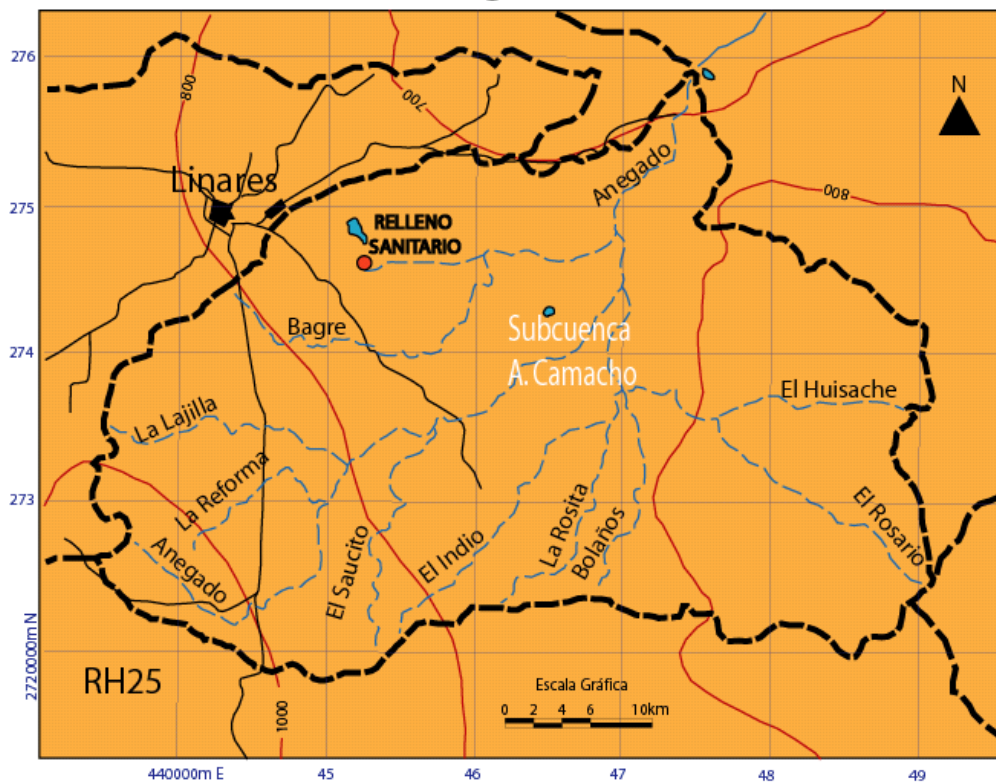
Se determinaron dos grupos de familias de fracturamiento, ac: con una orientación 147°/89°; y bc: con una orientación 67°/72°. Las fracturas ac son las más abundantes y al relacionarse su orientación con la dirección del flujo preferencial del agua subterránea, se observa claramente que son estas las que lo controlan (Anexos 2 y 3).

IV HIDROGEOLOGÍA

IV.1 Hidrología

La zona se ubica en la subcuenca del arroyo Camacho, localizada a su vez dentro de la Cuenca del Río San Fernando, en la Región Hidrológica RH-25 (San Fernando-Soto La Marina), abarcando una superficie de 1529 km² (CETENAL,1983). Su principal colector es el arroyo El Anegado, en el cual confluyen otros arroyos pequeños como El Huizache, El Rosario, Bolaños, La Rosita, El Indio, El Saucito, La Reforma, La Lajilla, y El Bagre (Figura 4.1).

Características hidrológicas del área de estudio



Explicación

- | | | | |
|--|-----------------------|--|--|
| | Límite de subcuenca | | Isoyeta media anual (en milímetros) |
| | Corriente superficial | | Isoyeta media anual de precipitación (en milímetros) |

Carta de aguas superficiales G14-11

Figura 4.1. Subcuenca Arroyo Camacho. Modificado de CETENAL, 1983.

En el anexo 1 se muestra que el drenaje es de tipo dendrítico espaciado y en el se reconoce como principal flujo superficial el arroyo La Castaña. En este confluye un conjunto de pequeños tributarios, así como también el arroyo El Jabalí que es el principal colector de la Presa El Cinco y el Arroyo El Jardín.

IV.2 Sistema Hidrogeológico

El área de estudio se localiza en una zona de lomeríos que conforman un valle que funciona como zona de flujo intermedio (Tóth, 1999) y que tiene su zona de recarga en la Sierra Madre Oriental local (Figura 4.1). La dirección del flujo subterráneo está controlada por los accidentes topográficos, los cuales tienen una dirección preferencial que va del SW al NE, el desnivel topográfico formado en la zona define el gradiente hidráulico en la misma dirección.

IV.3 Unidades Hidrogeológicas

De acuerdo con los resultados obtenidos del estudio geológico y la medición del nivel freático se determinó que la principal unidad acuífera es una de grietas. Las rocas fracturadas de la Formación Méndez presentan las condiciones ideales para desarrollar el medio acuífero que funciona en la zona (Figura 4.2). En los conglomerados (que funcionan como acuífero de poros) no se identificaron evidencias del desarrollo de este medio acuífero, puesto que el nivel de las aguas subterráneas en general está a una profundidad superior a los 12 m.

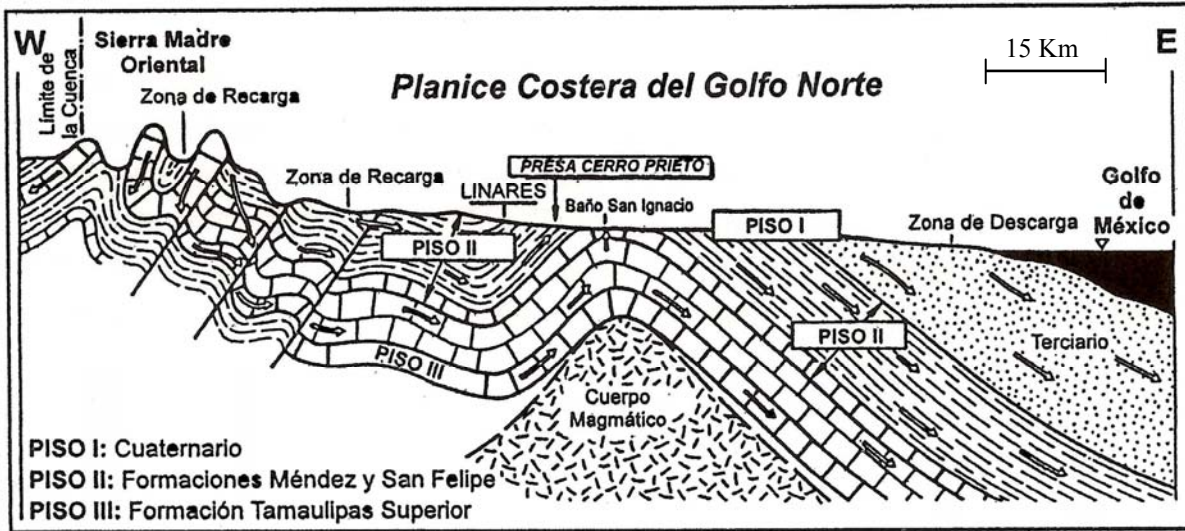


Figura 4.2 Perfil hidrogeológico de la región de Linares. (Werner, 1991) en De León – Gómez, (1993).

IV.4 Piezometría

Para conocer las características de aprovechamientos hidráulicos de agua subterránea y obtener información piezométrica se realizó un censo de pozos (papalotes) en la zona. De este censo se localizaron y ubicaron ocho pozos para monitoreo y observación.

Debido a que los pozos no cuentan con cortes litológicos, se desconoce el espesor de los materiales y las características del subsuelo. Sin embargo, de acuerdo con los estudios geológicos superficiales y el nivel freático de la zona se estima que el acuífero está constituido por rocas muy fracturadas de la Formación Méndez y localizado por debajo de los depósitos de suelo, entre 10 y 20 m (Anexo 4).

Conocer la evolución del nivel de agua subterránea es una información importante en todo estudio hidrogeológico. Por medio de esta información, es posible conocer las direcciones del flujo del agua subterránea y la posible localización de nuevas fuentes de suministro de agua. Las variaciones del almacenamiento de agua subterránea reflejan cuantitativamente la relación entre carga y descarga del acuífero.

Con los datos piezométricos obtenidos en el censo de los aprovechamientos hidrológicos, fueron configurados niveles estáticos. Con base a esta información se realizó la configuración del nivel del agua subterránea para los meses de Noviembre de 2003 a Junio de 2005 (Anexo 3a al 3h).

IV.5 Resultados

La dirección de flujo del agua subterránea sigue la topografía superficial. Se observa que el espejo de agua fluctúa entre 0.37 y 45.10 m de profundidad, que corresponde a los niveles piezométricos de 335,2 y 324.9 m.s.n.m., esto en los pozos 7 y 8 respectivamente. Cabe señalar que en todos los pozos el nivel freático se encuentra a una profundidad superior a los 12 m, excepto para el pozo P3 y P7. El nivel piezométrico varía entre 292.0 m.s.n.m. para el pozo 2 y 335.2 m.s.n.m. para el pozo 7 (Tabla 4.1 y Figura 4.3).

Todos los pozos presentaron un nivel freático máximo en el mes de octubre de 2004, excepto el pozo P1 (que tuvo su máximo nivel freático en el mes de noviembre de 2004). Este período representa el estado del acuífero períodos de máximas precipitaciones. Así mismo, los niveles mínimos en el nivel freático, se encontraron en el año 2005 en el mes de Junio para todos los pozos. En el mes de Agosto 2004 también representa un mínimo en el nivel freático. Estos valores mínimos representan el estado del acuífero durante períodos de estiaje (Capítulo II, Figura 2.4 y Figura 4.3).

Tabla 4.1 Inventario del nivel freático para los pozos monitoreados de los meses de Noviembre de 2003 a Junio de 2005.

Pozo	Profundidad (m)	Coordenada E	Coordenada N	Altura del brocal (m.s.n.m.)	Nivel Freático (m.s.n.m.)	
					2003-Nov-30	2004-Mar-27
P1	50	453739	2745594	311.8	298.9	295.6
P2	43	454470	2746746	308.6	296.4	293.2
P3	45	453301	2747215	299.9	298.7	296.9
P4	50	452132	2745664	340.0	326.1	324.0
P5	50	450957	2745362	347.4	328.4	324.2
P6	*---	450592	2745885	328.5	313.2	310.3
P7	*---	451660	2744335	335.6	**---	**---
P8	*---	449652	2745338	370.0	**---	**---

Pozo	Nivel Freático (m.s.n.m.)					
	2004-May-01	2004-Jun-05	2004-Jul-03	2004-Ago-14	2004-Oct-02	2004-Nov-06
P1	295.2	294.8	294.3	294.2	296.4	296.6
P2	292.8	292.3	292.4	292.0	295.4	293.7
P3	296.8	296.0	296.2	295.6	297.6	297.6
P4	324.1	323.9	323.8	323.9	329.9	324.9
P5	318.7	319.5	321.2	322.8	325.0	324.8
P6	308.6	308.8	308.3	303.7	309.8	309.5
P7	**---	**---	334.6	334.6	335.2	334.8
P8	**---	**---	327.9	324.9	330.0	328.1

Pozo	Nivel Freático (m.s.n.m.)					
	2004-Dic-04	2005-Ene-07	2005-Feb-13	2005-Abr-01	2005-May-14	2005-Jun-27
P1	296.1	295.4	295.0	294.2	294.2	294.1
P2	292.8	292.4	292.3	292.4	292.1	291.7
P3	297.1	296.8	296.8	296.6	296.2	295.8
P4	324.2	323.6	323.4	323.7	322.9	322.2
P5	324.2	318.2	317.6	316.6	315.2	313.1
P6	308.6	307.8	307.7	307.5	306.9	306.2
P7	334.6	334.5	334.5	334.7	334.5	334.2
P8	329.3	328.1	326.5	326.2	326.0	325.6

*Se desconoce la profundidad. ** No se determinó el nivel freático para este pozo en esta fecha.

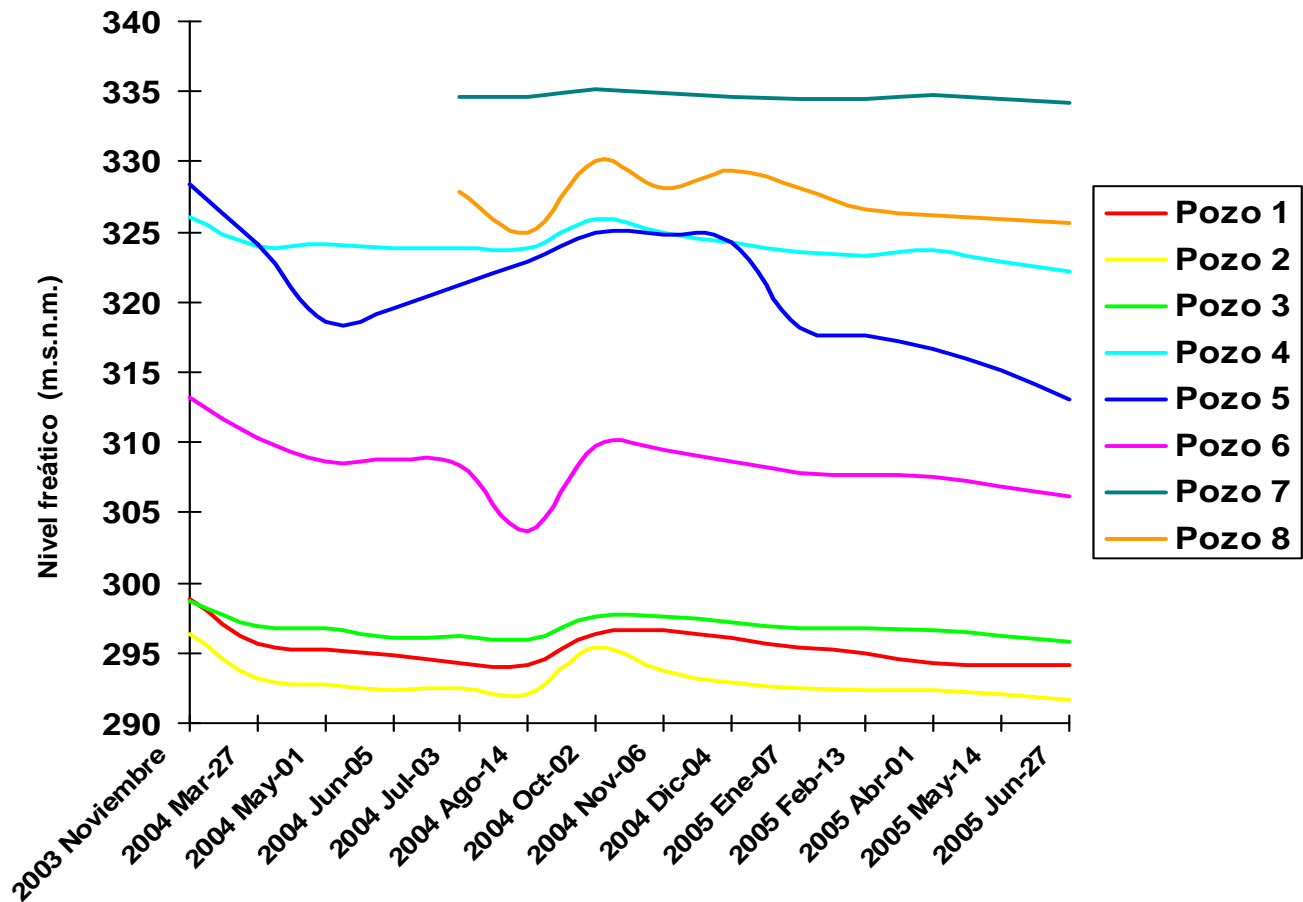


Figura 4.3 Comportamiento del nivel freático de los pozos monitoreados en el área de estudio en el período de Noviembre de 2003 a Junio de 2005.

Por otra parte, la equidistancia del espaciamiento de las isolíneas muestra que el flujo subterráneo es constante con una dirección principal N60°E hacia el pozo No.2 (P2), con flujos o descargas laterales hacia la Presa El Cinco y la Loma La Rinconada (Anexo 3).

De acuerdo con el análisis de fracturas, se observa que el flujo subterráneo coincide con el principal sistema determinado a partir del inventario tectónico. (Anexos 2 y 3).

V HIDROGEOQUÍMICA

La hidrogeoquímica del agua subterránea refleja la fuente del agua, la litología del acuífero, y las condiciones químicas locales tales como temperatura, presión y potencial de óxido-reducción. La importancia de cada uno de estos factores se describe a continuación (Henderson, 1982).

La fuente del agua subterránea puede ser: (a) magmática, (b) meteórica (ej. agua superficial y de precipitación), (c) connata (ej. agua atrapada en los poros de un sedimento al momento de la depositación) y (d) oceánica. La litología del acuífero, entendida como el tipo de roca y los minerales presentes, es un factor de gran variabilidad y que se refleja generando aguas subterráneas de composición química muy distinta (White et al., 1963).

En relación a factores como la temperatura, la presión y el potencial de óxido-reducción, es difícil describir un comportamiento general de la química del agua subterránea. Por ejemplo, la cantidad de SiO_2 disuelto puede incrementarse por efecto de la presión, cuando los granos de un sedimento se encuentran en contacto y bajo presión. Los granos situados en los puntos de tensión serán más fácilmente disueltos en cualquier agua intersticial, que en condiciones de ausencia de presión. Por otra parte, la cantidad de SiO_2 disuelto aumenta con la temperatura, fenómeno que se ha aprovechado como geotermómetro (Henderson, 1982).

El comportamiento del agua subterránea es sumamente complejo. Sin embargo, en la literatura se han reportado modelos que ayudan a entender estos fenómenos. De esta forma, Tóth (1999) señaló al agua subterránea como un importante agente geológico, cuyo comportamiento se puede explicar en base a: (a) su capacidad para interactuar con el medio litológico y (b) la distribución espacial del flujo.

Los fenómenos de interacción del agua subterránea con el medio ambiente se pueden estudiar desde tres diferentes puntos de vista (Tóth, 1999): (a) químico, (b) físico y (c) cinético. Entre los procesos químicos más importantes que ocurren se pueden mencionar la disolución, hidratación, hidrólisis, oxidación-reducción, ataque químico, precipitación, intercambio iónico, reducción de sulfatos, concentración, ultrafiltración y ósmosis. Los procesos físicos incluyen la lubricación y la modificación de presión de poro. El estudio cinético del agua subterránea incluye el análisis del transporte de agua, de materia acuosa y no acuosa, así como la transferencia de calor.

V.1 Química de elementos mayores

El agua es un solvente capaz de disolver la mayoría de los sólidos en cierto grado. De la mayoría de los solutos encontrados en el agua subterránea solamente unos pocos se encuentran presentes en concentraciones mayores a 1 mg/L bajo condiciones naturales típicas. Estos son llamados elementos mayores, y están constituidos por los cationes calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), sodio (Na^+), y potasio (K^+); y los aniones bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}), sulfato (SO_4^{2-}), cloruro (Cl^-) y nitrato (NO_3^-). Un importante constituyente no iónico es el sílice (SiO_2), el cual se encuentra en la forma H_4SiO_4 (Deutsch, 1997).

White et al., (1963) llevaron a cabo una extensa compilación de análisis de agua subterránea presente en una amplia variedad de rocas almacenadoras. Los materiales incluyeron rocas ígneas (granitos y basaltos), rocas sedimentarias (areniscas, lutitas, calizas, dolomías), metamórficas y material no consolidado, como arenas y gravas. Los autores encontraron, en la mayor parte de los casos, como anión dominante al ion bicarbonato y al ion calcio como dominante en diversos tipos de muestras (calizas, dolomías, cuarcita y arena/grava). Adicionalmente, este ion se presenta en altas concentraciones en muestras dominadas por otros cationes tales como el sodio (rocas ígneas, areniscas, lutitas)

y el magnesio (gabro y basalto). A partir de esta base de datos, los autores concluyeron que el proceso principal de adición de cationes y aniones en el agua subterránea es el intemperismo de los silicatos y minerales carbonatados predominantes en las rocas almacén del agua subterránea, es decir los acuíferos.

Debido a que la mayoría de los solutos en el agua subterránea son especies cargadas positiva o negativamente, el agua subterránea debe ser una solución eléctricamente balanceada. La siguiente ecuación es utilizada para determinar el balance de cargas

$$\text{Balance} = \frac{\sum(\text{cationes, meq/L}) - \sum(\text{aniones, meq/L})}{\sum(\text{cationes, meq/L}) + \sum(\text{aniones, meq/L})} \times 100\% \quad (1)$$

Un balance positivo significa que existe un exceso de cationes o una cantidad insuficiente de aniones, mientras que un balance negativo corresponde a un exceso de aniones o una deficiencia de cationes. Un balance <5% es considerado como aceptable en un examen de rutina (Deutsch, 1997).

Por otra parte, la concentración de cationes y aniones dominantes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , y SO_4^{2-}) en el agua subterránea es utilizada para clasificarla en varios tipos hidrogeoquímicos. Por ejemplo, si el calcio y el bicarbonato son el catión y el anión dominantes, entonces el agua será de tipo cálcico – bicarbonatada. De forma tradicional la composición de los iones dominantes puede ser representada gráficamente en un diagrama de Piper (1944).

V.2 Química de metales

La química de los metales en los suelos y acuíferos está gobernada por el pH y el potencial redox (Charlatchka y Cambier, 2000 & Altman y Bourg, 1997). Estos parámetros se definen de la siguiente manera:

pH: parámetro que se define como el logaritmo negativo de la concentración de iones hidronio en una solución.

$$\text{pH} = -\log[\text{H}_3\text{O}^+] \quad (2)$$

Potencial de óxido – reducción: parámetro que es un indicador de la capacidad de una solución para reducir las especies presentes. Para la media reacción:



El potencial de óxido - reducción se define como:

$$E_h = E^\circ + \frac{0.059}{n} \log \frac{a_{\text{Fe}^{3+}}}{a_{\text{Fe}^{2+}}} \quad (25^\circ\text{C}) \quad (4)$$

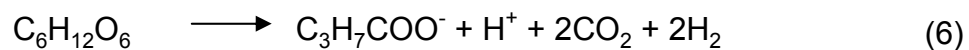
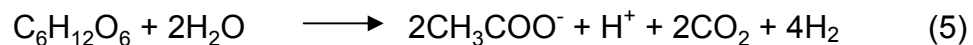
Los factores pH y Eh son modificados por las condiciones de aerobiosis y anaerobiosis por consiguiente, regulan la especiación de los metales. El proceso de especiación se define como las distintas formas químicas en que un elemento puede ocurrir durante su movimiento a través del suelo y acuífero. Estas formas potenciales pueden ser: Soluble, intercambiable, adsorbida, ligada a compuestos orgánicos y como carbonato o sulfuro (Ciba et al., 1999). Entre los procesos principales de modificación de pH y Eh se incluyen (Calmano et al., 1993):

- (1) Adsorción/desorción en diferentes componentes sólidos,
- (2) adsorción/coprecipitación en óxidos de hierro y manganeso,
- (3) formación/descomposición de complejos orgánicos solubles e insolubles,
- (4) disolución de carbonatos, óxidos metálicos e hidróxidos y
- (5) precipitación como sulfuros insolubles bajo fuertes condiciones de reducción y su disolución como sulfatos bajo condiciones óxicas.

Las fracciones de metales solubles en agua, intercambiables y adsorbidos son consideradas las especies más móviles, y fácilmente absorbidas por las plantas, y algunas veces también las fracciones unidas con carbonatos. Las fracciones de metales que se encuentran fuertemente unidas a fases sólidas (óxidos de hierro, óxidos de manganeso, así como sustancias orgánicas y sulfuros) bajo ciertas condiciones pueden ser absorbidas por las plantas, pero su liberación es mucho más lenta. La fracción menos móvil se obtiene con ácidos minerales (Ciba et al., 1999).

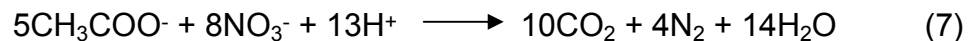
Charlatchka y Cambier (2000) analizaron la influencia de las condiciones reductoras en la solubilidad de metales traza en suelos contaminados. En dicho trabajo resaltan los siguientes puntos:

- (1) Las variaciones en pH influyen la solubilidad de los metales, sin importar si son ocasionadas por disolución reductiva, formación de ácidos orgánicos u otros procesos.
- (2) Los ácidos orgánicos, como el ácido acético y ácido butírico intervienen en la solubilidad de los metales al formar complejos, especialmente con plomo (pH = 6.2):



- (3) La oxidación de los ácidos carboxílicos por la denitrificación puede limitar el efecto de los ácidos orgánicos al consumir protones y sustancias orgánicas.

Oxidación de acetato.



- (4) A pH constante, las condiciones reductoras ($Eh < 0$) incrementan la movilidad de los metales traza, principalmente por disolución de óxido mangánico y óxido férrico.

Reducción de manganeso.



Reducción de hierro.



La resolubilización de los metales pesados es afectada por la presencia de hierro. Por ejemplo, Alttman y Bourg (1997) encontraron que, bajo condiciones anaeróbicas, la concentración de cadmio en solución decrece rápidamente en menos de 24 h a <0,5 % de la concentración inicial. Al cambiar las condiciones a aerobiosis, <1 % del cadmio total inicial se resolubiliza en un período de 96 h. Esto puede explicarse por la formación de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ o FeOOH , que evitan la resolubilización de Cd^{2+} debido a su adsorción en la superficie de los oxihidróxidos de Fe.

