



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA
INSTITUTO DE GEOFÍSICA**

COMPORTAMIENTO HIDROGEOQUÍMICO DEL NITRATO EN EL AGUA
SUBTERRÁNEA DE LA ZONA SUROESTE DE LA CUENCA DE MÉXICO

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTORA EN CIENCIAS

PRESENTA:

M. I. SILVIA MONTIEL PALMA

DIRECTOR DE TESIS:

DRA. MARÍA AURORA ARMIENTA HERNÁNDEZ
INSTITUTO DE GEOFÍSICA

COMITÉ TUTORAL:

DRA. ELOÍSA DOMÍNGUEZ MARIANI
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA

DR. RAMIRO RODRÍGUEZ CASTILLO
INSTITUTO DE GEOFÍSICA

CIUDAD UNIVERSITARIA, D. F.

ENERO 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

A mis papás Tere Palma Guardado y Ramón Montiel
Hernández.

A mis hermanas Vicky y Betty

A Fer Perea

AGRADECIMIENTOS

Quisiera expresar mi agradecimiento a mi asesora la Dra. María Aurora Armienta Hernández así como a mis sinodales quienes estuvieron siempre en disposición de contribuir a que este trabajo llegara a buen término, los Doctores:

Eloísa Domínguez Mariani

María Vicenta Esteller Alberich

Georgina Fernández Villagómez

Francisco Martín Romero

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para la realización del Doctorado así como a la UNAM

Al Ing. Alejandro Escobedo del Sistema de Aguas de la Ciudad de México por su disposición a brindarnos los datos solicitados así como el acceso a los pozos para realizar los muestreos.

A Alejandra Aguayo, Olivia Cruz y Nora Cenicerros por su invaluable trabajo en el laboratorio de Química Analítica del Instituto de Geofísica para la determinación de los análisis efectuados

Comportamiento hidrogeoquímico del nitrato en el agua subterránea de la zona suroeste de la Cuenca de México

CONTENIDO

RESUMEN.....	8
ABSTRACT	9
INTRODUCCIÓN	10
JUSTIFICACIÓN	11
OBJETIVOS	13
Objetivo General.....	13
Objetivos específicos.....	13
HIPÓTESIS	13
1 ANTECEDENTES	14
1.1 Localización.....	18