Otra condición que se deben tomar en cuenta es la composición mineralógica del medio que constituye el acuífero, así como la antigüedad del relleno sanitario. De acuerdo a Gunnesch (2002), la barrera geológica es precisamente el subsuelo natural del relleno sanitario y debe tener algunas propiedades bien definidas, tal como (1) la permeabilidad y (2) la capacidad de retención. Rocas sedimentarias de tipo areniscas, gravas, conglomerados, calizas, etc., facilitan la circulación de las aguas y consecuentemente favorecen la extensión de los contaminantes. De todos los materiales naturales, las rocas arcillosas presentan la menor permeabilidad además de una gran capacidad de retención. Los criterios de calidad para un suelo impermeable se enlistan en la Tabla 5.1.

Tabla 5.1 Criterios de calidad para un suelo impermeable (Röben, 2002)

Criterio	Valor recomendado
Espesor (m)	0.75 m
Factor de permeabilidad k_f (m/s)	$<10^{-9}$
Resistencia contra sufusión	Necesaria
Contenido de partículas pequeñas (<0.002 mm) (%)	>20
Contenido de arcilla (%)	>10
Tamaño máximo de partículas (mm)	20
Contenido de carbonato de potasio (%)	<15
Contenido de agua (%)	<5
Contenido de materia orgánica (%)	<5

Por otra parte, Calace et al. (2001), reportaron que los lixiviados de un relleno sanitario de más de 10 años de operación contenían principalmente compuestos orgánicos de alto peso molecular con estructuras complejas formadas por núcleos condensados de carbonos substituidos por grupos funcionales conteniendo átomos de nitrógeno, azufre y oxígeno. En un relleno sanitario de cuatro años de operación, los lixiviados contenían compuestos orgánicos de bajo peso molecular con grupos funcionales carboxilo y alcohol. También encontraron que el Cu tiene mayor afinidad por los sitios de absorción del suelo que el Cd, y que esta capacidad de absorción se ve modificada por los lixiviados que fluyen a través del suelo, incrementándose para el Cu en los dos tipos de lixiviados; y para el Cd en el lixiviado del relleno sanitario más viejo. Atribuyendo lo anterior, especialmente a la formación de complejos con la materia orgánica en la cual el Cu forma compuestos estables con sustancias orgánicas de bajo peso y alto peso molecular, mientras el Cd sólo interactúa con compuestos orgánicos de alto peso molecular.

En resumen, la solubilidad de la mayoría de los metales se ve favorecida bajo condiciones de bajo pH (<6) y condiciones reductoras o en situaciones de pH alto (>8), adecuadas para la formación de hidróxidos complejos solubles.

El papel de la microbiota, induciendo cambios en las condiciones de aerobiosis/anaerobiosis, y afectando la movilidad de los metales, se discute brevemente en el punto V.3.

V.3 Bioquímica

Los lixiviados son líquidos que se generan por la liberación del exceso de agua de los residuos sólidos y por la percolación de agua pluvial a través de los estratos de residuos sólidos que se encuentran en las fases de descomposición (Cruz et al., 2001). En los lixiviados de rellenos sanitarios, la degradación de la materia orgánica que constituye la basura crea condiciones de anaerobiosis. La biodegradación es la transformación de compuestos orgánicos mediada por organismos. Las reacciones químicas pueden causar pequeños cambios estructurales en compuestos orgánicos, pero la biodegradación es el único proceso de transformación capaz de mineralizar completamente los compuestos orgánicos (Alexander, 1981).

De acuerdo a Röben (2002), el proceso de degradación orgánica que experimentan los desechos está constituido por cuatro fases:

- (1) Oxidación
- (2) Fermentación ácida anaeróbica
- (3) Fermentación anaeróbica desequilibrada con producción de metano
- (4) Fermentación anaeróbica equilibrada con producción de metano

Durante la primera fase se consume el oxígeno contenido en los desechos, y comienza la putrefacción. Cuando se cubren los desechos con otros desechos y con tierra, los polímeros orgánicos tales como la celulosa y proteínas se hidrolizan en monómeros. En la segunda fase, los monómeros se degradan a H_2 , CO_2 , CH_3COOH y ácidos grasos. En las siguientes fases, las bacterias metanogénicas y homoacetogénicas consumen el H_2 generando CH_4 , CO_2 y H_2O (Figura 5.1).

Las características de los lixiviados varían incluso dentro de un mismo relleno sanitario dado que pueden coexistir etapas aerobias de los frentes de trabajo de los rellenos, con las fases acidogénicas y con las metanogénicas que siguen a la fase ácida (Méndez et al., 2005).

El contenido de agua es muy importante, ya que es necesaria para la actividad microbiana, transporte de sustancias hacia dentro y fuera del relleno, además de que incrementa el volumen de lixiviado. Esta proviene principalmente del flujo que se infiltra después de la precipitación y de la humedad de la basura.

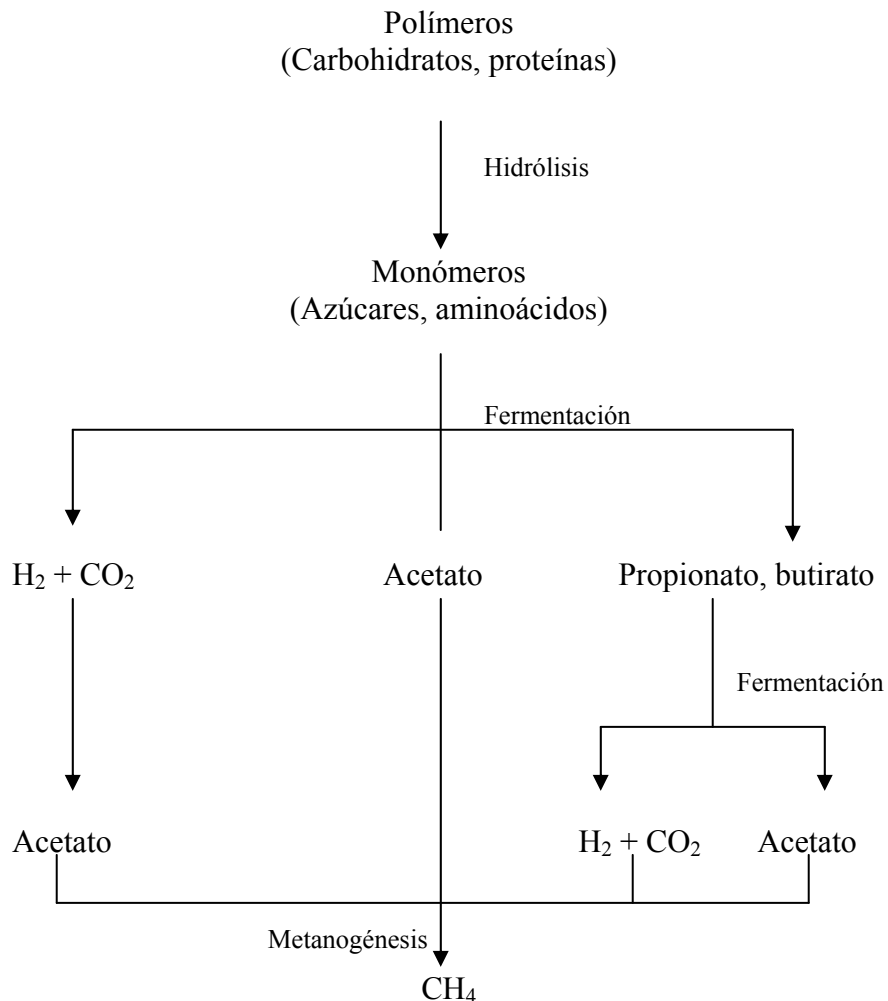


Figura 5.1 Proceso general de la descomposición de la materia orgánica. Modificado de Brock y Madigan (1991).

Los metales pesados a menudo se encuentran presentes en estos lixiviados y, bajo las condiciones reductoras provocadas por los microorganismos, inducen la formación de sulfuros metálicos insolubles. De cambiar las condiciones reductoras a oxidantes, los cationes metálicos se podrían resolubilizar. De aquí que cuando se estudia el impacto de los rellenos sanitarios en la calidad del agua subterránea, es importante preguntarse por el destino de los metales bajo estas condiciones cambiantes.

V.4 Procesos naturales de atenuación de los constituyentes del lixiviado (Bagchi, 2004).

La atenuación de lixiviado ocurre en dos etapas. En la primera, el suelo (inicialmente) en la zona insaturada reacciona con los constituyentes del lixiviado y atenúa el lixiviado en parte. La segunda etapa de atenuación ocurre en el acuífero subterráneo. La atenuación natural puede ser definida como un proceso a través del cual la concentración de los parámetros del lixiviado es reducida hasta un nivel aceptable por procesos naturales. Esta incluye los siguientes mecanismos:

1) Adsorción

Es el proceso mediante el cual las especies disueltas se adhieren a la superficie de partículas de arcilla individuales.

Hay una diferencia básica entre adsorción y las reacciones de intercambio iónico. La adsorción causa un decremento en el total de sólidos disueltos (TDS) en el lixiviado, mientras que las reacciones de intercambio iónico, simplemente, cambian el tipo de iones presentes en el exfiltrado.

2) Captación biológica

Proceso por el cual los microorganismos, degradan o absorben los constituyentes del lixiviado.

Los procesos que los microorganismos del suelo llevan a cabo o que afectan incluyen los siguientes:

- Degradación de basura orgánica,
- producción de CO₂ y la subsiguiente formación de ácido carbónico,
- producción de varios ácidos orgánicos,
- captación de oxígeno presente y creación de un ambiente anaeróbico,
- participación en las reacciones de iones metálicos,
- oxidación o reducción de compuestos inorgánicos,
- transformación de cianuro a compuestos minerales de nitrógeno y desnitrificación,
- metilación de metales y metaloides,
- producción de compuestos orgánicos complejos que reaccionan con los constituyentes del lixiviado y
- producción de especies moleculares orgánicas grandes y pequeñas, que pueden infiltrarse en los poros reduciendo la permeabilidad del suelo.

3) Intercambio iónico

Las reacciones de intercambio envuelven principalmente minerales arcillosos y pueden ser definidas como intercambio de iones de un tipo por otro tipo sin alterar la estructura del mineral (substitución isomorfa).

El intercambio aniónico se incrementa conforme el pH del suelo decrece, ya que los iones orgánicos son iones cargados negativamente, su atenuación en terrenos arcillosos será principalmente por intercambio aniónico. Por lo tanto, a bajo pH los compuestos orgánicos se atenúan de forma significativa. Sin embargo el pH del sistema suelo – lixiviado está muy cerca de la neutralidad. Por lo tanto, no se espera una atenuación significativa de compuestos orgánicos por intercambio aniónico.

Las superficies de las arcillas tienen carga negativa. Debido a la electronegatividad de las partículas de arcilla, los cationes se unen fuertemente a las superficies de las arcillas (Sharma y Lewis, 1994).

Las reacciones de intercambio en kaolinita son quizá instantáneas porque los sitios cristalográficos de reacción son muy accesibles al localizarse en la frontera externa de las capas de arcilla. Un tiempo de reacción largo es esperado en esmectitas debido a que la mayoría de los sitios de intercambio se localizan entre las capas.

Por otra parte Hobstmann y Singh (2001) compararon la capacidad de intercambio catiónico (CEC) entre montmorillonita y montmorillonita con intercapas de hidroxialuminio. Ellos encontraron que la CEC de la montmorillonita estratificada fue ~33% menor que la montmorillonita sin estratificar y lo atribuyeron a las intercapas de polímeros de hidroxialuminio cargadas positivamente. También encontraron que la montmorillonita estratificada adsorbió menos Cd que la montmorillonita sin estratificar bajo condiciones de pH ~ 6.

4) Dilución

Este no es un mecanismo por el cual los constituyentes sean químicamente alterados o atenuados por el suelo. Más bien reduce la concentración de los constituyentes del lixiviado.

Cloruros, nitratos, sulfatos, calcio y magnesio no son atenuados por el suelo, el único mecanismo de atenuación para estas especies es la dilución.

Difusión y dispersión son dos mecanismos por los cuales el lixiviado es diluido por el acuífero. La difusión es esencialmente un fenómeno fisicoquímico, mientras que la dispersión, que puede ser longitudinal o transversal, es más un fenómeno mecánico.

5) Filtración

Es un mecanismo por el cual los constituyentes del lixiviado son físicamente atrapados. La eficiencia de la filtración depende del tamaño del poro y del gradiente hidráulico.

6) Reacciones de precipitación

La precipitación química envuelve un cambio de fase en el cual las especies químicas disueltas son cristalizadas y depositadas debido a que su concentración

total excede el límite de solubilidad. El límite de solubilidad depende de factores tales como especies iónicas y su concentración, temperatura, pH, potencial redox (Eh), y concentración de sustancias disueltas. De todos estos pH y Eh son los más importantes y son llamados variables maestras.

El pH del suelo saturado de lixiviado es cercano a la neutralidad independientemente del pH inicial del suelo; esto es debido a que el lixiviado es típicamente una solución anaeróbica haciendo al suelo un medio reductor. En suelos ácidos las reacciones de reducción consumen los iones hidrógeno disponibles. En medios calcáreos, las reacciones de reducción en suelos alcalinos incrementan la presión de CO₂. Por lo tanto, en ambos casos el sistema tiende a converger en valores cercanos a la neutralidad. Un valor de pH cercano a la neutralidad aguas abajo del relleno sanitario sirve como un indicador del arribo de la pluma de contaminación.

V.5 Resultados

Los datos obtenidos en los análisis de campo y de laboratorio así como las coordenadas de los puntos de muestreo han sido registrados en la Tabla 5.2. Se puede observar que el valor de temperatura en los pozos estudiados se mantuvo relativamente constante, entre 24 y 26 °C durante el muestreo de Diciembre de 2004 y entre 29 y 31 °C en el muestreo de Junio de 2005. Sin embargo, la temperatura de los puntos P8, El cinco y Lix – 1 al ser muestras superficiales, fue fuertemente dependiente de la temperatura ambiente.

El pH de las muestras estudiadas va de neutro a ligeramente básico (7.1 – 8.1), siendo similar en ambas campañas de muestreo. Sin embargo, un valor más bajo se determinó en el pozo P4 (pH = 6.8), ubicado justo en el relleno sanitario. Este comportamiento es explicable de acuerdo a lo reportado por Bagchi (2004), quien señaló que la degradación de la materia orgánica aporta iones hidrógeno al agua subterránea.

Por otra parte, los valores de Eh resultaron positivos en su totalidad. Las muestras de pozo se caracterizan por mostrar valores entre 0.2 a 0.4 mV. Sin embargo, el lixiviado Lix-1 se caracteriza por un Eh ligeramente más reducido (0.06 mV). La conductividad y los sólidos totales disueltos en los pozos presentan un incremento en una dirección SW a NE, aunque los valores altos se observan en el pozo P4 situado en el relleno sanitario (1150-1200 $\mu\text{mhos/cm}$). Cabe destacar que el lixiviado Lix-1, en comparación a lo observado en pozos, presenta valores más altos de conductividad (6800 – 1200 $\mu\text{mhos/cm}$), lo que implica la concentración de especies disueltas.

Por otro lado, el balance de cargas de componentes mayores para las muestras analizadas se reporta en la Tabla 5.3. El porcentaje de error (%ER) para las muestras de pozo varía entre 0.2 y 5.5 (valor absoluto), lo que implica que la mayor parte de los balances iónicos quedan dentro de un intervalo aceptable (<5%) para un análisis de rutina (Deutsch, 1997). Sin embargo, el %ER para las muestras de lixiviado es muy superior a la desviación máxima aceptable (8.0-21.3%), que es una consecuencia de un exceso de cationes posiblemente relacionado a algún analito no considerado como por ejemplo: fosfatos.

Se construyó un diagrama de Piper (1953) utilizando el paquete AquaChem 5.0 (Waterloo Hydrogeologic, Inc., 2000; Waterloo, Canada). Se distinguen tres facies hidrogeoquímicas (Figura 5.2): (1) Bicarbonatada cálcica en los pozos P3, P4 y P7, (2) bicarbonatada-sulfatada-cálcica en los puntos P8 y El Cinco y (3) bicarbonatada sódica en los puntos P1 y P2. Las facies presentan una evolución de bicarbonatada-cálcica a bicarbonatada-sulfatada-cálcica, lo cual está de acuerdo a lo señalado por Tóth (1999) quien describe la evolución hidrogeoquímica para una cuenca a través de la zona de recarga, zona intermedia y zona de descarga. La anomalía de los pozos P1 y P2 puede explicarse por intercambio iónico (Na^{+1} y Ca^{+2}) entre el agua subterránea y las lutitas del macizo rocoso, asociado a un mayor tiempo de residencia del agua subterránea (Werner, 1996). Por otra parte, la composición del lixiviado es bicarbonatada sódica.

Tabla 5.2 Físicoquímica de campo y laboratorio para muestras de agua recolectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L. y sus alrededores.

Muestra	Coordenada UTM	T	pH	Eh	Cond	STD	STS	Alcalinidad	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Dureza total	Dureza parcial	Na ⁺	K ⁺
E	N	°C		mV	µmhos/cm	mg/L	mg/L	mgCaCO ₃ /L	mg/L	mg/L	mg/L	mgCaCO ₃ /L	mgCaCO ₃ /L	mg/L	mg/L
P1-A	453739	2745594	24.1	7.8	0.261	993	655	470.2	34.6	42.0	1.1	78	50.4	197.0	2.1
P1-B	453739	2745594	31.6	7.8		1104	628	505.3	37.4	39.8	0.0	93	48.9	203.0	2.9
P2-A	454470	2746746	24.0	7.2	0.342	1608	881	486.1	90.5	55.6	2.5	116	62.2	223.5	3.1
P2-B	454470	2746746	28.6	7.1		1018	649	447.9	52.7	40.2	14.9	310	173.9	96.0	2.9
P3-A	453301	2747215	26.0	6.9	0.344	984	635	352.4	112.4	40.1	23.0	392	278.6	45.5	2.2
P3-B	453301	2747215	29.0	7.3		840	649	324.8	129.2	39.8	4.4	368	249.0	45.2	2.3
P4-A	452132	2745664	24.9	6.8	0.216	1149	755	514.4	47.3	82.0	12.6	488	312.2	76.4	2.9
P4-B	452132	2745664	31.8	6.8		1229	733	498.9	52.3	102.5	6.2	508	324.1	98.0	3.4
P7-A	451660	2744335	19.3	7.8	0.352	845	532	378.4	34.6	39.1	7.8	314	187.7	51.6	2.3
P7-B	451660	2744335	31.0	8.0		700	423	312.1	38.7	38.8	2.1	262	158.1	68.0	5.5
P8-A	449652	2745338	17.6	7.8	0.346	1661	1155	307.0	116.9	179.6	156.8	616	387.3	90.2	2.4
P8-B	449652	2745338	42.5	7.8		938	488	248.4	30.0	84.2	95.2	288	132.4	95.0	3.6
Cinco-A	452500	2747475	17.0	8.1	0.362	449	318	131.4	105.8	18.9	1.7	212	176.8	12.2	3.6
Cinco-B	452500	2747475	30.7	8.1		612	407	108.3	158.0	51.7	0.0	276	235.1	25.0	5.2
Lix-1-A	452375	2745575	18.0	8.1	0.064	11950	10178	4078.8	132.7	1117.4	274.6	820	415.0	1605.3	651.0
Lix-1-B	452375	2745575	38.3	7.8		6820	4706	2144.2	82.3	1286.8	699.0	800	379.4	737.1	469.0

Claves: T = temperatura de agua; Cond = conductividad, STD = sólidos totales disueltos, STS = sólidos totales suspendidos. En la columna de Muestra: A = Campaña de muestreo en diciembre 2004; B = Campaña de muestreo en junio 2005. Determinación de sulfatos por método gravimétrico. Determinación de dureza, alcalinidad y cloruros por métodos volumétricos. Determinación de nitrato por método espectrofotométrico ultravioleta. Determinación de sodio y potasio por método espectrofotométrico de Absorción atómica. Para detalles de los métodos consultar Clesceri et al. (1989).

Tabla 5.3 Balance iónico para muestras de agua colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L. y sus alrededores.

Muestra	Aniones (meq/l)					Cationes (meq/l)					Balance %ER
	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Suma de aniones	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Suma de cationes	
P1-A	9.40	0.02	0.72	1.20	11.34	1.01	0.55	8.57	0.05	10.18	5.4
P1-B	10.11	0.00	0.78	1.14	12.02	0.98	0.88	8.83	0.07	10.76	5.5
P2-A	9.72	0.04	1.89	1.59	13.24	1.24	1.08	9.72	0.08	12.12	4.4
P2-B	8.96	0.24	1.10	1.15	11.45	3.48	2.73	4.17	0.07	10.45	4.5
P3-A	7.05	0.37	2.34	1.15	10.90	5.57	2.27	1.98	0.06	9.87	-4.9
P3-B	6.50	0.07	2.69	1.14	10.40	4.98	2.38	1.97	0.06	9.39	-5.1
P4-A	10.29	0.20	0.99	2.34	13.82	6.24	3.52	3.32	0.07	13.15	2.4
P4-B	9.98	0.10	1.09	2.93	14.10	6.48	3.68	4.26	0.09	14.51	-1.4
P7-A	7.57	0.13	0.72	1.12	9.53	3.75	2.53	2.24	0.06	8.58	5.2
P7-B	6.24	0.03	0.81	1.11	8.19	3.16	2.08	2.96	0.14	8.34	-0.9
P8-A	6.14	2.53	2.44	5.13	16.24	7.75	4.58	3.92	0.06	16.30	0.2
P8-B	4.97	1.54	0.63	2.41	9.54	2.65	3.11	4.13	0.09	9.98	2.3
Cinco-A	2.63	0.03	2.20	0.54	5.40	3.54	0.70	0.53	0.09	4.86	-5.2
Cinco-B	2.17	0.00	3.29	1.48	6.94	4.70	0.82	1.09	0.13	6.74	-1.4
Lix-1-A	81.58	4.43	2.77	31.93	120.70	8.30	8.10	69.80	16.69	102.89	8.0
Lix-1-B	42.88	11.27	1.71	36.77	92.64	7.59	8.41	32.05	12.03	60.07	21.3

Claves: En la columna de Muestra: A = Campaña de muestreo en diciembre 2004; B = Campaña de muestreo en junio 2005

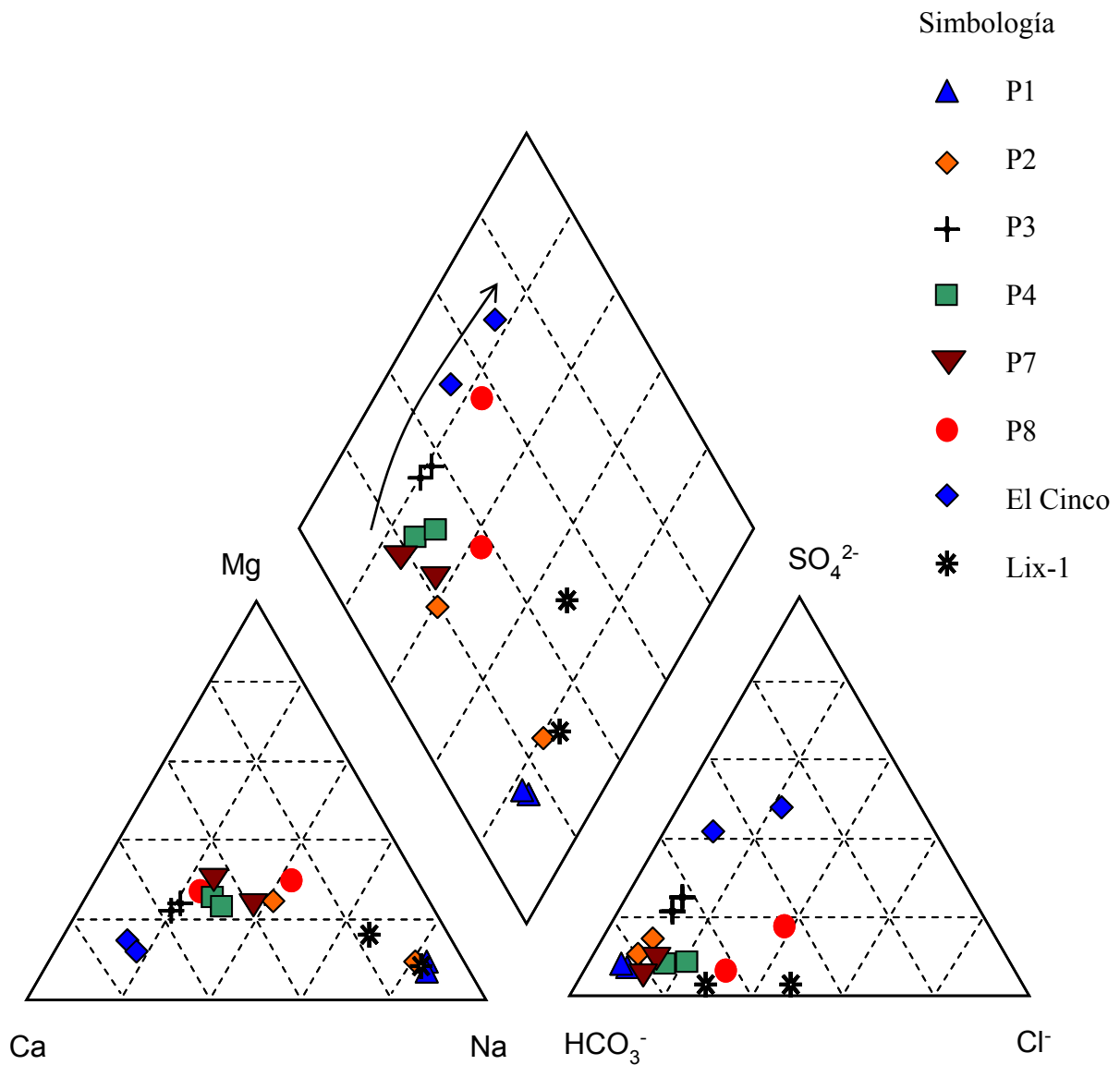


Figura 5.2 Diagrama de Piper para muestras de agua colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L. y sus alrededores. Ubicación de puntos ver tabla 4.1.

Se construyeron diagramas bivariables para Ca^{2+} , Na^+ , HCO_3^- y SO_4^{2-} utilizando como variable independiente al Cl^- por ser un elemento conservativo, es decir que no es atenuado por el suelo, el único mecanismo por el cual es afectado

este parámetro es dilución (Bagchi, 2004). En estos diagramas se puede observar un cambio muy ligero en la concentración de calcio (Figura 5.3a). Sin embargo, es bastante clara la discordancia de los pozos P1 y P2 en los cuales la concentración de calcio es relativamente baja. Esta anomalía ya ha sido discutida en el diagrama de Piper y es explicada por intercambio iónico. Además los datos del sodio muestran un enriquecimiento, mostrando los valores más bajos en la presa El Cinco y los más altos en el lixiviado (Figura 5.3b).

Por otra parte, la concentración de HCO_3^- presenta un comportamiento similar al mostrado por el Na^+ incrementándose de la presa El Cinco hacia el agua subterránea (por ejemplo el pozo P3) y teniendo su valor más alto en el lixiviado generado en el relleno sanitario (Figura 5.3c). El SO_4^{2-} aumenta su concentración hacia la presa El Cinco con los valores más bajos en el pozo P7 (Figura 5.3d). Cabe señalar que este pozo representa las condiciones de base del acuífero ya que al encontrarse aguas arriba del relleno sanitario nos muestra la composición química del agua subterránea sin influencia del relleno sanitario (Deutsch, 1997).

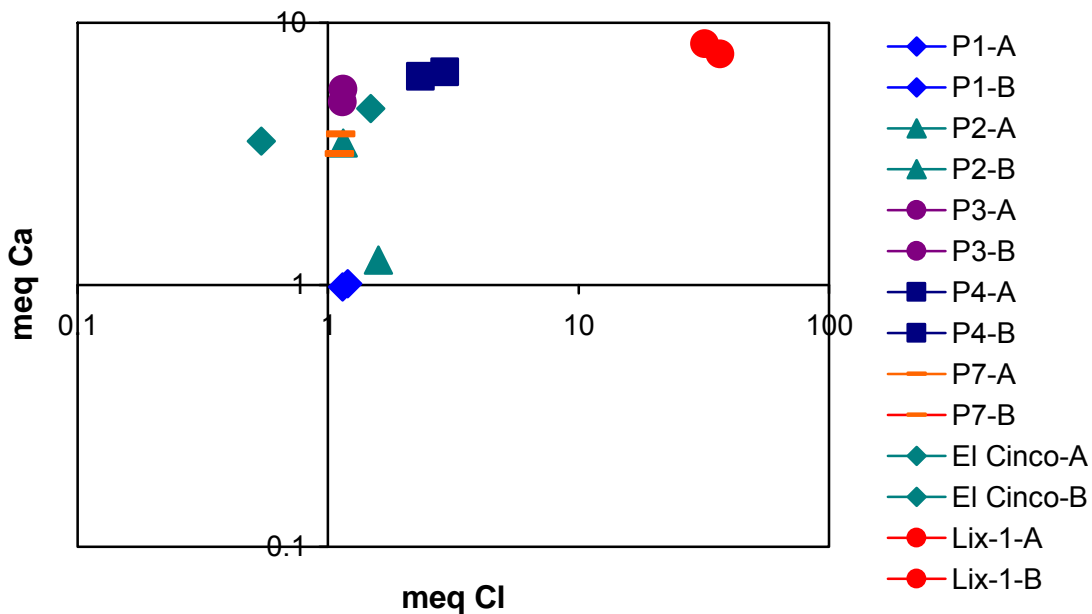


Figura 5.3a Diagrama bivariante que muestra como varía la concentración del ion calcio con respecto al elemento conservativo cloruro. Muestras colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L., México.

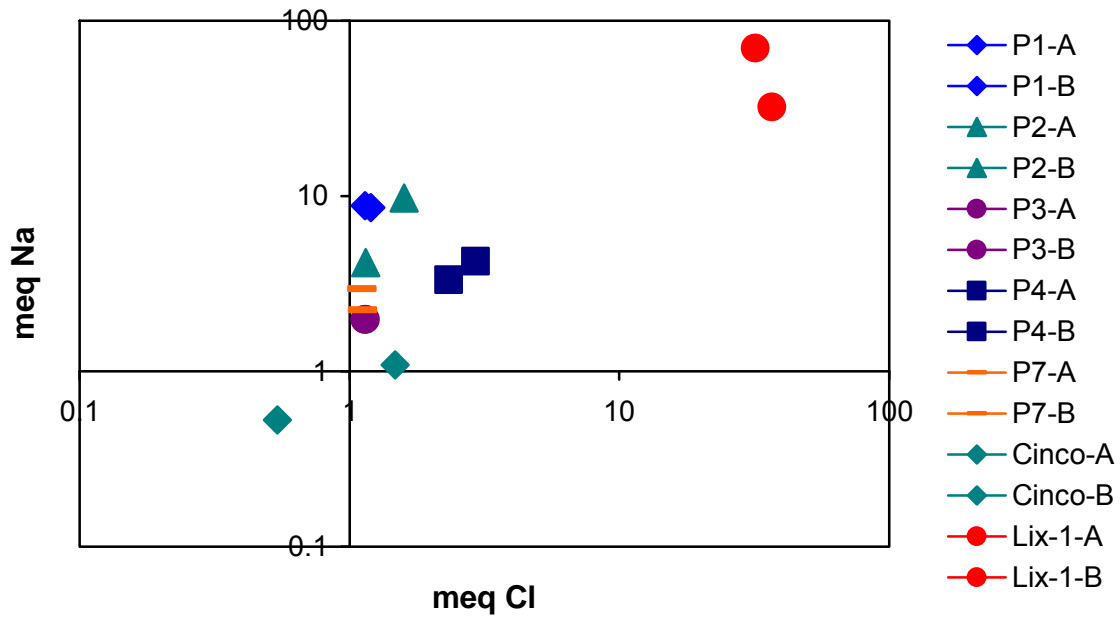


Figura 5.3b Diagrama bivariable que muestra como varía la concentración del ion sodio con respecto al elemento conservativo cloruro. Muestras colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L., México.

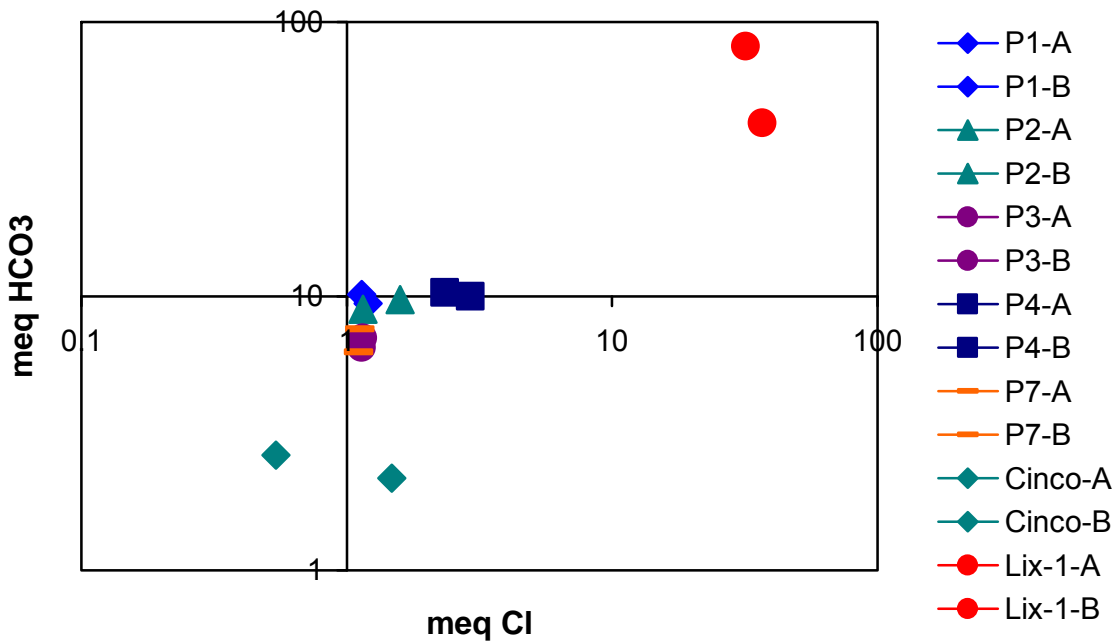


Figura 5.3c Diagrama bivariable que muestra como varía la concentración del ion bicarbonato con respecto al elemento conservativo cloruro. Muestras colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L., México.

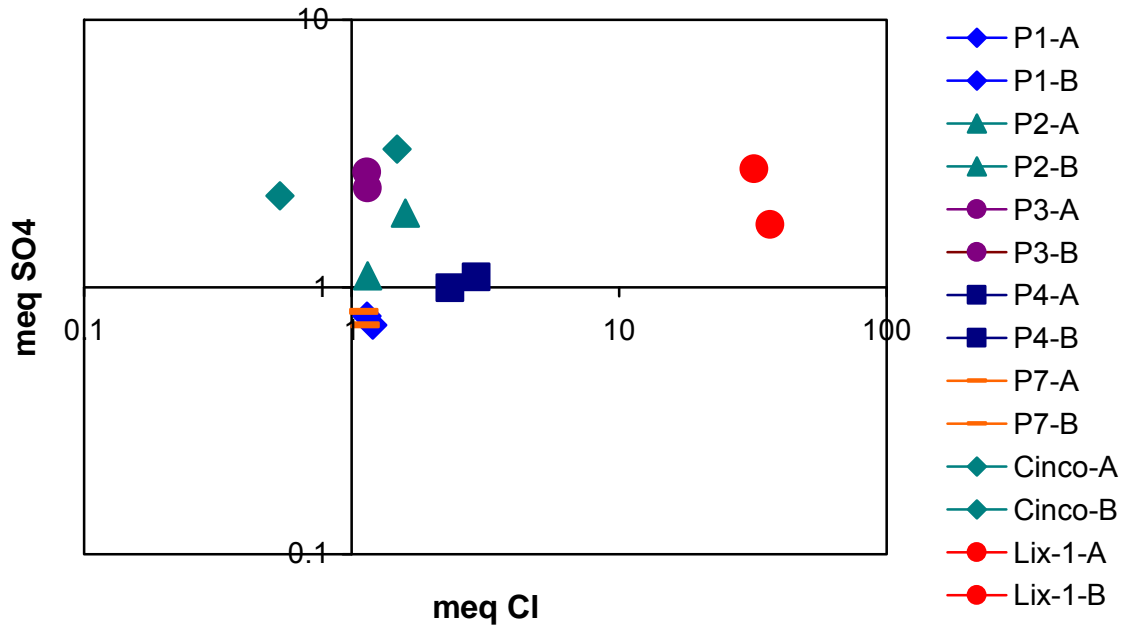


Figura 5.3d Diagrama bivariable que muestra como varía la concentración del ion sulfato con respecto al elemento conservativo cloruro. Muestras colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L., México.

En el trabajo de Méndez et al. (2005) se reporta una tabla comparativa de los valores típicos obtenidos en el análisis de lixiviados de acuerdo a las distintas etapas de degradación en un relleno sanitario. Dicha tabla ha sido modificada agregando los resultados obtenidos en el Relleno Sanitario de Linares N.L. para una mejor apreciación de su condición actual (Tabla 5.4). De los datos observados se puede resaltar los valores de pH, DBO_5 y Fe que son claramente correspondientes a una etapa de fermentación metanogénica. Además se tiene la presencia de los metales, Ca Mg, Mn, y Zn y el anión sulfato, los cuales se encuentran tanto en el intervalo de valores para la fermentación metanogénica como para la ácida. No obstante, estos valores se han interpretado como correspondientes a la etapa de fermentación metanogénica al tomar en cuenta que la variable que gobierna el comportamiento de los metales es el pH.

Tabla 5.4 Resultados de pH, DBO₅, metales y sulfatos en el lixiviado y su comparación con los valores típicos de parámetros de lixiviados, que varían de acuerdo a la etapa del proceso del relleno sanitario (Ehrig, 1989)

Parámetro (unidad)	Valores reportados por Ehrig				Trabajo presente
	Fermentación ácida		Fermentación metanogénica		Resultado (n=2) Intervalo
	Valor medio	Intervalo	Valor medio	Intervalo	
Ph	6.1	4.5 - 7.5	8.0	7.5 - 9.0	7.8 - 8.1
DBO ₅ (mg/l)	13000.0	4000 - 40000	180.0	20 - 550	15.6 - 424.0
Fe (mg/l)	780.0	20 - 2100	15.0	3 - 280	9.0 - 20.7
Ca (mg/l)	1200.0	10 - 2500	60.0	20 - 600	151.8 - 166.0
Mg (mg/l)	470.0	50 - 1150	180.0	40 - 350	97.2 - 100.9
Mn (mg/l)	25.0	0.3 - 65.0	0.7	0 - 45	0.262 - 0.420
Zn (mg/l)	5.0	0.1 - 120.0	0.6	0.03 - 4.00	0.160 - 0.395
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	500.0	70 - 1750	80.0	10 - 420	82.3 - 132.7

En la tabla 5.5 se reportan los resultados correspondientes al análisis de metales, DBO y bacteriología. En ella es notable la presencia de Mn en el pozo P4 con valores cercanos a los 1850 µg/l, mientras que el Fe se encuentra en concentraciones de 329 y 200 µg/l. Aguas abajo la concentración de manganeso disminuye casi totalmente y la concentración de hierro no tiene cambio significativo (Anexo 5a). En el punto V.2 se explicó la importancia que tienen el Mn y Fe en la movilidad de metales y más adelante se discutirá como el comportamiento mostrado se encuentra afectando la concentración de metales en el acuífero. Por otra parte las concentraciones de estos dos metales en el lixiviado son de 262 y 420 µg/l para el Mn y 20 700 y 9 000 µg/l para el Fe. Otro metal que por su presencia en el lixiviado podría ser importante es el Al que presenta concentraciones que van de 1600 a 3 830 µg/l, pero no se encuentra en ninguno de los pozos muestreados.

El lixiviado muestra relativamente altas concentraciones de silicio (41.3 mg/l en Diciembre de 2004 y 469 mg/l en Junio de 2005). Sin embargo, ninguno de los puntos muestreados presenta incremento significativo con respecto a la concentración de fondo (Tabla 5.5).

Con respecto a otros analitos, se observa como el lixiviado aporta Zn al acuífero y esto se refleja en la presencia de este metal en el pozo P4, justo bajo el relleno sanitario, en concentración mayor a 2500 µg/l. También se encuentra bario en concentración apreciable (169 – 178 µg/l), deduciéndose su origen en el lixiviado que presentó una concentración de 690 – 768 µgBa/l (Tabla 5.5, Anexos 5b y 5c).

Los elementos Cr, As y Pb se encontraron en concentraciones muy bajas (<12.0, 4.9 1.4 µg/l respectivamente). Incluso, en algunos puntos muestreados, la concentración fue inferior al límite de detección del método. No obstante el lixiviado presentó Cr (1600 y 590 µg/l), As (40 y 27 µg/l) y Pb (19 y 42 µg/l) en las respectivas campañas de muestreo.

Para los coliformes fecales solo el pozo P4 presentó un resultado positivo en las dos campañas de muestreo 4 UFC/100 ml. Los puntos restantes fueron negativos en la campaña de muestreo correspondiente a Diciembre de 2004 y positivos en el muestreo de Junio de 2004. El lixiviado mostró 25 y 35 UFC/100 ml de coliformes fecales en el primer y segundo muestreo respectivamente (Tabla 5.5). Hay que considerar que los lixiviados podrían contener sustancias tóxicas que posiblemente inhiban la proliferación de este tipo de microorganismos (Keswisck, 1984; Lipták, 1991; Tchobanoglous et al., 1993).

Tabla 5.5 Resultados de la química de metales⁷, bacteriología y demanda bioquímica de oxígeno en muestras de agua colectadas en el Relleno Sanitario de Linares, N.L. y sus alrededores.

Muestra	Al µg/l	Si µg/l	Cr µg/l	Mn µg/l	Fe µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Ba µg/l	Pb µg/l	Metales pesados ⁸		Coliformes ⁹		DBO5 mg/l
										serotipo UFC/100 ml	total UFC/100ml	fecales UFC/100ml		
P1-A	-	13800	-	-	270	60	4.9	114	1.4	630	6	0	<2.0	
P1-B	-	18000	12	26	-	29	1.2	174	-	460	18	4	8.4	
P2-A	-	14600	-	17	164	-	1.0	64	-	984	20	0	6.6	
P2-B	-	17000	9	-	-	6	0.7	108	-	620	12	2	<2.0	
P3-A	-	13800	-	3	329	47	0.4	70	-	688	6	0	4.9	
P3-B	-	13000	-	28	-	15	0.5	86	70.4	810	10	4	4.2	
P4-A	-	18200	-	1860	328	>2800	0.4	188	-	1800	42	4	4.1	
P4-B	-	18000	6	1730	200	1180	0.9	178	0.1	608	12	4	4.7	
P7-A	-	18200	-	1	272	-	1.0	84	-	678	8	0	8.9	
P7-B	-	16000	-	2	-	-	1.9	67	-	688	16	6	8.2	
P8-A	-	13100	8	2	840	186	1.2	89	0.6	810	8	0	<2.0	
P8-B	-	13000	-	1	-	16	-	88	0.2	488	20	0	4.8	
Cinco-A	187	8360	-	2	246	-	1.1	89	1.4	488	8	0	3.9	
Cinco-B	340	7000	-	7	200	-	1.0	120	0.2	886	16	6	2.6	
Lín-1-A	3830	41300	1800	282	20700	386	40.0	788	18.0	10860	86	36	16.8	
Lín-1-B	1800	489000	690	420	9000	180	27.0	880	42.0	3260	120	26	424.0	

Claves: En la columna de Muestra: A = Campaña de muestreo en diciembre 2004; B = Campaña de muestreo en junio 2006. ⁷Análisis realizados por medio de ICP-MS. ⁸Cuenta en placa estándar.

VI DISCUSIÓN

VI.1 PROTECCIÓN AMBIENTAL DEL ACUÍFERO

Para establecer la situación ambiental del acuífero, los datos obtenidos de cada uno de los pozos en las dos campañas de muestreo (Diciembre de 2004 y Junio de 2005) fueron evaluados en base a (1) NOM-127-SSA1-1994 "SALUD AMBIENTAL, AGUA PARA USO Y CONSUMO HUMANO-LIMITES PERMISIBLES DE CALIDAD Y TRATAMIENTOS A QUE DEBE SOMETERSE EL AGUA PARA SU POTABILIZACIÓN" aunque es claro que un pozo situado en un relleno no debería usarse para consumo humano. Y los resultados del estudio aplicado a las muestras de lixiviado se evaluaron en base a las normas (2) NOM-001-ECOL-1996 Y NOM-052-ECOL-1993. También se compararon los resultados con la norma internacional de la (3) Organización Mundial de la Salud (OMS) y (4) la norma americana de la Environmental Protection Agency (EPA).

Todos los puntos muestreados, excepto el punto P8 correspondiente al muestreo de diciembre de 2004, muestran un valor de SDT por debajo del límite máximo permisible por la legislación mexicana que es menos estricta que la norma de EEUU (1000 ppm vs 500 ppm respectivamente). Los puntos P1, P2, P3 y P4 exceden la legislación estadounidense en ambas campañas de muestreo, los puntos P7 y P8 sobrepasan la norma EPA solo en el muestreo de Diciembre de 2004 y el punto El Cinco no excede la norma establecida por la EPA (Tabla 6.1). No se encontró legislación de la OMS para este parámetro.

En lo que respecta al contenido de nitratos la NOM establece un límite máximo de 44 mg/l por lo que solo la muestra P8 sobrepasa la legislación con valores de 156.8 y 95.2 mg/l en los muestreos correspondientes. Además sobrepasa la norma internacional de la OMS y la norma de la EPA (Tabla 6.1).

Solo la legislación mexicana establece un límite máximo permisible para la DT del agua potable (500 mg CaCO₃/L). Respecto a este valor solo el pozo P4 y P8 lo exceden en los meses de Junio de 2005 y Diciembre de 2004 respectivamente (Tabla 6.1).

La NOM y la OMS establecen un límite máximo de 200 mg/L para el contenido de sodio. Este parámetro se ve sobrepasado por el pozo P1 durante el mes de Junio de 2005 y el pozo P2 en el mes de Diciembre de 2004. No se encontró legislación de la EPA para este parámetro.

En cuanto a los iones cloruro, iones sulfato; los elementos: Cr, y As; no se encontró que sobrepasaran alguna de las normas consultadas en ninguno de los puntos de muestreo (Tabla 6.1).

El aluminio sobrepasa tanto la NOM como la norma de la EPA, en el punto El Cinco, en la muestra correspondiente al mes de Junio de 2005. El Mn excede las dos normas mencionadas en el punto P4, justo bajo el relleno sanitario, tanto en el mes de Diciembre de 2004 como Junio de 2005. Su origen en el acuífero es claramente trazado a partir del relleno sanitario (Anexo 5a). No se encontró directriz de la OMS para estos parámetros.

El Fe total se encontró en concentraciones superiores a las máximas permisibles por la NOM y la EPA en los puntos de muestreo P3, P4 y P8 en el mes de Diciembre de 2004. Tampoco se encontró directriz de la OMS para este parámetro.

El Zinc se encuentra en concentraciones inferiores a los límites establecidos en la legislación, pero en el muestreo de diciembre de 2004, en el punto P4, se encontró por encima del límite máximo de detección del método (2.5 mg/L). Cabe señalar que este pozo se encuentra justo bajo el relleno sanitario y que en el muestreo correspondiente al mes de Junio de 2005 se encontró en una concentración de

1180 ppb (1.18 mg/L). La configuración del Zn (Anexo 5b) muestra claramente que el origen de este en el acuífero es el relleno sanitario. El Hg presenta una problemática semejante al estar por debajo del límite mínimo de detección del método (2 ppb), en todos los puntos muestreados. Esto pareciera no ser problema a no ser porque la legislación establece como límites máximos permisibles 1 ppb (NOM y OMS) y 2 ppb (EPA). El Pb excede las normas al presentar 70.4 ppb en el pozo P3, en el muestreo del mes de Junio de 2005 (Tabla 6.1).

En el aspecto bacteriológico todos los pozos sobrepasaron la NOM para coliformes fecales al menos en un muestreo, con valores de hasta 4 ó 5 UFC/100 ml (el límite máximo permisible para este parámetro es de 0 UFC/100 ml); y en lo que respecta a coliformes totales todos sobrepasaron el límite máximo permisible (2 UFC/100 ml) con valores que van desde 5 UFC/100 ml hasta 42 UFC/100 ml (Tabla 5.4).

Al comparar los resultados obtenidos en el examen del lixiviado, con los estándares nacionales para descargas de residuos en aguas y bienes nacionales, y límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente, se encontró que solo excede el límite máximo permisible para Nitrógeno total al alcanzar valores de Nitratos de 274.6 mg/L a 699.04 mg/L (Tabla 6.2) que corresponden a 62 y 157 mg de N/L, esto sin tomar en cuenta el nitrógeno que pudiera encontrarse en otra forma química. Ninguno de los metales presentes sobrepaso la normatividad mexicana. El lixiviado presentó coliformes fecales en concentraciones de 25 a 35 UFC/100 ml y coliformes totales de 65 a 120 UFC/100 ml; no se encontró legislación para ese parámetro en lixiviados (Tabla 5.4).

Tabla 6.1 Tabla general de los resultados obtenidos para muestras de agua y su comparación con los normas nacionales e internacionales para calidad del agua (intervalos o niveles máximos).

Muestra	pH	STD mg/l	NO ₃ ³ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	Cl ⁻ mg/l	DT mg CaCO ₃ /l	Na mg/l	Al µg/l	Cr µg/l	Mn µg/l	Fe µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Ba µg/l	Pb µg/l
P1-A	7.8	655	1.1	34.6	42.0	78	197.0	-	-	-	270	50	4.9	114	1.4
P1-B	7.8	626	0.0	37.4	39.8	93	203.0	-	12	25	-	23	1.2	174	-
P2-A	7.2	881	2.5	90.5	55.6	116	223.5	-	-	17	154	-	1.0	64	-
P2-B	7.1	649	14.9	52.7	40.2	310	96.0	-	9	-	-	5	0.7	108	-
P3-A	6.9	635	23.0	112.4	40.1	392	45.5	-	-	3	323	47	0.4	70	-
P3-B	7.3	649	4.4	129.2	39.8	368	45.2	-	-	28	-	15	0.5	65	70.4
P4-A	6.8	755	12.6	47.3	82.0	488	76.4	-	-	1850	329	>2500	0.4	169	-
P4-B	6.8	733	6.2	52.3	102.5	508	98.0	-	6	1730	200	1180	0.9	178	0.1
P7-A	7.8	532	7.8	34.6	39.1	314	51.6	-	-	1	272	-	1.0	84	-
P7-B	8.0	423	2.1	38.7	38.8	262	68.0	-	-	2	-	-	1.9	67	-
P8-A	7.8	1155	156.8	116.9	179.6	616	90.2	-	6	2	640	165	1.2	83	0.5
P8-B	7.8	488	95.2	30.0	84.2	288	96.0	-	-	1	-	15	-	69	0.2
EiCinco-A	8.1	318	1.7	105.8	18.9	212	12.2	167	-	2	246	-	1.1	83	1.4
EiCinco-B	8.1	407	0.0	158.0	51.7	276	25.0	340	-	7	200	-	1.0	120	0.2
NOM-127-SSA1-1994	-	1000	10.0	400.0	250.0	500	200.0	200	50	150	300	5000	25.0	700	10.0
OMS	-	-	50.0	500.0	-	-	200.0	-	50	500	-	3000	10.0	300	10.0
EPA	6.5-8.5	500	10.0	250.0	250.0	-	-	50-200	100	50	300	5000	50.0	2000	15.0

Claves: STD = sólidos totales disueltos. DT = dureza total. En la columna de muestra: A = Campaña de muestreo en diciembre 2004; B = Campaña de muestreo en junio 2005.

Tabla 6.2 Comparación de los resultados obtenidos en el análisis del lixiviado con la legislación mexicana.

Muestra	SS mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	DBO ₅ mg/l	Cr µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Ba µg/l	Pb µg/l
Lix-1-A	425	2746	15.6	1600	349	395	40	768	19
Lix-1-B	131	699	424.0	590	200	160	27	690	42
NOM-001-ECOL-1996	200	N total 60	200.0	1000	2000	10000	200	--	500
NOM-052-ECOL-1993	--	--	--	Cr ⁶⁺ 5000	5000	--	5000	100000	5000

Claves: SS = sólidos suspendidos, DBO₅ = demanda bioquímica de oxígeno. En la columna de muestra: A = Campaña de muestreo en diciembre de 2004; B = Campaña de muestreo en junio de 2005.

VI.2 MODELO HIDROGEOQUÍMICO CONCEPTUAL

Se elaboró un modelo hidrogeoquímico conceptual del área del relleno sanitario atendiendo a los resultados hidrogeoquímicos, el cual se presenta en el anexo 6.

La producción de CO_2 por la oxidación de la materia orgánica hace descender el pH del agua subterránea debido a la siguiente reacción:



Este efecto, ya discutido anteriormente, se puede observar en la tabla (5.2) donde se muestra como el valor de pH del agua subterránea (7.67 y 8.01) desciende hasta 6.81 y 6.83 justo al pasar bajo el relleno sanitario (pozo P4) y aguas abajo del relleno sanitario tiende a recuperar el valor inicial. La recuperación puede deberse a dilución y mezcla con aguas que no atraviesan el sitio del relleno. Además el descenso en el pH incrementa la agresividad del agua: por lo que el Ca^{2+} está siendo eluído del suelo y macizo rocoso de acuerdo a la reacción:



De aquí que la dureza del agua en el pozo P4 se vea incrementada en relación al pozo P7 aguas arriba del relleno sanitario. (Tabla 5.2). Además los horizontes de caliche que coronan las lomas La Rinconada y La Ocotillosa aportan también Ca^{2+} al agua subterránea. Aguas abajo (P1, P2 y P3), la concentración de Ca^{2+} disminuye, lo cual ha sido interpretado como intercambio iónico y discutido en el punto V.5.

En el presente estudio se asumió que el Eh obtenido es relativamente estable y con valores ~ 0.0 mV. Los diagramas Eh-pH presentados son una

aproximación ya que el Eh medido es el resultado de la contribución de varios sistemas Redox. La otra variable de importancia tomada en cuenta es el pH.

Cuando el lixiviado se infiltra en el acuífero, la degradación microbiana de la materia orgánica crea condiciones de anaerobiosis, lo cual induce la producción de sulfuros (Lyngkilde and Christensen, 1992), por lo que sería de esperar que los metales presentes formasen sulfuros insolubles, sin embargo bajo las condiciones de óxido reducción encontradas en este estudio la forma estable del S es el ion sulfato (SO_4^{2-}), por lo que no se considera se encuentren sulfuros metálicos en concentraciones significativas (Figura 6.1).

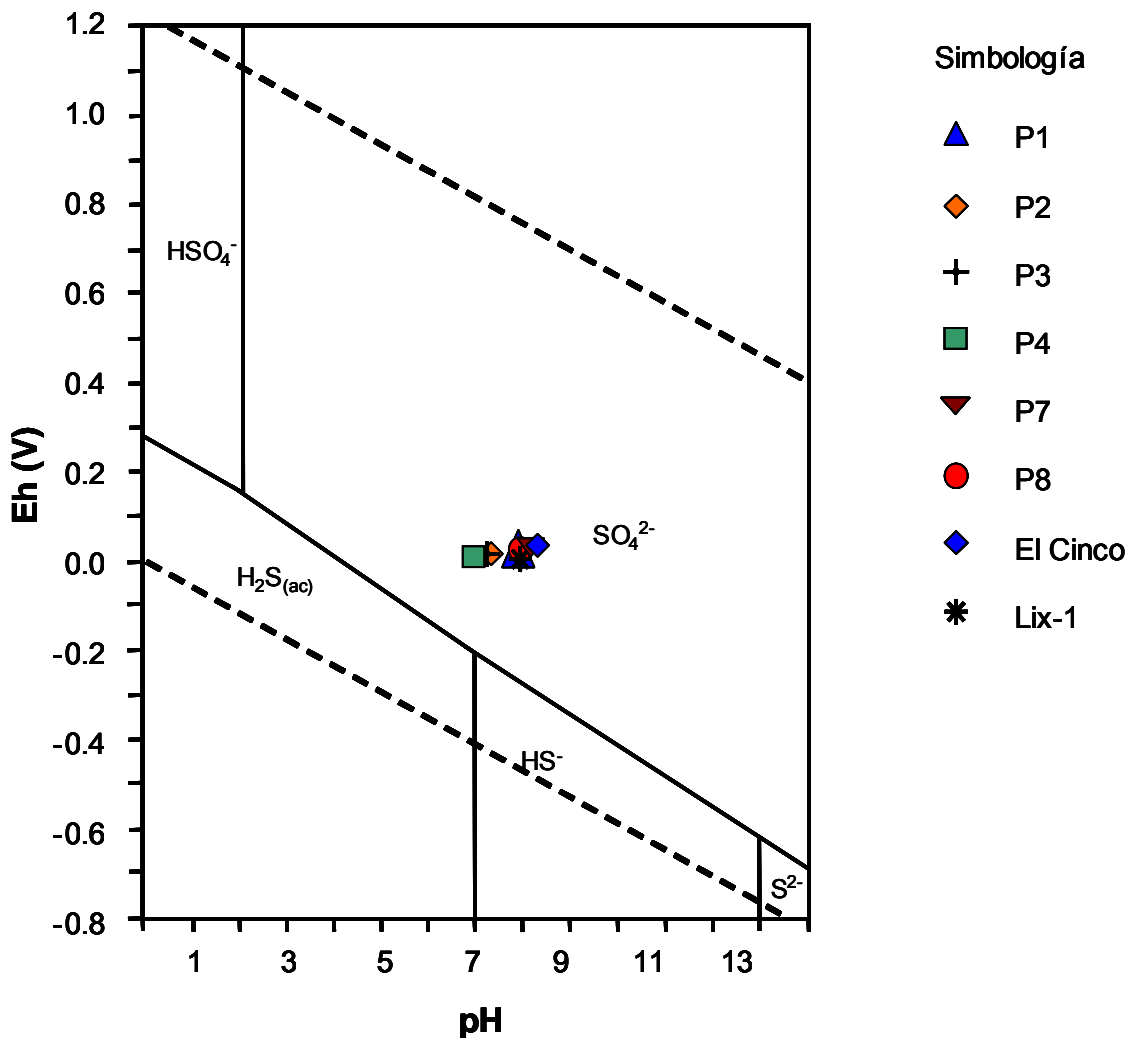
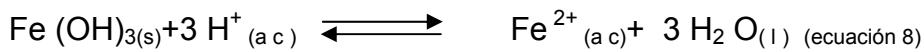


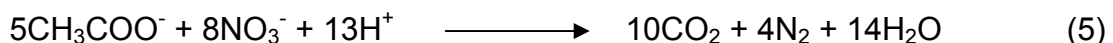
Figura 6.1 Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del azufre en el sistema de S-O₂-H₂O en agua pura a 25°C y 10⁵ Pa, para ΣS = 10⁻¹⁰M (Takeno, 2005).

Se ha postulado que los óxidos de Mn, Fe y Al son excelentes adsorbentes de metales pesados, por lo que su comportamiento bajo las condiciones cambiantes de pH y óxido- reducción es de particular interés.

El Fe y el Mn son atenuados principalmente por precipitación e intercambio catiónico (Bagchi, 2004). Las formas oxidadas de hierro $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Ferrihidrita) y manganeso (MnO_2) son formas minerales inmóviles, que cuando entran en contacto con un lixiviado reductor se reducen y disuelven (Deutsch 1997) según las reacciones:



En el pozo P4 se encontraron concentraciones de Mn muy superiores a las concentraciones de Fe (Tabla 5.4). De acuerdo a Deutsch (1997) el Mn aparece en solución antes que el Fe ya que las condiciones de reducción para el Mn (IV) son menos extremas que para el Fe (III). Esto está en conformidad con los diagramas de estabilidad Eh – pH para el Mn y Fe (Figuras 6.2 y 6.3). Sin embargo, al alejarse del relleno sanitario el Eh tiende a subir (Tabla 5.2) precipitando nuevamente $\text{Fe}(\text{OH})_3$. En el muestreo de diciembre de 2004 no se aprecia cambio significativo en la concentración de Fe. No obstante, el Fe presente en el acuífero no se adjudica a la influencia de relleno sanitario sino a la composición de fondo (Pozo P7). El NO_3^- consume H^+ compitiendo con los óxidos de Mn y Fe y por lo tanto repercute en la solubilidad, por ejemplo Charlatchka y Cambier (2000) encontraron que en presencia de NO_3^- el Mn se disolvía, mientras que el Fe lo hacía solo en ausencia de NO_3^- . La ecuación correspondiente es:



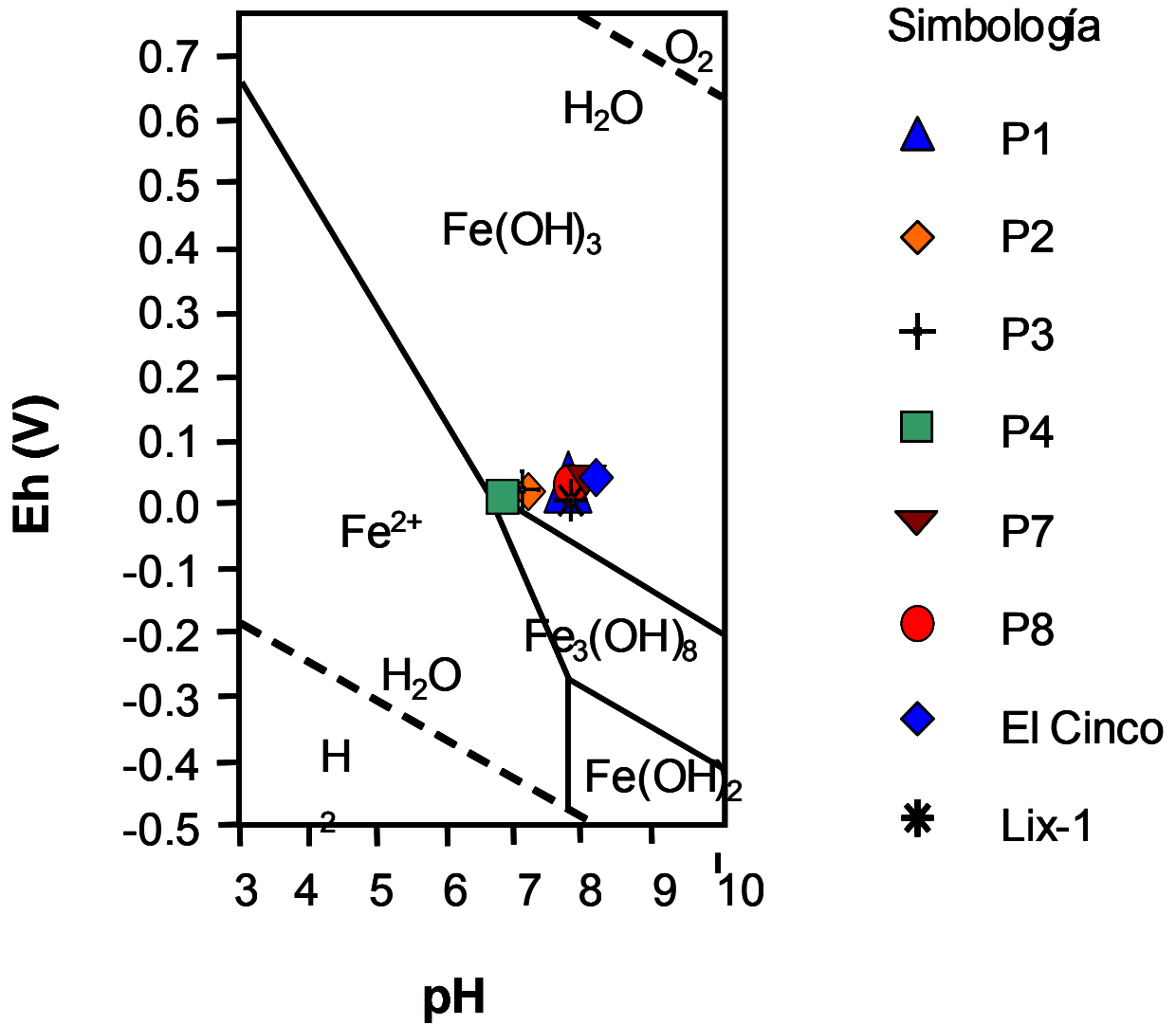


Figura 6.2 Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del hierro en el sistema de Fe-O₂-H₂O en agua pura a 25°C y 1 bar, para $\Sigma\text{Fe} = 10^{-6}\text{M}$ (Takeno, 2005).

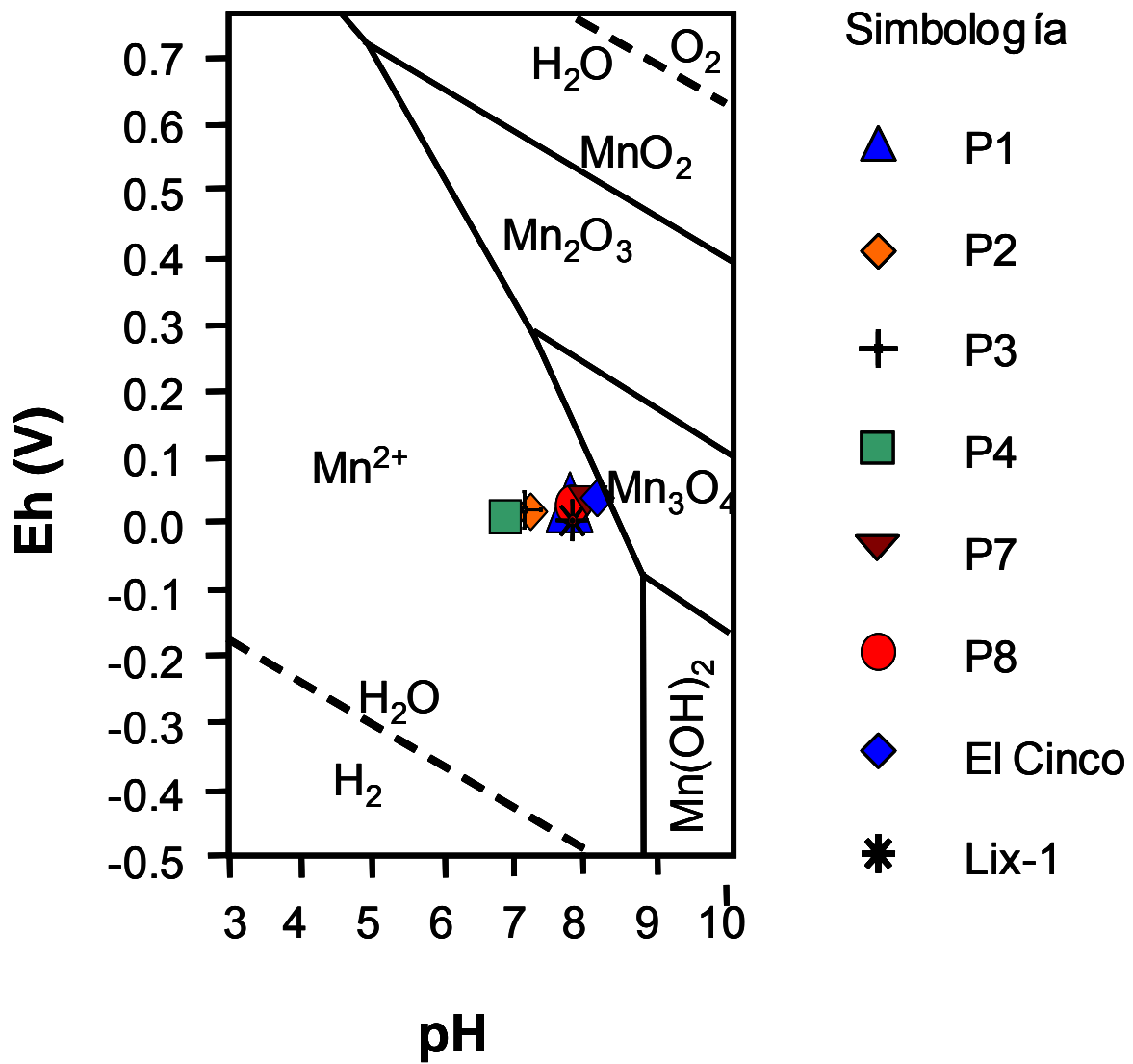
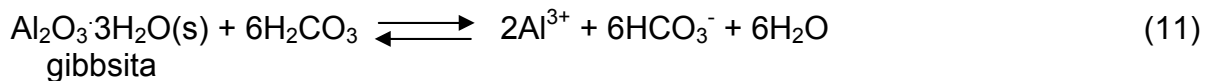
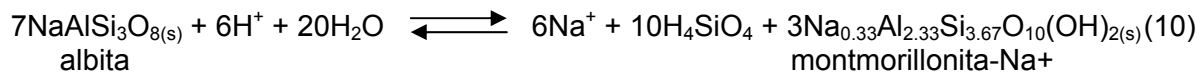
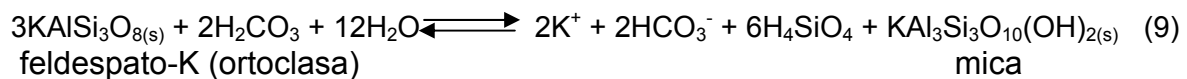
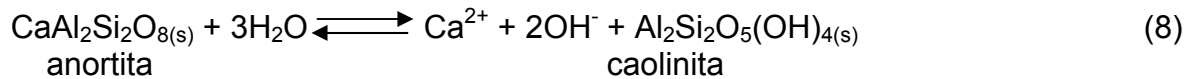
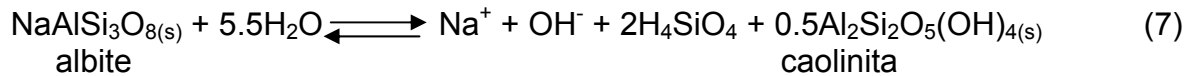
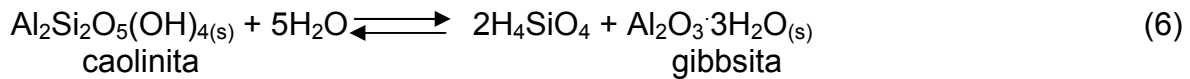


Figura 6.3 Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del manganeso en el sistema de Mn-O₂-H₂O en agua pura a 25°C y 1 bar, para $\Sigma\text{Fe} = 10^{-6}\text{M}$ (Takeno, 2005).

Es notable la ausencia de aluminio en todas las muestras excepto en el lixiviado (Tabla 5.4). Si se toma en cuenta las reacciones de intemperismo más comunes en las cuales participa (ecuaciones 6 - 11) se puede observar como cada uno de los productos se encuentra en estado sólido a excepción de la ecuación 11. En la figura 6.4 se encuentra el diagrama de estabilidad Eh – pH para el sistema Al – O₂ – H₂O y en el se visualiza que en general bajo las condiciones de Eh y pH encontradas los pozos muestreados, la forma estable para el aluminio en la ecuación 11 es precisamente la fase inmóvil gibbsita.



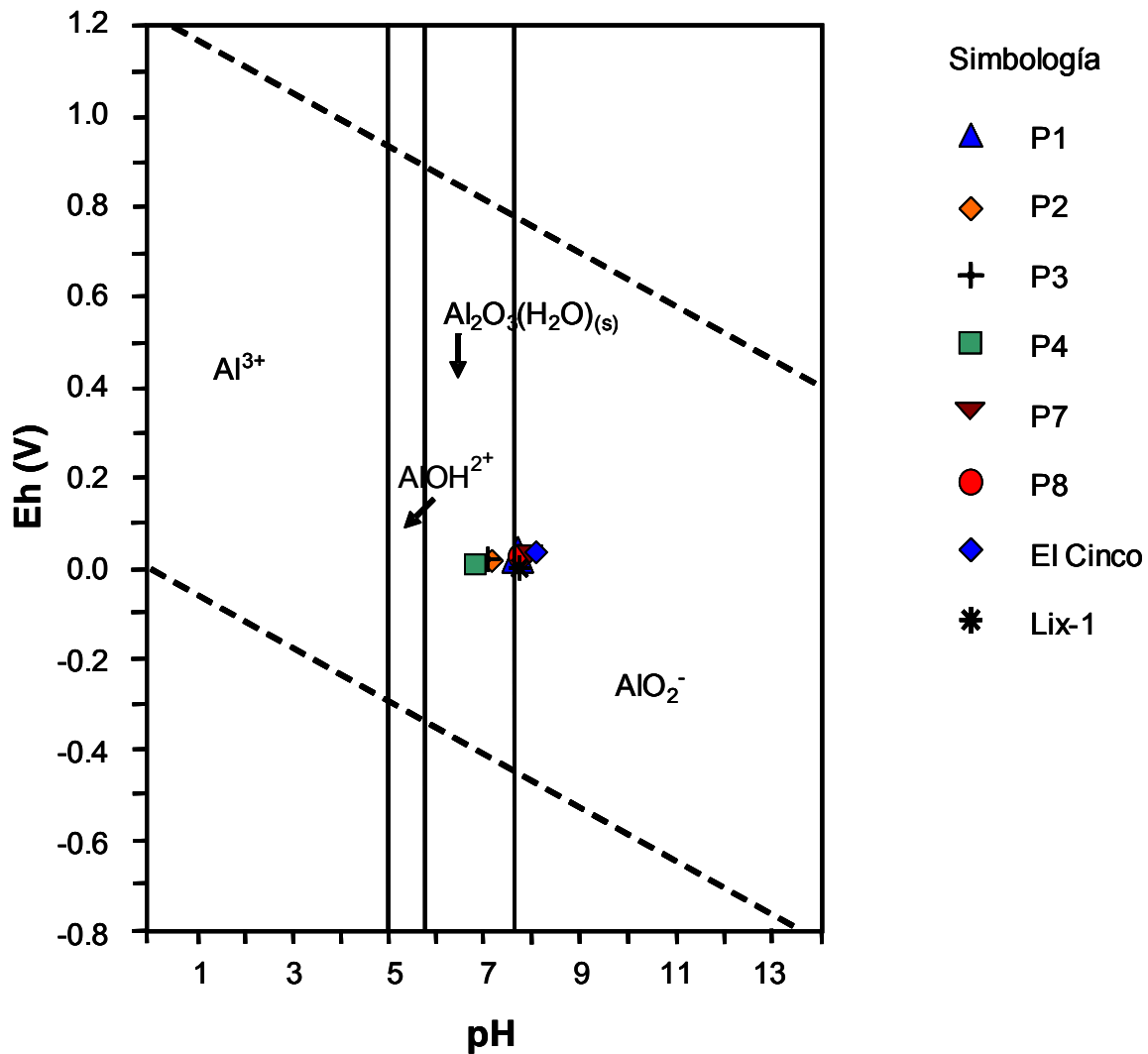


Figura 6.4 Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del aluminio en el sistema de Al-O₂-H₂O en agua pura a 25°C y 10⁵ Pa, para $\Sigma\text{Al} = 10^{-10}\text{M}$ (Takeno, 2005).

El Zn es estable en su forma iónica en cualesquiera condiciones de Eh-pH presentes en el área de estudio (figura 6.5), y bajo estas condiciones es uno de los

metales traza más solubles y móviles (Roberts et al. 2003). De aquí que en el pozo P4 se encuentre en concentraciones mayores a 2500 $\mu\text{g/l}$ en la temporada posterior a las precipitaciones y 1180 $\mu\text{g/l}$ en condiciones de sequía. El Zinc también puede ser adsorbido en óxidos de Mn, oxihidróxidos de Fe y Al, y aluminosilicatos (Roberts et al. 2003), por lo que los cambios de concentración del Zn en el acuífero (Tablas 5.4) podrían estar relacionados con la disolución – precipitación de los óxidos de manganeso ya discutida anteriormente.

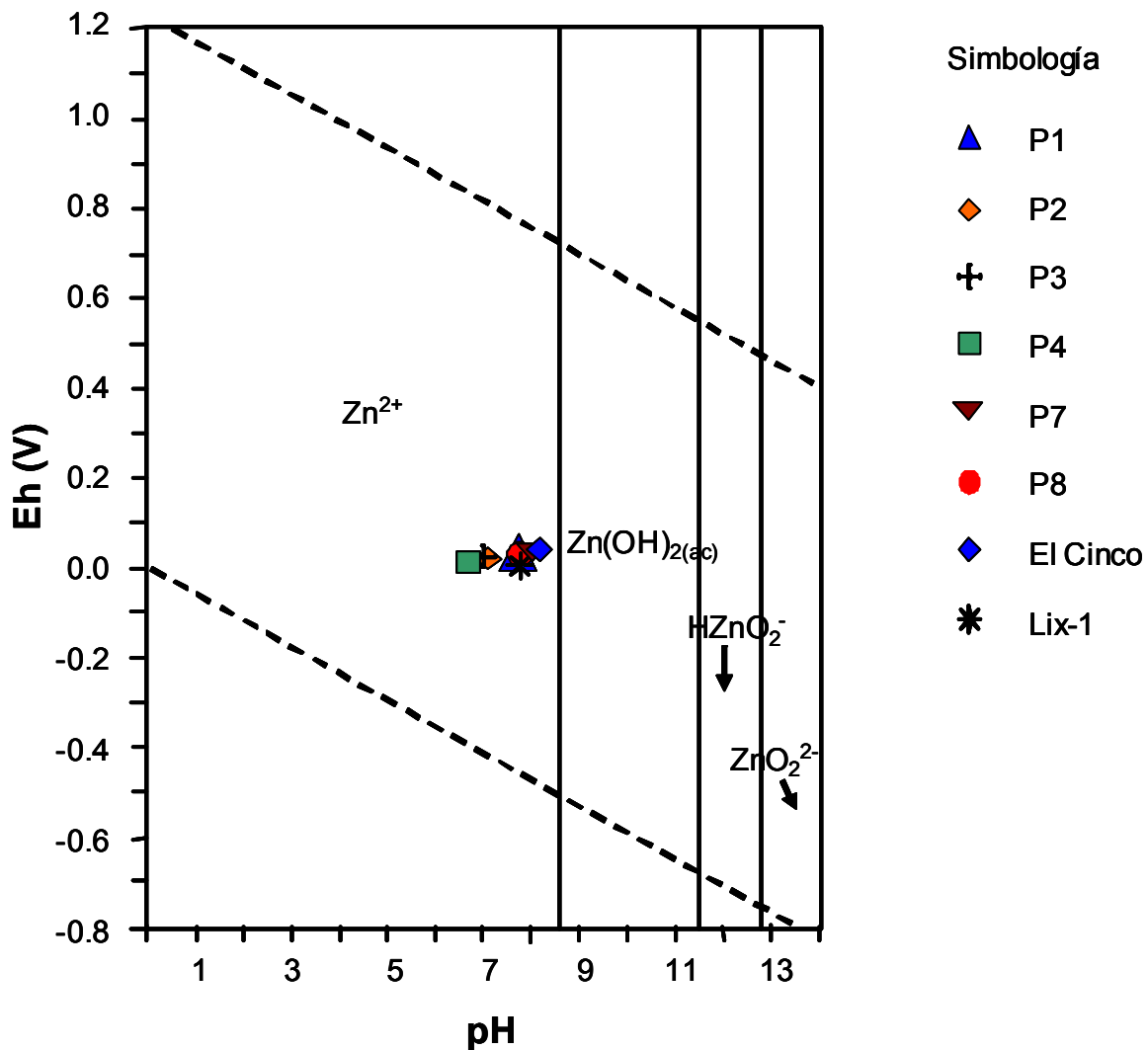


Figura 6.5 Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del zinc en el sistema de Zn-O₂-H₂O en agua pura a 25°C y 10⁵ Pa, para $\Sigma\text{Zn} = 10^{-10}\text{M}$ (Takeno, 2005).

En la figura 6.6 se puede observar que las especies más estables para el arsénico bajo las condiciones de óxido – reducción en los puntos muestreados son H_2AsO_4^- y HAsO_4^{2-} , en ambas el estado de oxidación es As (V), que es el estado de oxidación termodinámicamente más estable bajo condiciones óxicas (Cullen y Reimer 1989) . De acuerdo a Bagchi (2004) el arsénico reacciona con hierro, aluminio y calcio en ambiente aeróbico para formar arsenato el cual es ligeramente soluble, lo cual esta de acuerdo con lo observado en el diagrama Eh-pH para las especies acuosas del sistema As-O₂-H₂O. Esta ligera solubilidad podría explicar la razón por la cual se encuentra arsénico en tan bajas concentraciones en cada una de las muestras, esto aunado a la adsorción de este en el material arcilloso y oxihidróxidos de Fe (García et al., 2002).

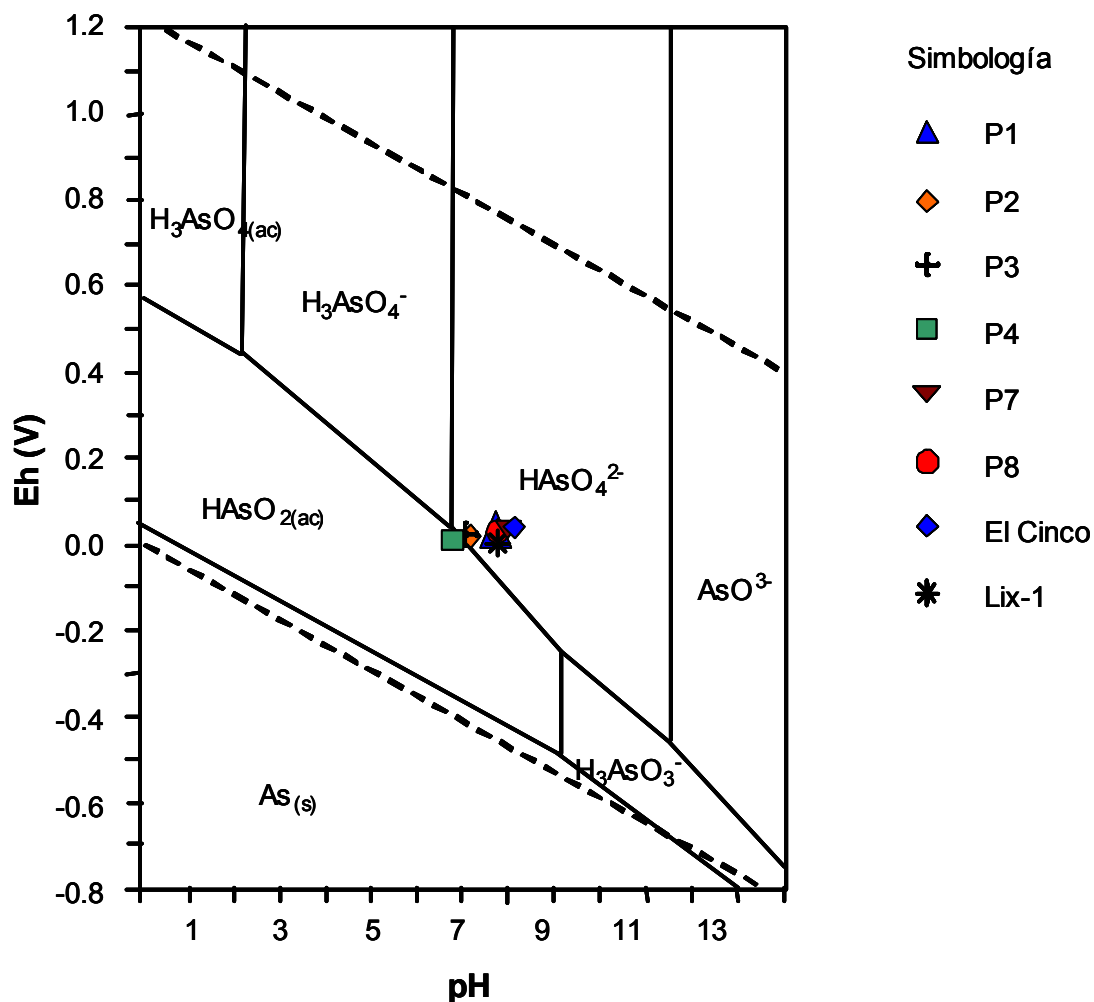


Figura 6.6 Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del arsénico en el sistema de As-O₂-H₂O en agua pura a 25°C y 10⁵ Pa, para $\Sigma\text{As} = 10^{-10}\text{M}$ (Takeno, 2005).

De acuerdo a la figura 6.7 el Ba se encuentra como catión divalente casi en todo el rango de la escala de pH sin importar el potencial de óxido reducción. Este metal tiene como principales mecanismos de atenuación la adsorción, intercambio iónico y precipitación y su atenuación se ve favorecida por un alto contenido de arcilla y la presencia de material coloidal (Bagchi, 2004).

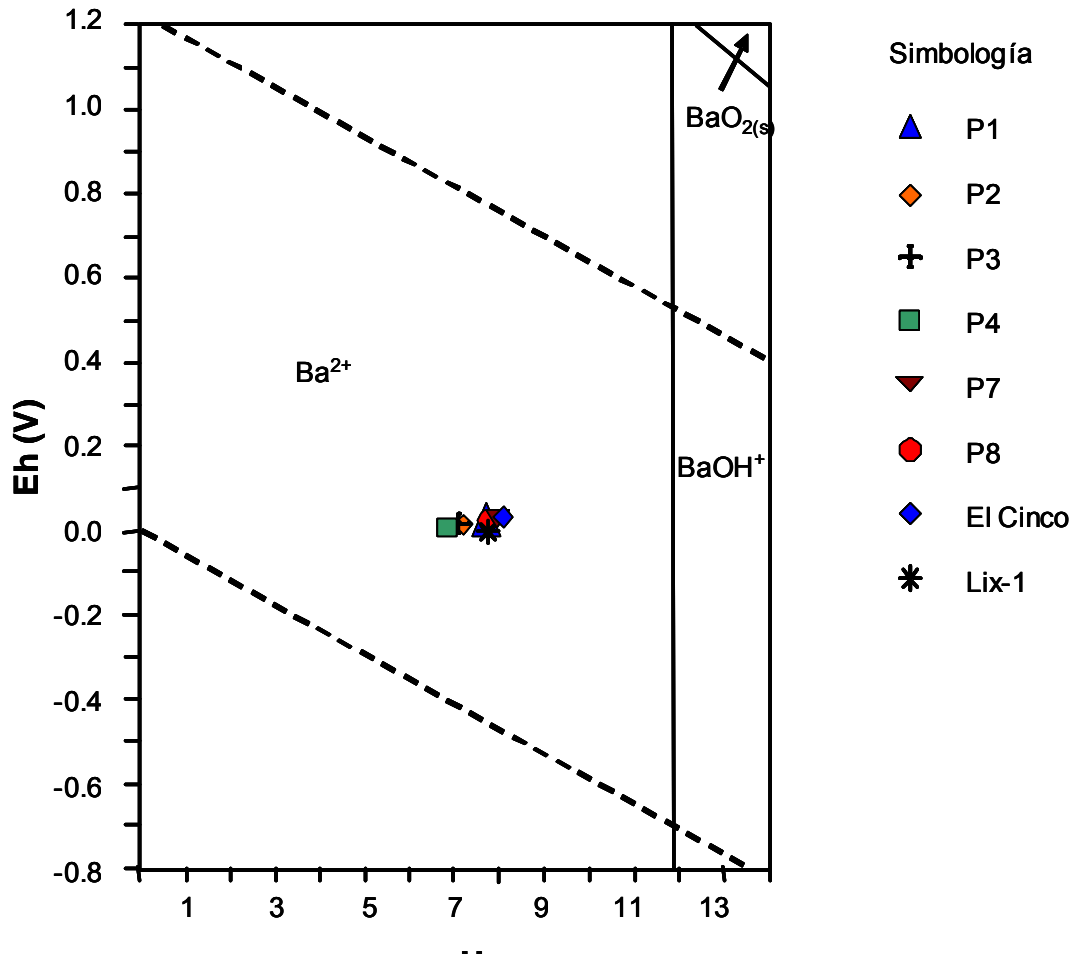


Figura 6.7 Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del bario en el sistema de Ba-O₂-H₂O en agua pura a 25°C y 10⁵ Pa, para $\Sigma Ba = 10^{-10} M$ (Takeno, 2005).

En el presente estudio no se ha encontrado plomo en concentraciones significativas bajo el relleno sanitario (Pozo P4), ni en ninguno de los puntos

muestreados, excepto P3 y el lixiviado (Tablas 5.4). Lo anterior puede explicarse en base a la figura 6.8, donde se observa que la especie estable para el Pb es PbOH^+ , esta forma es inmóvil al ser fácilmente adsorbida por óxidos de Fe, Mn, y arcillas. Por ejemplo, en un estudio realizado por Al-Turki y Helal, (2004) concluyeron que una pequeña fracción de plomo presente en el suelo se encuentra en forma lixiviable y la mayor parte podría estar formando complejos con la fase sólida. En el pozo P3 se ha observado actividad antropogénica y dada la superficialidad del nivel freático (Tabla 4.1 y figura 4.3), podría estar siendo contaminado puntualmente.

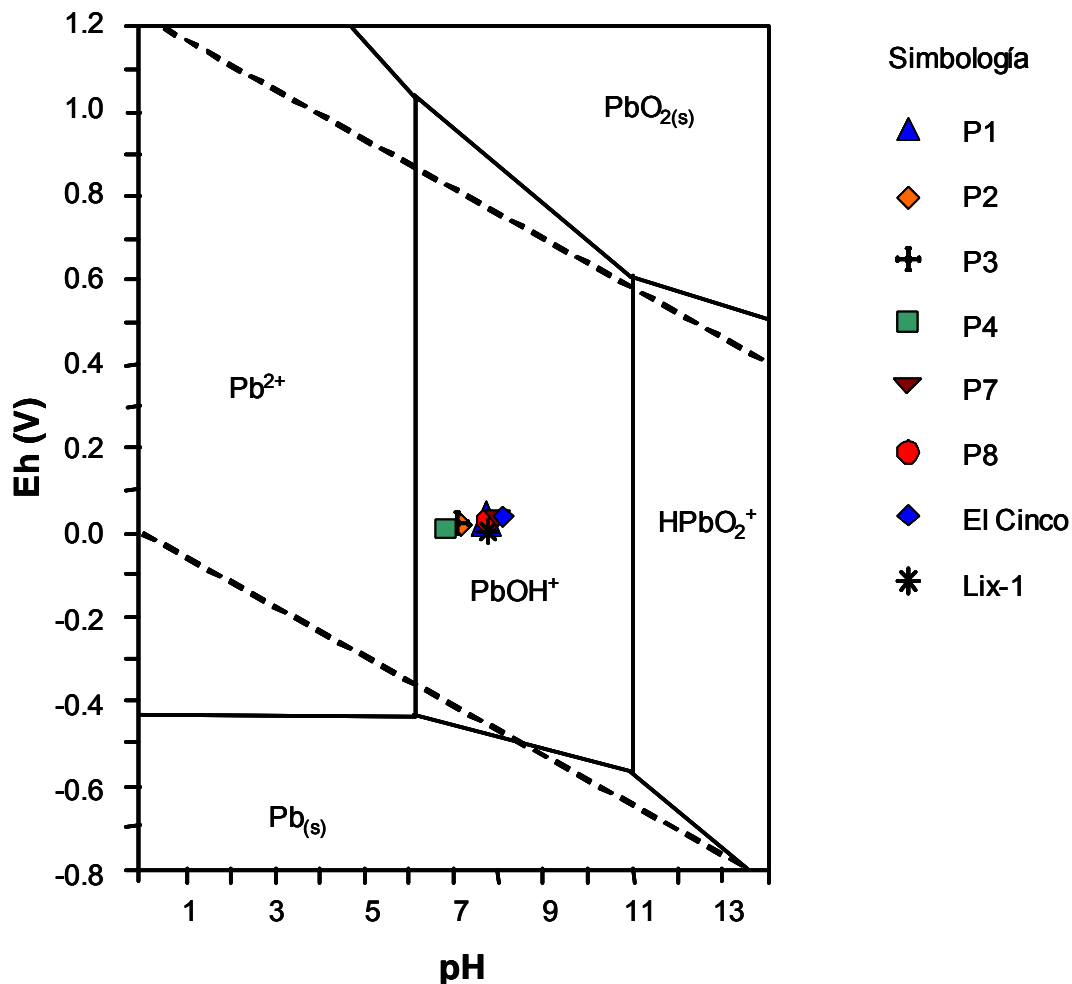


Figura 6.8 Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del plomo en el sistema de Pb-O₂-H₂O en agua pura a 25°C y 10⁵ Pa, para $\Sigma\text{Pb} = 10^{-10}\text{M}$ (Takeno, 2005).

La precipitación y el intercambio catiónico o adsorción son los principales mecanismos de atenuación para el Cr en el suelo. La concentración de Cr en el suelo es reducida por adsorción en materia orgánica, minerales arcillosos y oxihidróxidos de Fe, Mn y Al, y precipitado como un óxido. Los datos obtenidos en experimentos de lixiviación indican que el Cr trivalente es atenuado efectivamente en el suelo. A pH excediendo a 6, la migración será atenuada por precipitación como un óxido, o carbonato. La retención de Cr hexavalente parece correlacionarse mejor con la cantidad de óxido de hierro, manganeso y arcilla en el suelo. En suelo arcilloso el Cr trivalente es inmóvil mientras el hexavalente es altamente móvil (Bagchi, 2004). De aquí que el Cr se encuentre en concentraciones muy bajas a pesar de que el lixiviado aporta de 590 a 1600 µg/l. (Tablas 5.4). Además se infiere de estas bajas concentraciones que el cromo presente es en su mayor parte Cr trivalente, lo cual está en concordancia con el diagrama Eh-pH para las especies acuosas de Cr (Figura 6.9), en donde solo los puntos P7 y El Cinco presentan las condiciones requeridas para la presencia de Cr hexavalente. Por lo tanto el Cromo se encuentra seguramente adsorbido en oxihidróxidos de hierro (III), minerales arcillosos y materia orgánica proveniente del cuerpo del relleno sanitario.

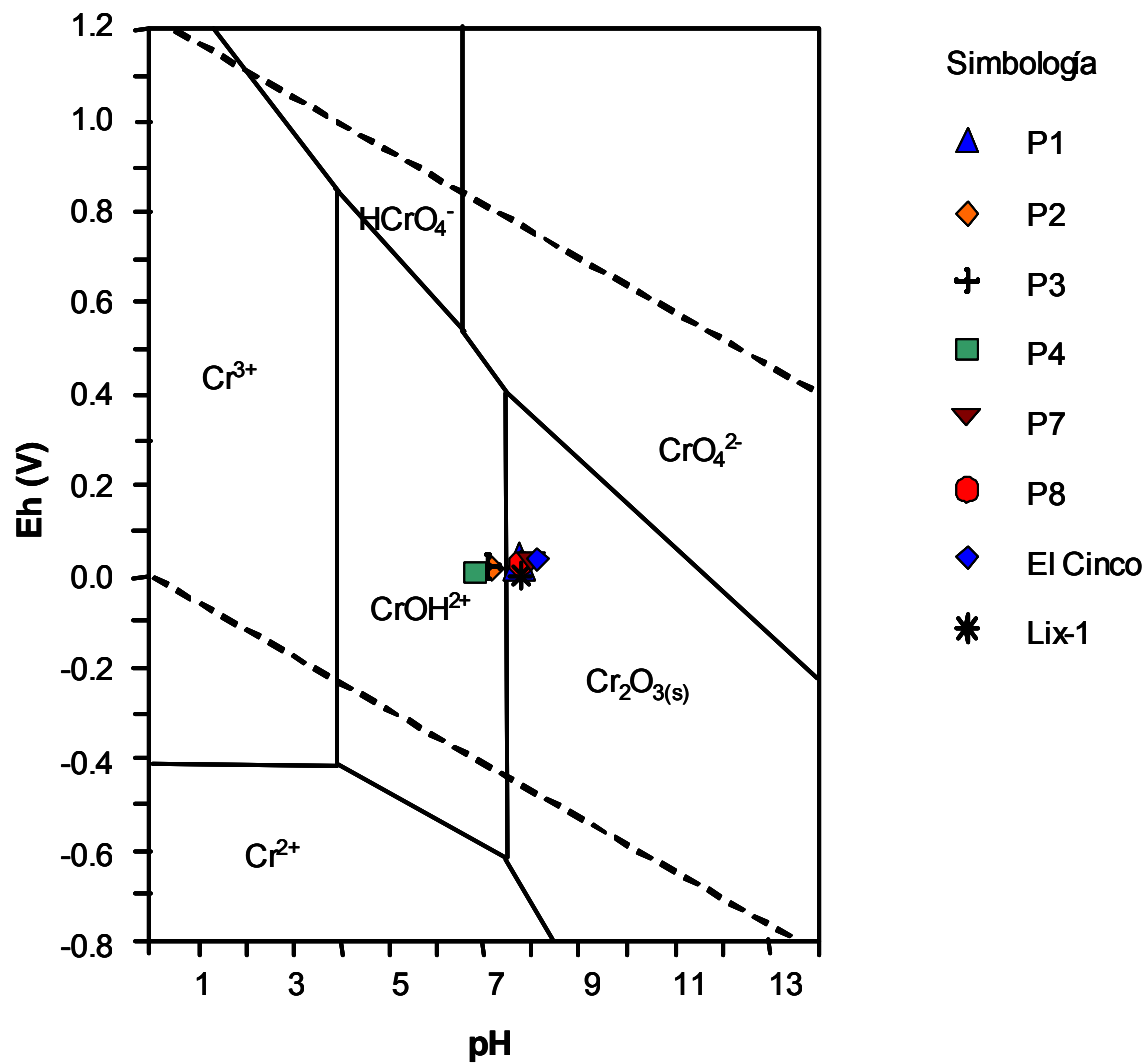


Figura 6.9 Diagrama Eh-pH para las especies acuosas del cromo en el sistema de Cr-O₂-H₂O en agua pura a 25°C y 10⁵ Pa, para $\Sigma\text{Cr} = 10^{-10}\text{M}$ (Takeno, 2005).

Con el fin de evaluar el modelo propuesto (Anexo 6) en cuanto a los elementos Mn y Fe, se utilizó el programa PHREEQC para calcular las concentraciones de las especies disueltas. PHREEQC se desarrolló a partir de PHREEQE (pH redox equilibrium equations) creado por U.S. Geological Survey (Parkhurst et al., 1995). Se trata de un programa para simular reacciones químicas y procesos de transporte en aguas naturales o contaminadas. El programa está basado en equilibrio químico de soluciones acuosas interactuando con minerales, gases, soluciones sólidas, superficies de adsorción e intercambio. PHREEQC calcula concentraciones de elementos, molalidades y actividades de especies acuosas, pH, pe, índices de saturación y transferencia de moles de fases para alcanzar el equilibrio como una función de reacciones geoquímicas reversibles o irreversibles. Puede ser usado como un programa de especiación para calcular índices de saturación y la distribución de especies acuosas. Los datos que se requieren para alimentar al programa son la temperatura, pH, pe y la concentración de especies disueltas.

En la tabla 6.3 se puede observar que la principal especie de Mn es Mn (II), dominando como carbonato en el pozo P7 (aguas arriba del relleno sanitario), y como Mn^{2+} bajo el relleno sanitario y una vez más como carbonato aguas abajo del relleno sanitario hacia el pozo P1, hacia los puntos P2, P3 y P5 se mantiene como Mn^{+2} con una tendencia a igualar las concentraciones de carbonato de manganeso y Mn^{2+} . Esto concuerda con lo observado en la figura 6.3 donde se muestra que la principal especie de manganeso bajo las condiciones oxido-reductoras es precisamente Mn^{2+} . El Fe presenta como principal especie Fe (III) en el pozo P7, y al pasar bajo el relleno sanitario (P4) la especie dominante es Fe (II), sin embargo aguas abajo del relleno sanitario la relación se vuelve a invertir para todos los puntos. Este comportamiento no se puede observar en la figura 6.2 posiblemente debido a lo idealizado del diagrama que no considera la contribución de otros sistemas redox en el acuífero.

Tabla 6.3. Principales especies de Fe y Mn modeladas con el programa PHREEQC.						
Datos correspondientes al muestreo de Diciembre de 2004.						
Especies	Molalidad (mol/Kg)					
	P7	P4	P1	P2	P3	El Cinco
Fe(II)	1,76E-09	5,73E-06	6,23E-08	5,55E-08	4,40E-07	7,06E-10
Fe ⁺²	9,03E-10	3,43E-06	3,02E-08	3,11E-08	2,85E-07	4,92E-10
FeHCO ₃ ⁺	4,30E-10	2,08E-06	1,83E-08	1,90E-08	1,25E-07	8,72E-11
FeCO ₃	3,91E-10	1,32E-07	1,25E-08	3,45E-09	1,10E-08	8,40E-11
FeSO ₄	1,80E-11	8,10E-08	7,47E-10	1,82E-09	1,86E-08	3,51E-11
FeOH ⁺	1,39E-11	4,83E-09	4,54E-10	1,22E-10	6,08E-10	7,32E-12
FeCl ⁺	9,07E-13	6,67E-09	3,25E-11	4,27E-11	2,84E-10	2,56E-13
FeHSO ₄ ⁺	9,44E-14	1,60E-14	2,21E-18	7,92E-17	7,25E-16	
Fe(III)	4,87E-06	1,62E-07	4,78E-06	2,71E-06	5,35E-06	4,41E-06
Fe(OH) ₃	4,09E-06	6,79E-08	3,98E-06	1,79E-06	2,71E-06	3,71E-06
Fe(OH) ₂ ⁺	4,47E-07	9,39E-08	5,21E-07	8,82E-07	2,61E-06	4,02E-07
Fe(OH) ₄ ⁻	3,38E-07	4,56E-10	2,71E-07	3,30E-08	2,53E-08	2,99E-07
FeOH ⁺²	2,28E-11	6,54E-11	3,27E-11	2,13E-10	1,25E-09	1,94E-11
Fe ⁺³	7,41E-17	2,55E-15	1,18E-16	2,95E-15	3,27E-14	6,22E-17
Mn(II)	1,82E-08	3,37E-05	*	3,10E-07	5,47E-08	3,64E-08
MnCO ₃	9,06E-09	2,53E-06	*	5,76E-08	4,42E-09	1,15E-08
Mn ⁺²	6,32E-09	1,98E-05	*	1,57E-07	3,44E-08	2,03E-08
MnHCO ₃ ⁺	2,68E-09	1,08E-05	*	8,54E-08	1,34E-08	3,20E-09
MnSO ₄	1,25E-10	4,69E-07	*	9,19E-09	2,26E-09	1,44E-09
MnCl ⁺	1,87E-11	1,14E-07	*	6,36E-10	1,01E-10	3,12E-11
MnOH ⁺	7,63E-12	2,27E-09	*	4,96E-11	6,01E-12	2,32E-11
MnCl ₂	7,22E-15	8,80E-11	*	3,41E-13	3,92E-14	6,05E-15
MnCl ₃ ⁻	2,19E-18	5,61E-14	*	1,48E-16	1,22E-17	8,89E-19
Mn(III)	1,12E-28	5,64E-27	*	5,10E-27	1,62E-27	4,28E-28
Mn ⁺³	1,12E-28	5,64E-27	*	5,10E-27	1,62E-27	4,28E-28
**Datos correspondientes al muestreo de Junio de 2005.						
Mn(II)	3,64E-08	3,15E-05	4,55E-07	*	5,10E-07	1,28E-07
MnCO ₃	1,90E-08	2,67E-06	2,20E-07	*	8,96E-08	4,20E-08
Mn ⁺²	1,26E-08	1,86E-05	1,47E-07	*	2,91E-07	6,87E-08
MnHCO ₃ ⁺	4,42E-09	9,59E-06	8,35E-08	*	1,05E-07	8,15E-09
MnSO ₄	3,55E-10	5,19E-07	4,57E-09	*	2,35E-08	8,14E-09
MnOH ⁺	3,98E-11	3,83E-09	3,71E-10	*	1,59E-10	2,57E-10
MnCl ⁺	3,75E-11	1,31E-07	4,33E-10	*	8,53E-10	2,75E-10
MnCl ₂	1,44E-14	1,26E-10	1,68E-13	*	3,29E-13	1,42E-13
MnCl ₃ ⁻	4,35E-18	1,00E-13	5,20E-17	*	1,02E-16	5,71E-17
Mn(III)	1,53E-27	1,45E-26	1,02E-27	*	2,04E-26	1,16E-26
Mn ⁺³	1,53E-27	1,45E-26	1,02E-27	*	2,04E-26	1,16E-26
* No se encontró Mn en la muestra correspondiente.						
** No se modelo Fe en el muestreo de Junio de 2005 porque solo se encontró en el pozo P1 y la represa El Cinco. Los datos son semejantes al muestreo de Diciembre de 2004						

VII CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El pH de las muestras estudiadas varía entre 7.1 y 8.1, mientras que los valores de Eh fueron positivos (0.2 a 0.4mV para las muestras de agua y 0.06 mV para el lixiviado).

La composición del agua presenta una evolución de bicarbonatada-cálcica a bicarbonatada-sulfatada-cálcica. La química de los pozos P1 y P2 puede interpretarse como resultado de un intercambio iónico asociado a un mayor tiempo de residencia del agua subterránea. También se observa un incremento en la dureza del agua subterránea justo bajo el relleno sanitario, lo cual es adjudicable a la influencia del relleno sobre el acuífero. De acuerdo a los valores reportados por Ehrig (1989), el lixiviado se encuentra en la etapa de fermentación metanogénica.

Con base en la NOM-083-SEMARNAT-2003, el sitio cumple con los requerimientos de los aspectos generales, hidrológicos y geológicos de la zona, pero no así con las especificaciones de diseño, construcción, operación y monitoreo, convirtiéndose actualmente en un tiradero a cielo abierto. Además se advierte que el relleno sanitario se encuentra emplazado en rocas altamente fracturadas de la Formación Méndez, cuyos principales sistemas de fracturas (ac y bc) controlan el flujo subterráneo con una dirección SW-NE. Esto representa un riesgo considerable de contaminación del acuífero y la presa Cerro Prieto.

Las configuraciones de los metales pesados Mn, Zn y Ba muestran una contaminación muy puntual, en el acuífero, con origen en el relleno sanitario. Ninguno de los pozos de monitoreo sobrepasa la normatividad mexicana (NOMex) para el parámetro de sólidos disueltos, aunque si sobrepasan la normatividad de la EPA. Se han encontrado niveles de nitratos por encima de la NOMex (44 mg/l) y de la EPA (10 mg/l) en los pozos P2, P3, P4 y P8. Este último, incluso, excede la normatividad establecida por la OMS (50 mg/l). De igual manera, se encontraron valores de Mn (en el pozo P4), Fe (en los pozos P3, P4 y P8) y Pb (en el pozo P3) por encima de la legislación de la NOM y de la EPA. Se encontró Zn (en el pozo P4) en concentraciones superiores al límite de detección del método, por lo que se sugiere su estudio por espectrofotometría de absorción atómica.

Adicionalmente, la presencia de coliformes fecales y coliformes totales en el acuífero indica que el agua no es apta para el consumo humano.

La composición del lixiviado cumple con los requerimientos de la NOM-001-ECOL-1996 y la NOM-052-ECOL-1993, excepto en relación al contenido de nitrógeno, por lo que el lixiviado debe ser tratado para disminuir este parámetro.

La hipótesis inicial de trabajo fue que el acuífero está contaminado con los lixiviados generados en el cuerpo del relleno sanitario. Sin embargo, la barrera geológica natural hasta el momento ha sido efectiva, de acuerdo a los bajos niveles de metales pesados y a las condiciones de Eh-pH que prevalecen en los acuíferos. Los mecanismos de atenuación del lixiviado por procesos naturales están actuando con efectividad. No obstante, si el relleno sanitario se sigue operando sin tomar las medidas técnicas legales necesarias para su correcto funcionamiento, los procesos naturales de atenuación serán rebasados incrementándose los niveles de metales pesados en el acuífero. Se recomienda una revisión de las operaciones del relleno sanitario por las autoridades competentes y un cambio a las prácticas iniciales de operación del relleno sanitario, tales como uso de geomembrana, compactado de la basura, recubrimiento de esta por material arcilloso y la captación de gases y lixiviados. Se recomienda también la construcción de un sistema de drenaje en la ladera de la loma La Ocotillosa, para disminuir la cantidad de agua que arriba al relleno durante las precipitaciones y que se infiltra en el cuerpo de basura incrementando el volumen de lixiviado generado. Se debe llevar a cabo un monitoreo de la composición del lixiviado y de la calidad del agua subterránea, construyendo 3 pozos de monitoreo instalados en las coordenadas:

- 2746325 N y 452600 E
- 2745700 N y 452500 E
- 2746475 N y 452550 E

La profundidad mínima de perforación deberá ser de 40m y máximo de 100m para extraer muestras representativas del acuífero y monitorear el comportamiento hidrodinámico del acuífero en estudio.

Para efectos de analizar los resultados del monitoreo se debe incluir la construcción de un pozo aguas arriba del relleno sanitario, a fin de determinar la concentración de fondo del acuífero en las coordenadas:

2745250 N y 452050 E

La frecuencia del monitoreo debe ser como mínimo cada 6 meses para cada punto de muestreo, debiendo analizarse los siguientes parámetros:

(a) Campo

pH, Eh, Temperatura, Conductividad, Alcalinidad

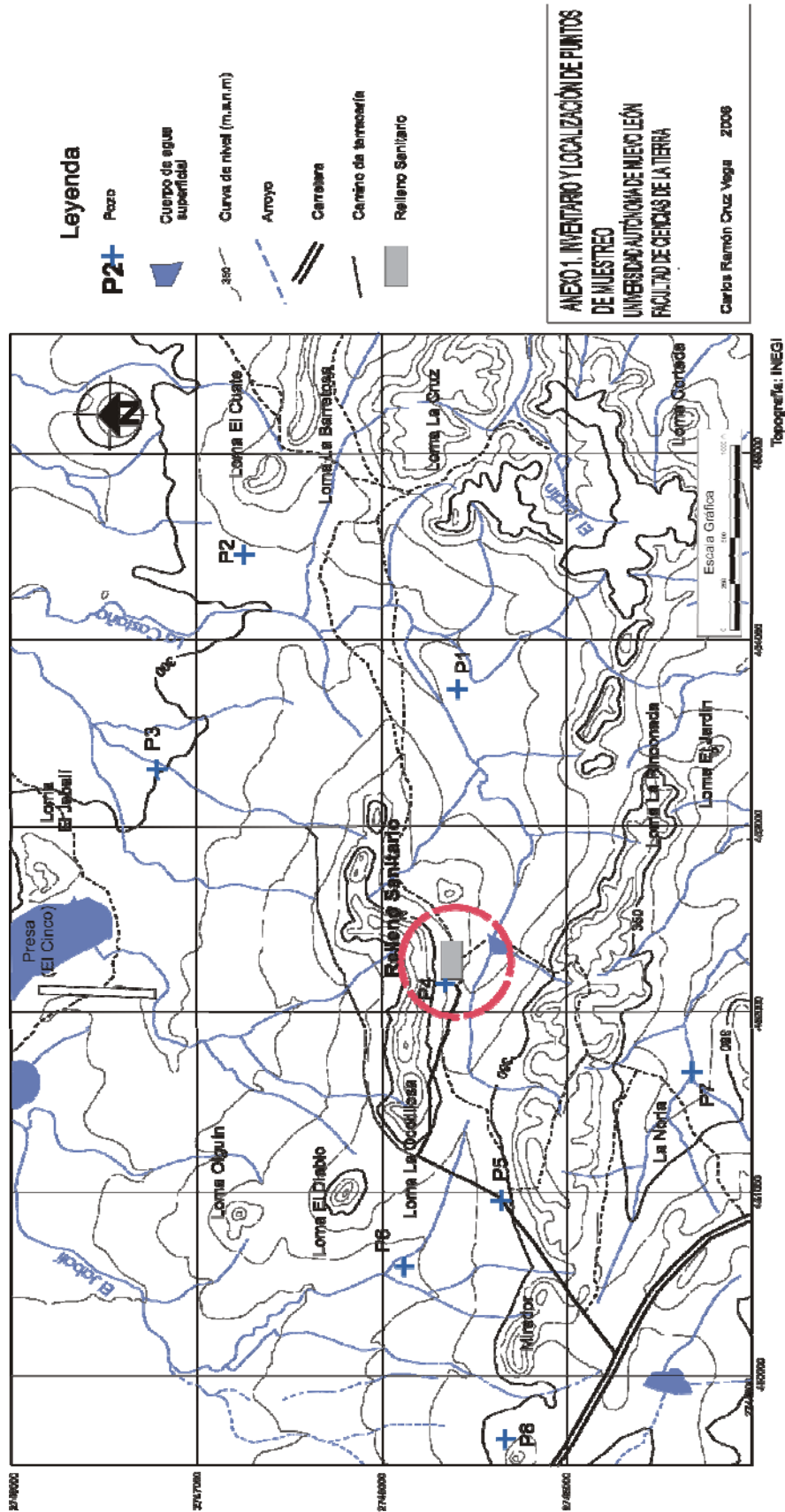
(b) Laboratorio

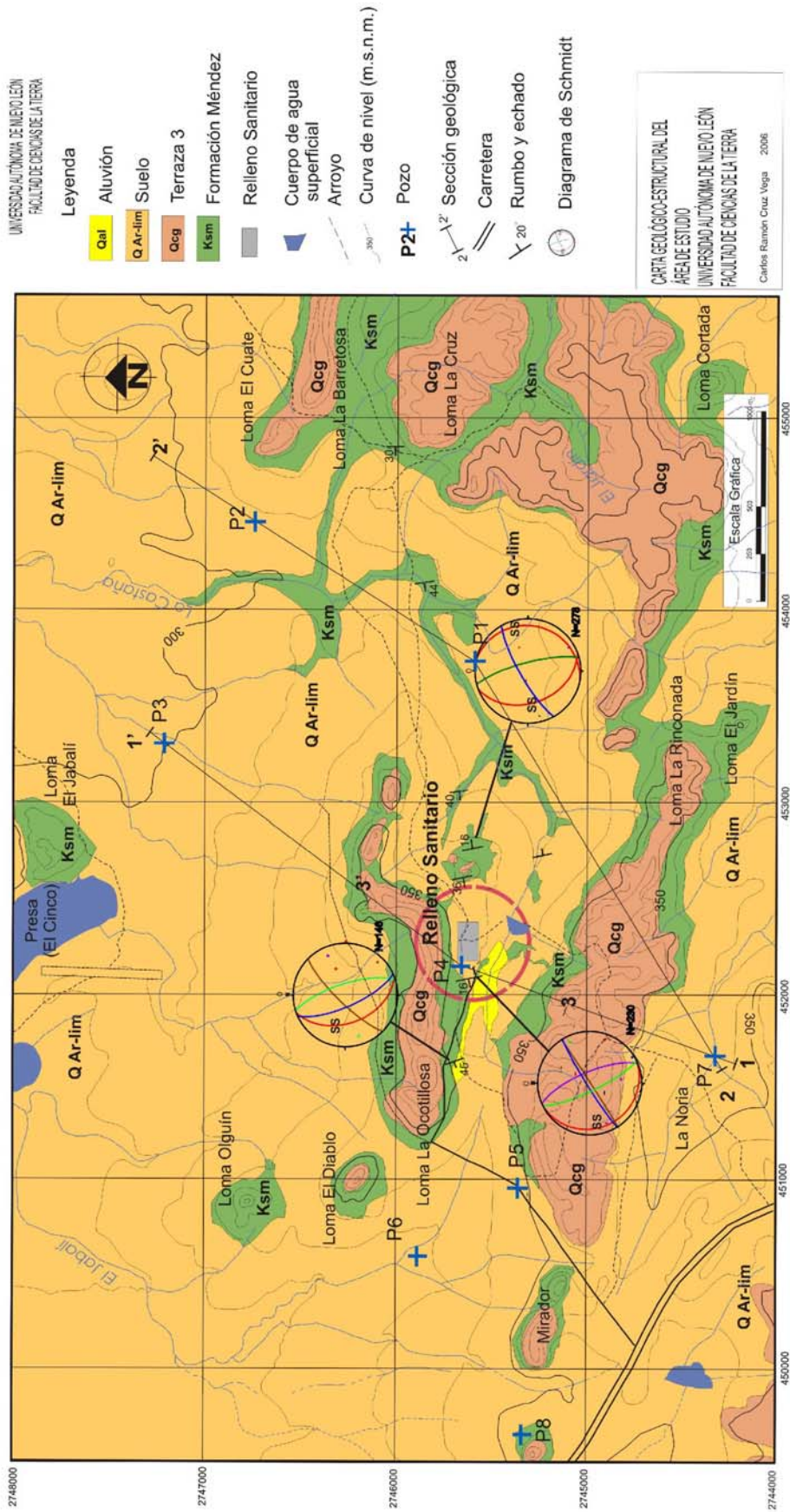
Sólidos totales (ST), Sólidos totales disueltos (STD), Sólidos suspendidos (SS), Demanda bioquímica de oxígeno (DBO), Demanda química de oxígeno (DQO), Carbono orgánico total (COT).

Dureza, Sulfatos, Cloruros, Nitratos, Na y K.

Cr, Mn, Fe, Zn, As, Ba y Pb.

Incendios no controlados que contaminan el aire de Linares y sus comunidades



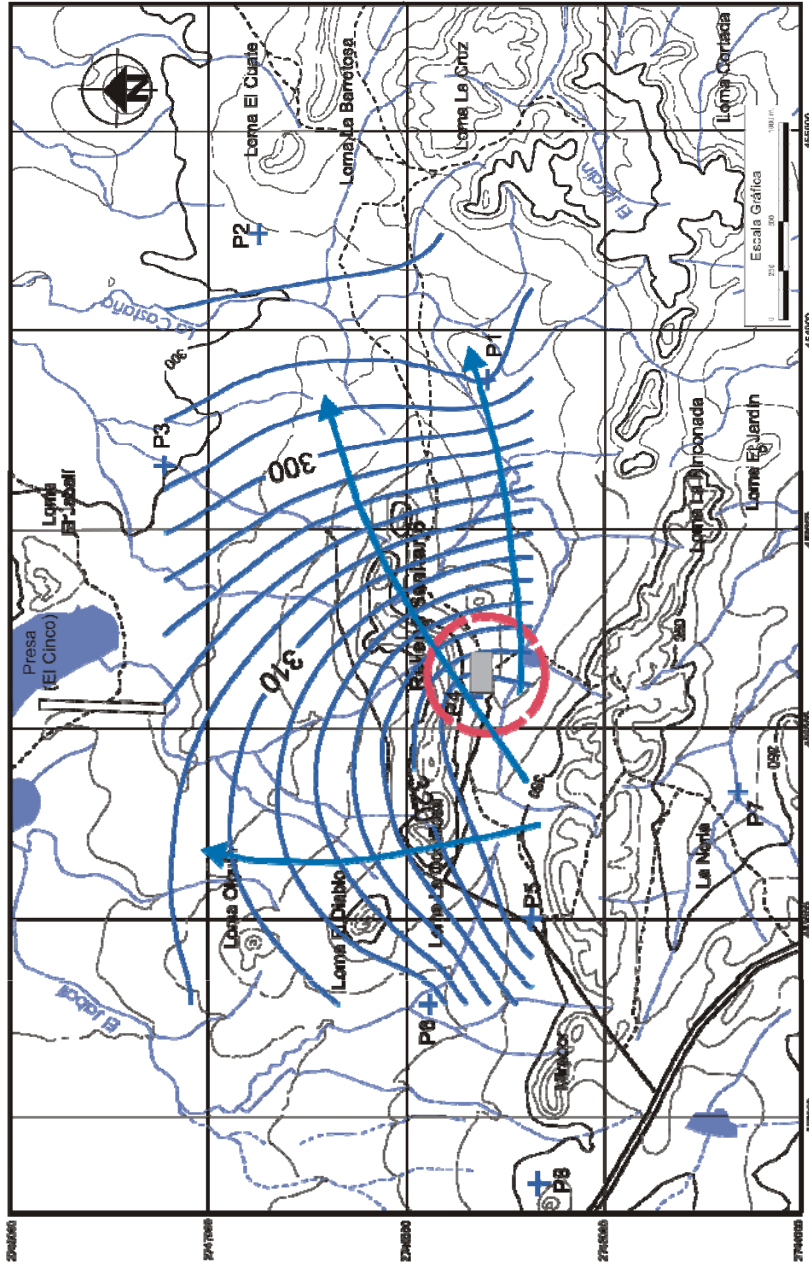


Leyenda

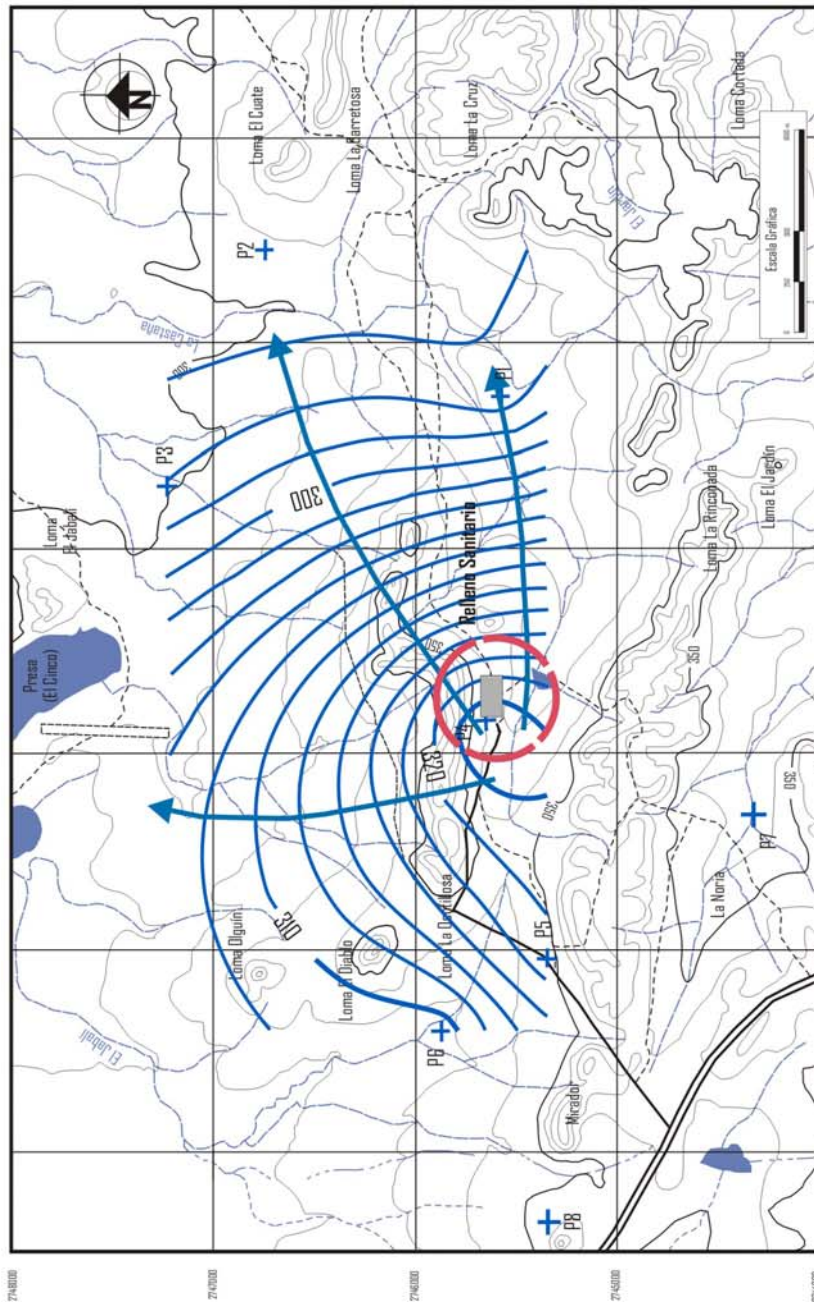
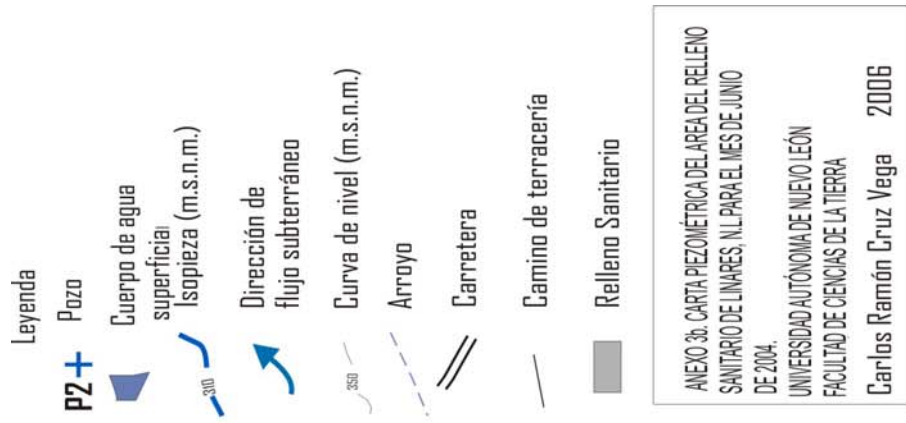
- P2+** Pozo
- Cuerpo de agua superficial
- Isopieza (m.s.n.m.)
- Dirección de flujo subterráneo
- Curva de nivel (m.s.n.m.)
- Arroyo
- Carrilera
- Camino de terracería
- Relleno Sanitario

ANEXO 3a. CARTA PIEZOMÉTRICA DEL ÁREA DEL RELLENO SANITARIO DE LINARES, N.L. PARA EL MES DE MARZO DE 2004.
 UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
 FACULTAD DE CIENCIAS DE LA TIERRA

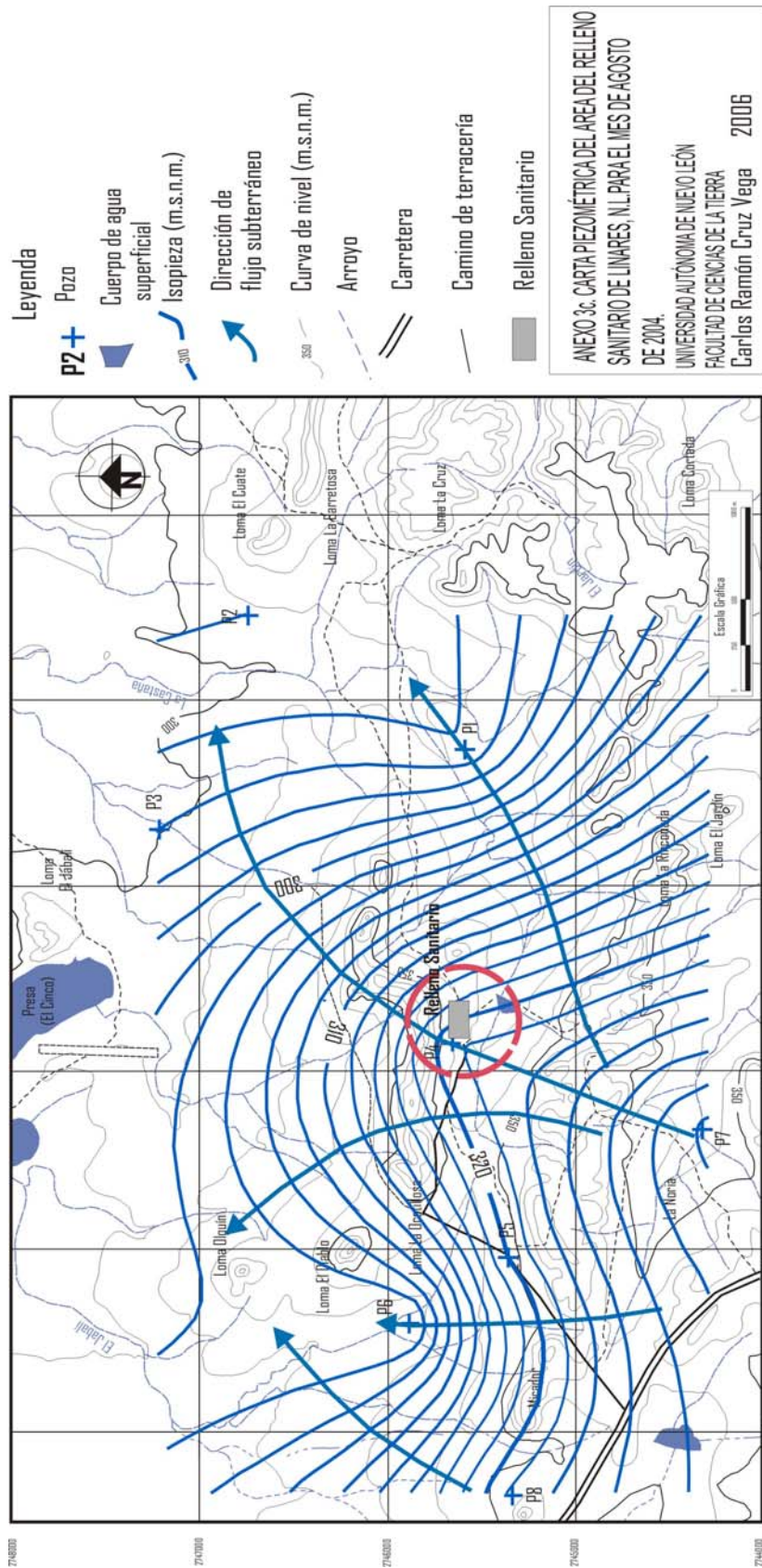
Carlos Ramón Cruz Vega 2006

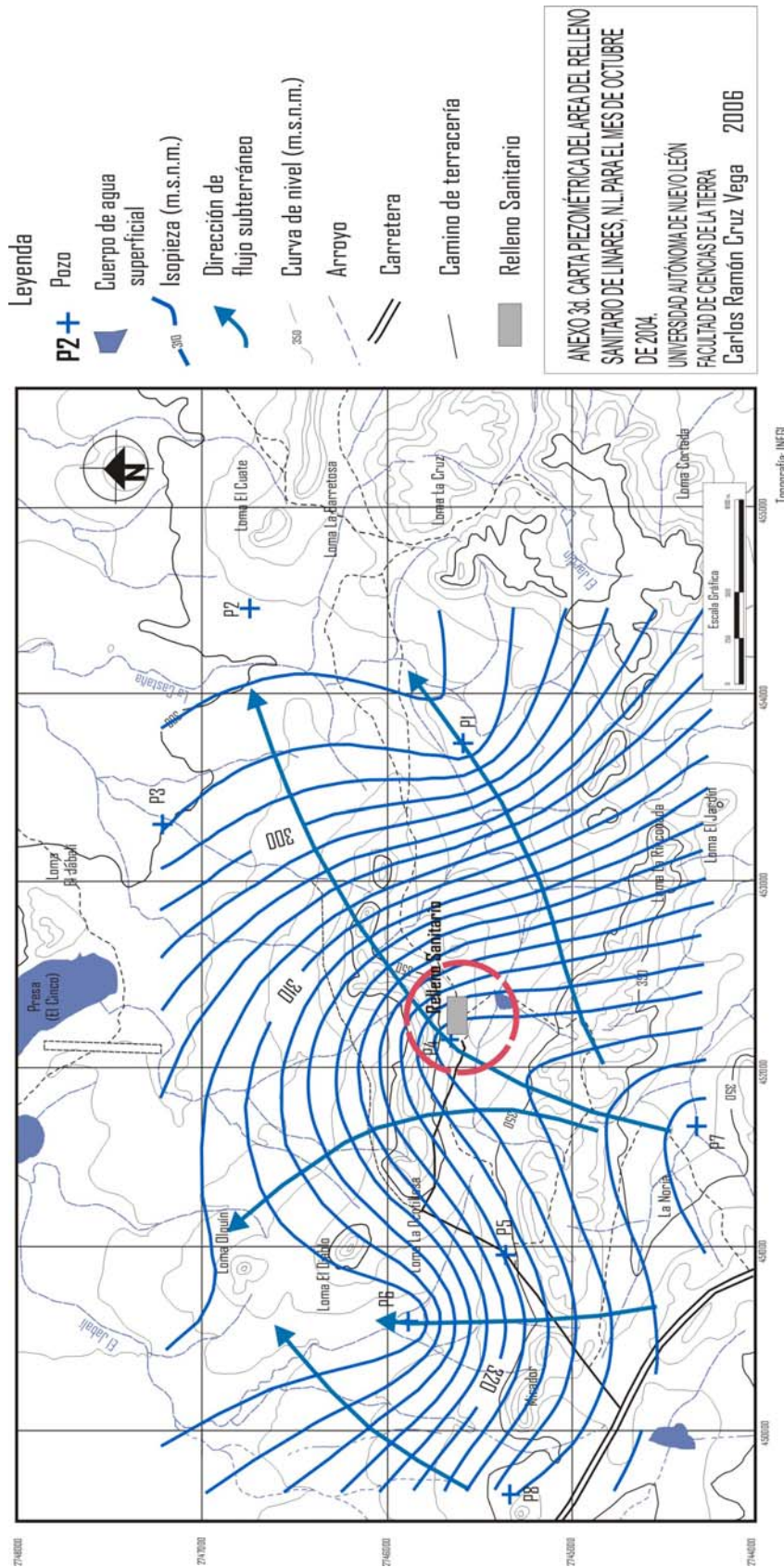


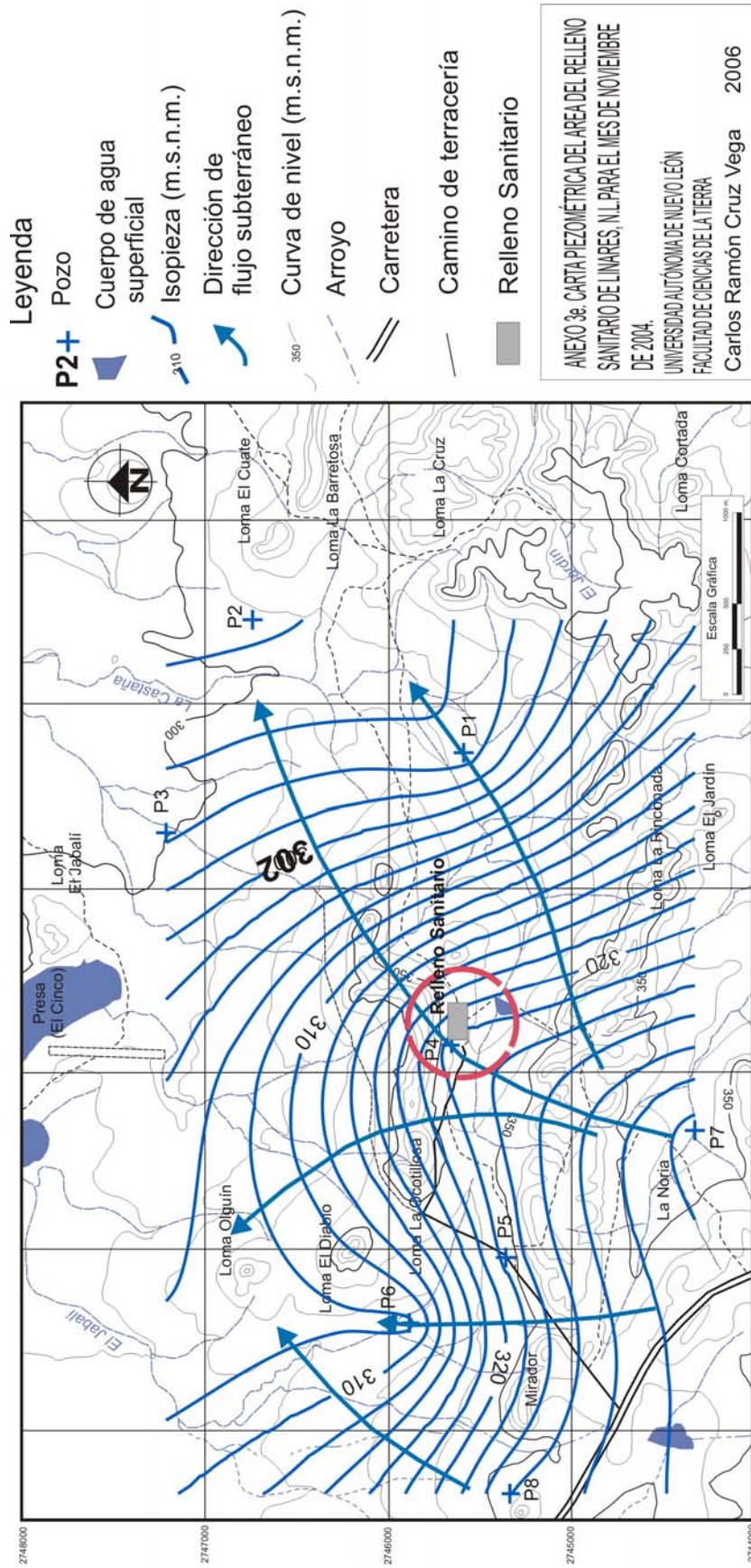
Topografía: INEGI

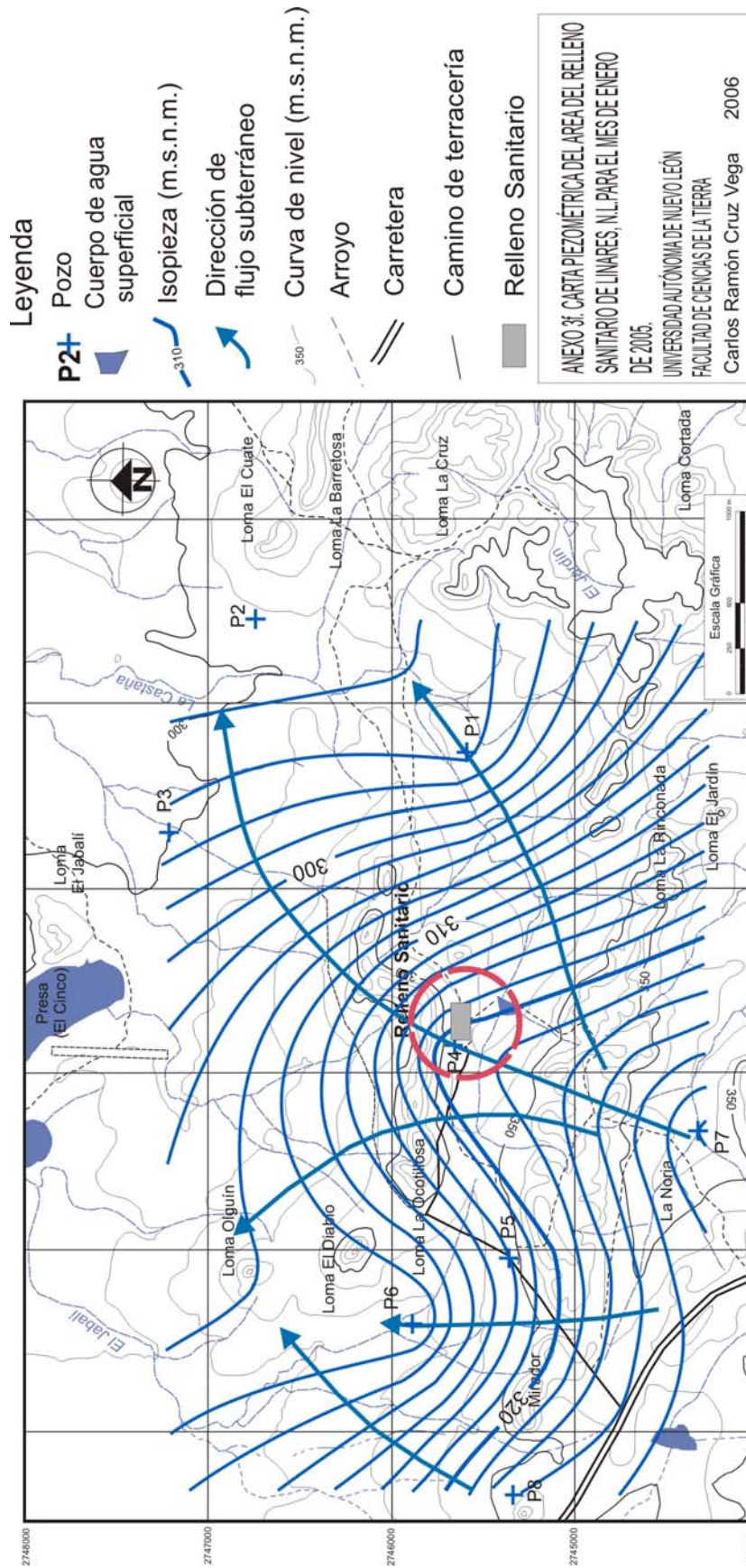


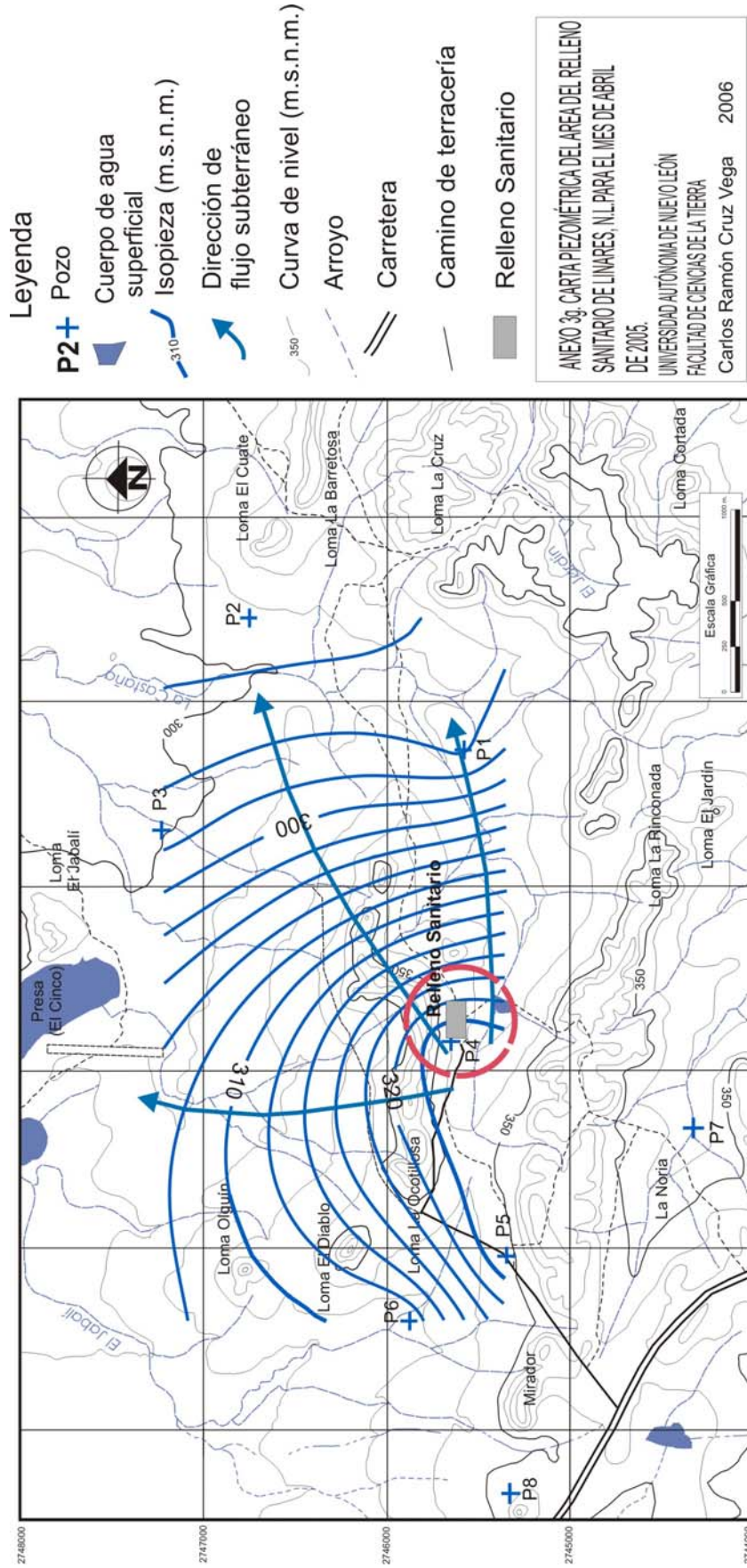
Topografía: INEGI







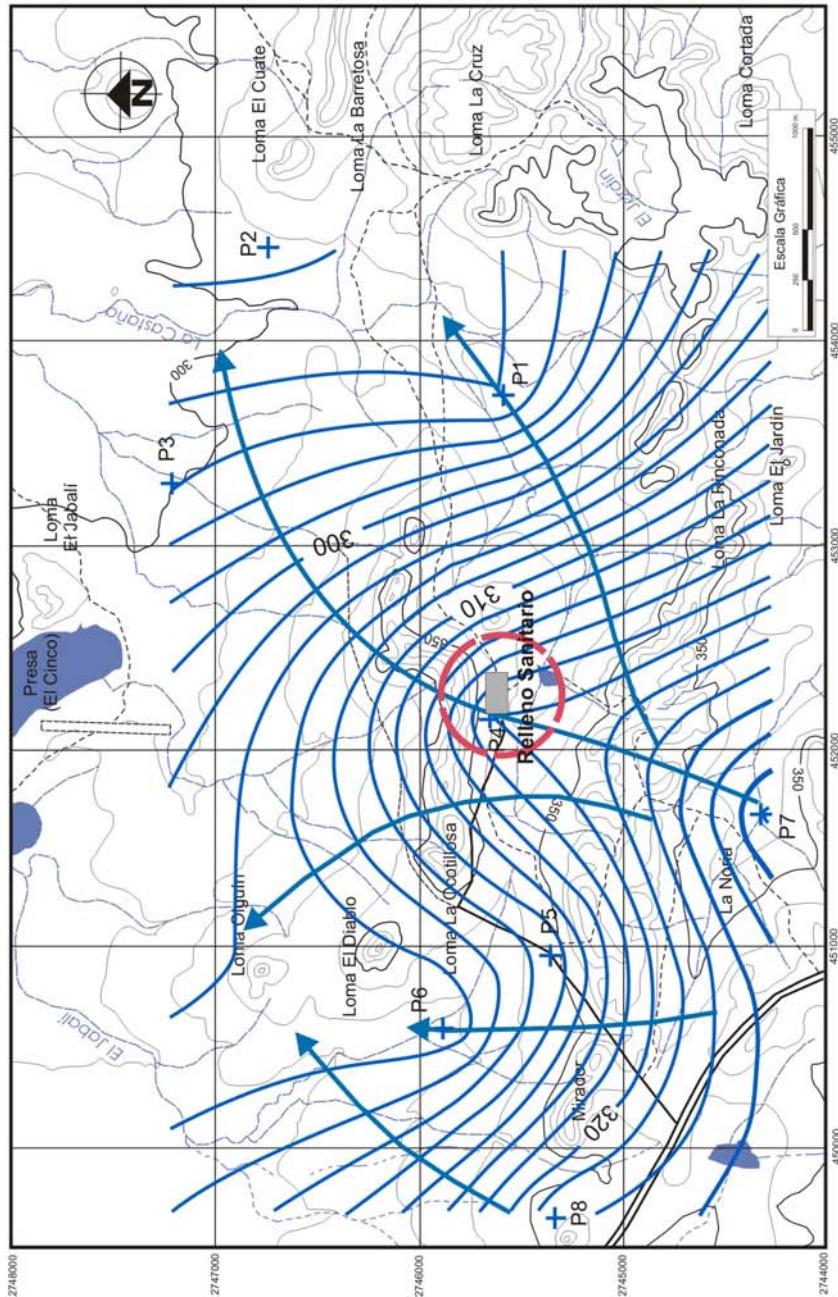




Leyenda

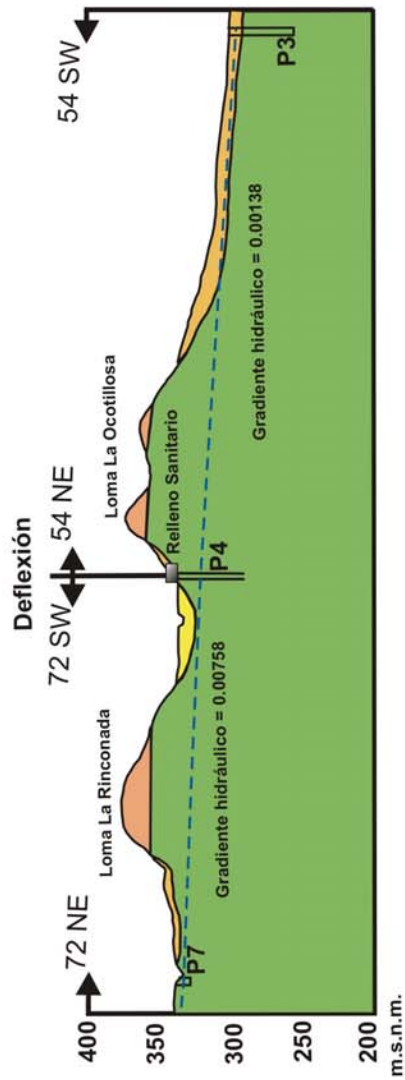
- P2+** Pozo
- Cuerpo de agua superficial
- Isopieza (m.s.n.m.)
- Dirección de flujo subterráneo
- Curva de nivel (m.s.n.m.)
- Arroyo
- Carretera
- Camino de terracería
- Relleno Sanitario

ANEXO 3h. CARTA PIEZOMÉTRICA DEL ÁREA DEL RELLENO SANITARIO DE LINARES, N.L. PARA EL MES DE JUNIO DE 2005.
 UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
 FACULTAD DE CIENCIAS DE LA TIERRA
 Carlos Ramón Cruz Vega 2006



Topografía: INEGI

Sección Geológica 1 - 1'



Leyenda

P2 Pozo dos

--- Nivel freático

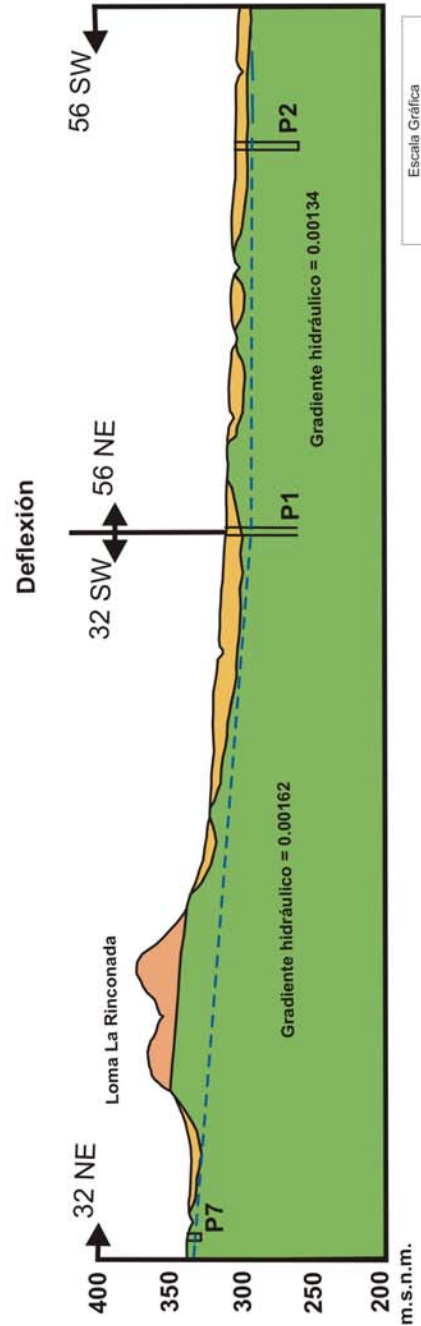
Material aluvial

Suelo

Terraza 3

Formación Méndez

Sección Geológica 2 - 2'



Escala horizontal 1: 25 000

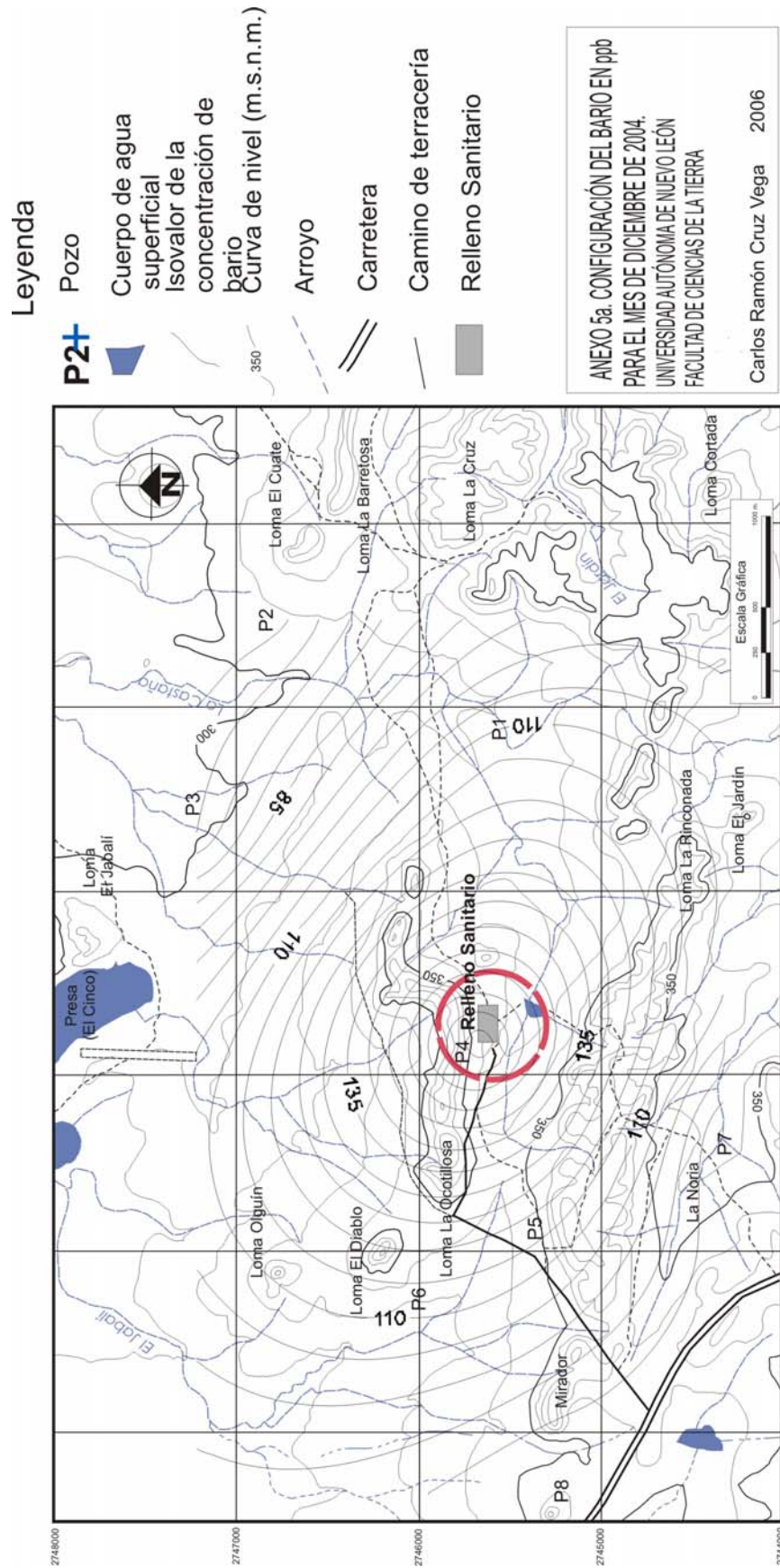
Escala vertical 1: 5 000

La escala vertical fue exagerada con motivo de resaltar los rasgos topográficos y geológicos ya que la topografía es muy suave.

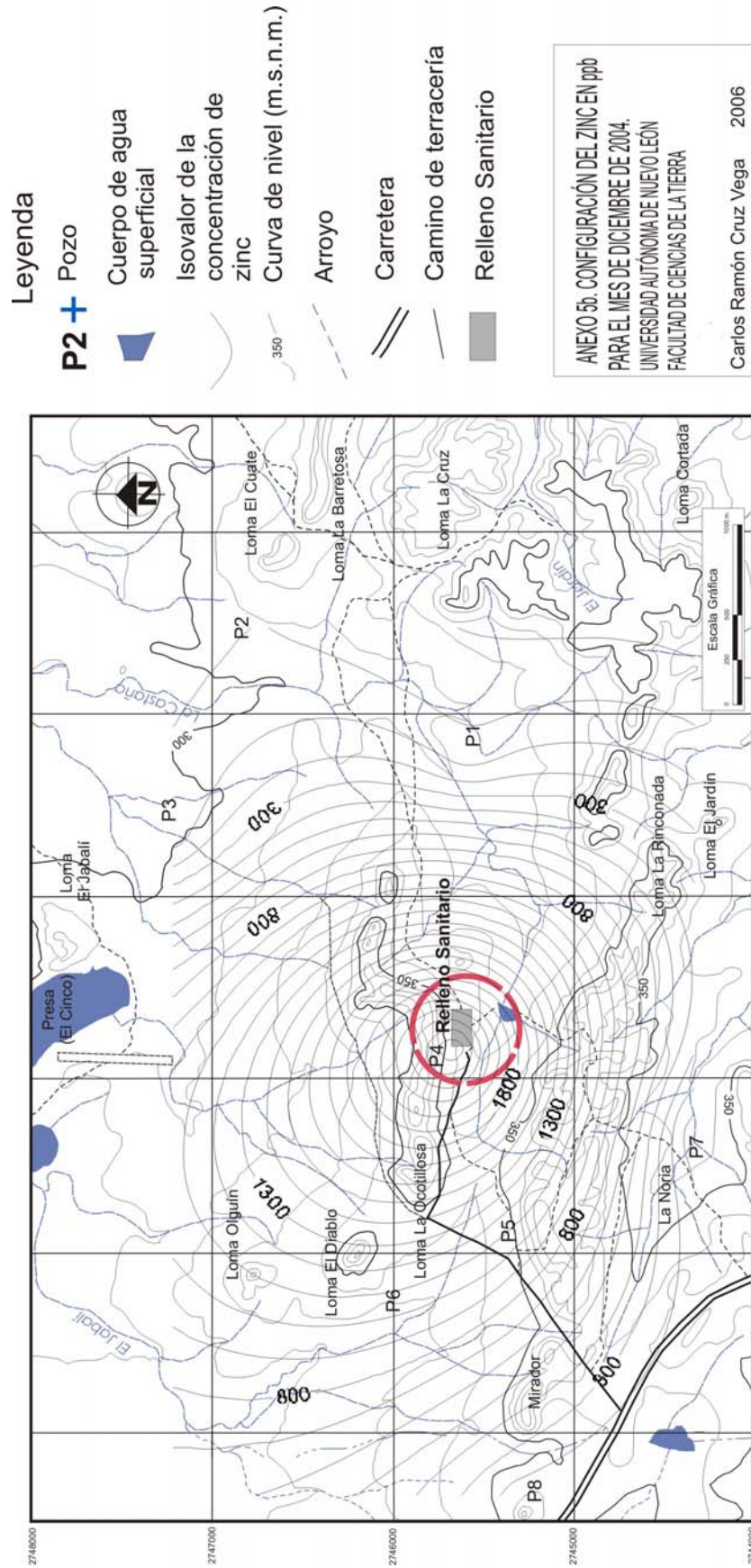
ANEXO 4. SECCIONES ESQUEMÁTICAS
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA TIERRA

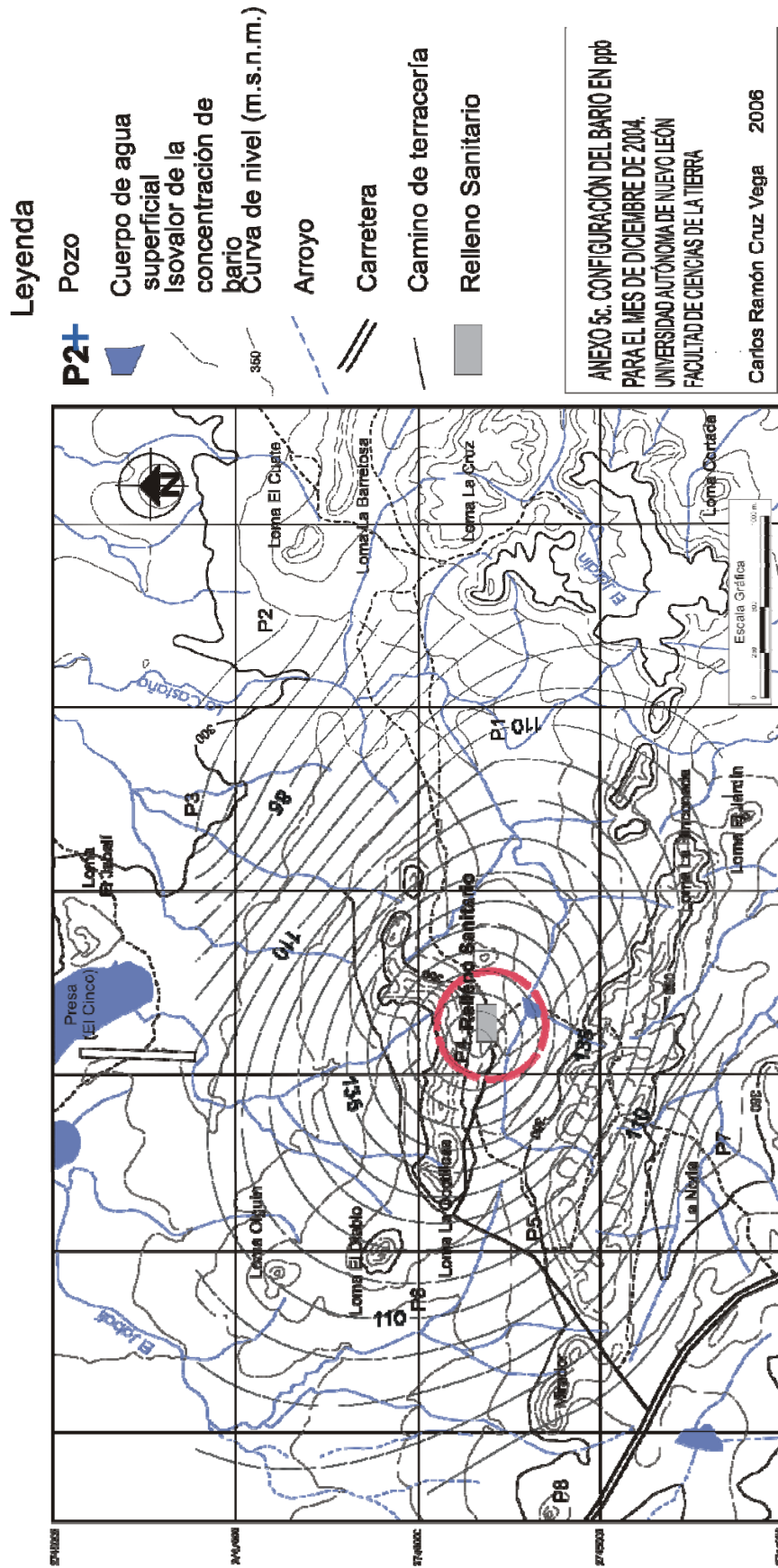
Carlos Ramón Cruz Vega 2006



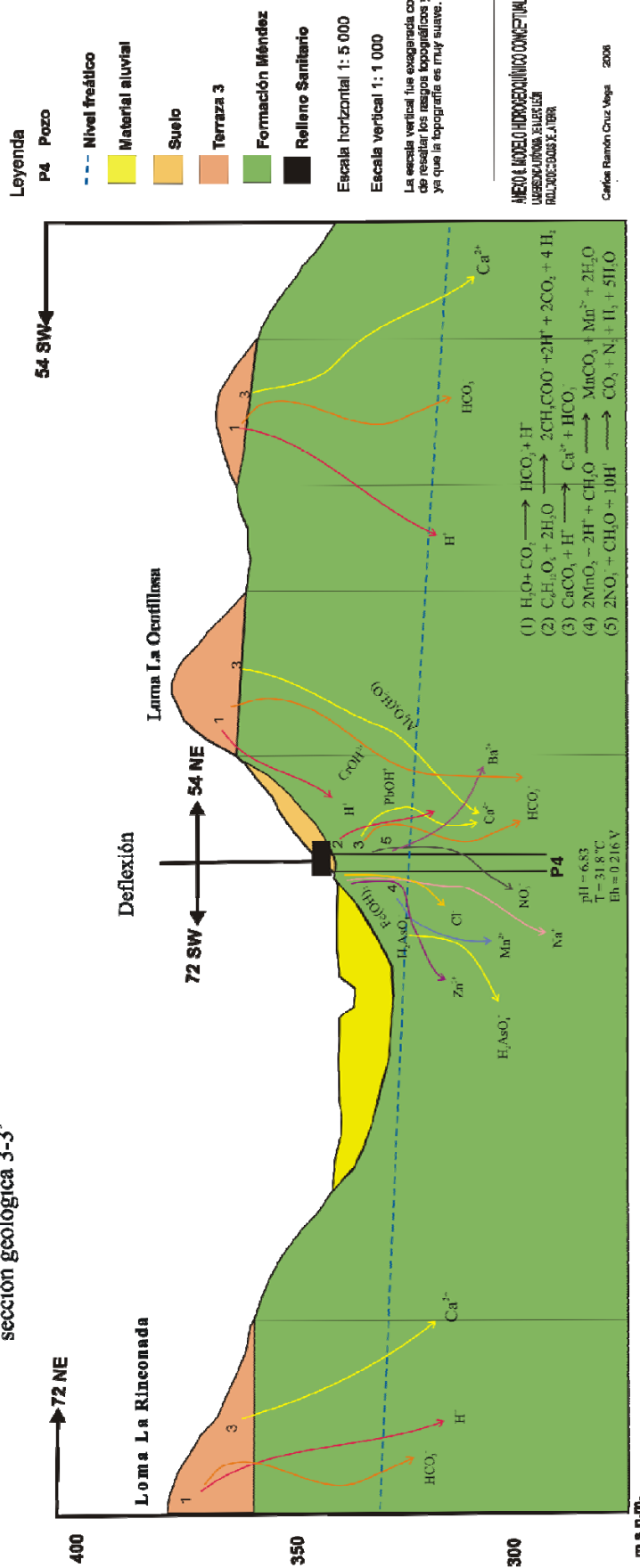


Topografía: INEGI





Fracción de la sección geológica 1-1'
sección geológica 3-3'



Bibliografía de Referencia

Alexander, M., (1981): Biodegradation of chemicals of environmental concern., Science, 211, pp. 132-138.

Allende Cchuana, T., (2002): Evaluación Geológico Ambiental de áreas para Relleno Sanitario de las Ciudades de Urubamba, Ollantaytambo y Machupicchu, Departamento de Cuzco., Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológico, Minera., 5(10): 25-33.

Altmann, R.S., Bourg, A.C.M., (1997). Cadmium mobilisation under conditions simulating anaerobic to aerobic transition in a landfill leachate-polluted aquifer., Water, Air, and Soil Pollution., 94, pp. 385 – 392.

Al-Turki, A.I., Helal, M.I.D., (2004): Mobilization of Pb Zn Cu and Cd, in Polluted Soil, Pakistan Journal of Biological Sciences 7 (11).

Anderson B.D., Aguilera V.M., (1986): Push Faults, a Conceptual Model for Groundwater Exploration in the Sierra Madre Oriental Foreland, México. Zbl. Geol. Paläont. Teil I. no. 9/10, pp. 1149 - 1160.

Atanassova, I., Okazaki, M., (1997). Adsorption-desorption characteristics of high levels of copper in soil clay fractions, Water, Air, and Soil Pollution., vol 98.

Bagchi, A., (2004): Design of Landfills and Integrated Solid Waste Management; 3rd Edition, John Wiley & Sons, Inc., U.S.A. 696 p.

Bocanegra, E., Massone, H., Martínez, D., Civil, E., Farenga, M. (2001): Groundwater contamination: risk management and assessment for landfills in Mar del Plata, Argentina. Environmental Geology., 40, pp. 732 – 741.

Brock, T.D., Madigan, M.T., (1991): Microbiología, Editorial Prentice Hall, 6^a Edición, México, 956 p.

Calace, N., Liberatori, A., Petronio, B.M., Pietroletti, M., (2001): Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals, *Environmental Pollution.*, 113. pp. 331 – 339.

Calmano, W., Hong, J., Foerstner, U., (1993): Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *WATER SCI. TECHNOL.* Vol. 28, pp. 223 – 235.

CETENAL, 1983, Carta de Aguas Superficiales G14-11, escala 1: 250 000.

Charlatchka, R., Cambier, P., (2000). Influence of reducing conditions on solubility of trace metals in contaminated soils, *Water, Air, and Soil Pollution.*,118, pp. 143 – 168.

Chavez-Sánchez, R., (1998) Evaluación del Acuitardo Somero en la Región de Méndez, Tamaulipas y sus Implicaciones para la Instalación de un Centro Integral Para el Manejo y Aprovechamiento de Residuos Industriales, Tesis de Maestría, FCT/UANL., 63 p.

Ciba, J., Korolewicz, T., Turek, M., (1999): The occurrence of metals in composted municipal wastes and their removal., *Water, Air, and Soil Pollution.*, 111, pp. 150 - 170

CNA (2004): Gerencia Regional Río Bravo, Subgerencia Técnica, Jefatura de Aguas Superficiales e Ingeniería de Ríos.

CNA (2006): Gerencia Regional Río Bravo, Subgerencia Técnica, Jefatura de Aguas Superficiales e Ingeniería de Ríos.

Correa – Rubio (1998): Estudios Geológicos e Hidrogeoquímicos en el Área del Puente de Dios, Galeana, N.L., México. Tesis de Licenciatura, FCT/UANL, 100 p.

Cruz, R.; Orta, M.; Sánchez, J.; Rojas, M., (2001): "Estimación de la generación de lixiviados en rellenos sanitarios mediante un balance de agua en serie", Memorias del AMCRESPAC, Querétaro, México.

Cullen, W. R.; Reimer, K. J., (1989): Arsenic Speciation in the environment. Chemical Reviews, vol. 89.

Cunningham, W.P., Cunningham, M.A., Saigo, B.W. (2003): Environmental Science a Global Concern., McGraw – Hill, 7th Edition, U.S.A. p. 646.

De la Garza-González, S.I., (2000): Estudio Geológico/Hidrogeológico en la Región Cítrica (Linares-Hualahuises) Nuevo León, México., Tesis de Licenciatura, FCT/UANL., 131 p.

De León-Gómez, H., (1993): Die Unterläufigkeit der Talsperre José López Portillo/Cerro Prieto auf einer Kalkstein - Mergelstein - Wechselfolge bei Linares, Nuevo León / México, Universidad Técnica de Aachen, Alemania. Tesis Doctoral, No 53, 181 p., 57 Figuras, 13 Tablas, 8 Anexos.

De León-Gutierrez, (1999): Investigación sobre las terrazas fluviales del cañón Santa Rosa, Iturbide, N.L., como base para el establecimiento de una estratigrafía del Cuaternario en el Noreste de México., Tesis de Maestría, FCT/UANL, 119 p.

Deutsch, W.J. (1997): Groundwater Geochemistry Fundamentals and Applications to Contamination., Lewis Publishers, U.S.A., 221 p.

Ehrig, H. (1989): Water and elements balances of landfills., Earth Sciences, The Landfill, Springer-Verlag Press, USA.

Galván-Mancilla, S.M. (1996): Cartografía Hidrogeológica de la Terraza Baja entre Hualahuises y Linares, N.L., Tesis de Licenciatura, FCT/UANL, 63 p.

García, A., Alvarez, E., Rodríguez, F. (2002): Sorption of As (V) by some

oxyhydroxides and clay minerals. Application to its immobilization in two polluted mining soils. Clay Minerals vol. 37.

Garza Rocha, D., Méndez Delgado, S., Chávez Cabello, G., Chapa Guerrero, J.R., (2002): Evaluación geólogo-geofísica de un sitio potencial para la disposición de residuos sólidos, Ciencia U.A.N.L., 3, pp. 344 - 350

Gómez Nunura, H., Chu Cam, R.V., Gonzáles Mechato, F., Aliaga Zegarra, O. (2003): Disposición final de los residuos sólidos urbanos de la ciudad de Piura, Perú., Ingeniería Sanitaria y Ambiental. No 68., Asociación Argentina de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

González - Elizondo M. (1996): Análisis de la vegetación secundaria de Linares, N.L., México. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., 103 p.

Gunnesch, K.A., (2002): La Ubicación Geológica de Rellenos Sanitarios y la Aplicación de Nuevos Métodos de Impermeabilización., Boletín del Departamento de Geología de la Universidad de Sonora, vols. 15, 16, 17.

Hobstman, H., Singh, B., (2001): Cadmium sorption by hydroxy - aluminium interlayered montmorillonite, Water, Air and Soil Pollution, vol. 131.

Howard, K.W.F., Eyles, N., Livingstone, S. (1996): Municipal Landfilling Practice And Its Impact On Groundwater Resources In And Around Urban Toronto, Canada. Hydrogeology Journal., 4, pp. 64 – 79.

Henderson, P., (1982): Inorganic Geochemistry. Pergamon Press Ltd. 353 p.

INEGI (1996): Información Estadística de los Estados en la República Mexicana. www.inegi.gob.mx

INEGI (2005): Información Estadística de los Estados en la República Mexicana. www.inegi.gob.mx

Keswisck, B.H. (1984): Sources of growndwater pollution., Growndwater Pollution Microbiology., G.Bitton y C.P. Geba Eds. U.S.A. pp 39 – 64.

Clesceri, L.S., Greenberg A.E., Eaton, A.D., (1989): Satndard methods for the examination of water and wastewater., American Public Health Association., 1268 p.

Lipták, B.G. (1991): Municipal waste disposal in the 1990's. Chilton, Radnor, Pennsylvania., pp 23 – 43.

Lizárraga Mendiola, L.G., (2003): Análisis y Evaluación del Agua Subterránea del Área del Tiradero Municipal y la Petaca, Linares, N.L., México., Tesis de Maestría, FCT/UANL, 89 p.

López-Ramos E. (1980): Geología de México, Tomo II. 2ª. Ed., S.E.P, México 454p.

López-Ramos E. (1982): Geología de México, Tomo II. 3ª. Ed., CONACYT, México 454 p.

Lugo – Hubp. J. (1990): El relieve de la República Mexicana., Revista Inst. Geología, U.N.A.M., 9, pp. 82 – 111.

Lyngklide, J., Christensen, T.H., (1992): J. Contam. Hydrol., vol.10, p.273.

Manzano – Camarillo, M.G.F. (1997): Procesos de desertificación asociados a sobre pastoreo por caprinos en el matorral espinoso de Linares, N.L., Tesis de Maestría, Fac. Ciencias Forestales, U.A.N.L., 87 p.

Méndez N., Castillo E., Sauri M., Quintal F., Giácoman V. Jiménez B., (2005), "Physicochemical treatment of Mérida landfill leachate for chemical oxygen demand

reduction by coagulation", Waste Management & Research, Vol. 23, No. 6, pp. 560-564.

Montalvo-Arrieta, J.C., Quintanilla, Y., Tamez, A., Meneses, M., Ramos, L., Masuch, D. (2005): Microzonation of the Linares, Northeast Mexico area, based on geology and shear-wave velocity measurements. Geofísica Internacional, vol. 44, pp 331 – 340.

Návar, J., Cavazos, T., & Domínguez, P.A. (1993): Los balances hidrológicos mensuales con tres probabilidades de precipitación en el estado de Nuevo León. En: C. Pola S., J.A. Ramírez F., M.M. Rancel R. & I. Navarro L. (Eds.) Actas Fac. Ciencias Tierra UANL Linares, 8: 71-82.

NOM-001-SEMARNAT 1996 (1996): Norma que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales. www.semarnat.gob.mx

NOM-052-SEMARNAT 1993 (1993): que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. www.semarnat.gob.mx

NOM-083-SEMARNAT 2003 (2003): Norma que establece las condiciones que deben reunir los sitios destinados a los disposición final de los residuos sólidos municipales. www.semarnat.gob.mx

Oeltzschner, H., Mutz, D., (1996): Guidelines for an Appropriate Management of Sanitary Landfill Sites. (2ª edición); Editado por: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GMBH, Eschborn.

Olajire, A.A., Ayodele, E.T., (1998): Heavy Metals Analysis of Solid Municipal Wastes in the Western Part of Nigeria., Water, Air and Soil Pollution, vol. 103.

Padilla y Sánchez, R.J., (1978): Bosquejo Geológico-Estructural de la Sierra Madre Oriental en el Área Linares-Galeana-San Roberto, Estado de Nuevo León. Revista del Instituto de Geología, U.N.A.M., 2, pp. 45-54.

Parkhurst, D.L., Thorstenson, D.C., Plummer L.N., (1980): PHREEQE - A computer program for geochemical calculations, U.S. Geological Survey.

Piper, A.M., (1944): A Graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses. AGU Trans., vol. 25, pp.914-923.

Reddi, N.L., Inyang, (2000): Geoenvironmental Engineering Principles and Applications, Marcel Dekker, Inc., 1st Edition, U.S.A., 494 p.

Röben, E., (2002): Diseño Construcción, Operación y Cierre de Rellenos Sanitarios Municipales., Servicio Alemán de Cooperación Social – Técnica., Loja, Ecuador., 151 p.

Roberts, D., Scheinost, A., Sparks, D.L., (2003): Zinc Speciation in Contaminated Soils Combining Direct and Indirect Characterization Methods., Geochemical and Hydrological Reactivity of Heavy Metals in Soils., Edited by H. Magadi Selim, & WilliamL. Kingery., Lewis Publishers., U.S.A. 360 p.

Ruiz, M.A., (1990): Zur Gliederung, Verbreitung und oekologischen Bewertung der Boeden in der Region von Linares, N.L. Mexiko. Gottinger Beiträger zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen, vol. 56, pp. 119-143.

Ruiz, M.A., Werner, J., (1997): Research into the Quaternary sediments and climatic variations in NE Mexico. Quaternary International, vol. 43-44, pp. 141-151.

Sancho y Cervera, J., Rosiles Castro, G., (2003): Situación Actual del Manejo

Integral de los Residuos Sólidos en México, Dirección de Residuos Sólidos, SEDESOL.

Sharma, H.D., Lewis, S.P., (1994): Waste Containment Systems, Waste Stabilization and Landfills: Design and Evaluation., John Wiley & Sons, Inc.,U.S.A., 588 p.

Takeo, N., (2005): Atlas of Eh – pH diagrams. Geological Survey of Japan Open File Report No. 419. National Institute of Advanced Industrial Science and Technology. Research Center for Deep Geological Environments.

Tchobanoglous G., Theisen H., Vigil S.L.A., (1993): Integrated solid waste management. Mc-Graw Hill, U.S.A, pp 316 – 538.

Tóth, J., (1999): Groundwater as a geologic agent: an overview of the causes, processes, and manifestations. Hydrogeol. J. vol. 7, pp. 1-14.

Werner, J., (1991): Aspectos hidrogeológicos de la cuenca del río Conchos. Kurzbericht: 11S., UANL., Linares (unveröff.). En de León – Gómez (1993).

Werner, J., (1996): Introducción a la Hidrogeología, 1ª Edición, Facultad de Ciencias de la Tierra, U.A.N.L., México, 174p.

White, D.E., Hem, J.D., Waring, G.A., (1963): Chemical composition of subsurface water. Data of Geochemistry, 6th ed., U.S. Geological Survey.

Woerner, M., (1991): Los suelos bajo vegetación de matorral del Noreste de México, descritos a través de ejemplos en el Campus Universitario de la UANL, Linares, N.L., Reporte Científico No 22, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., 115 p.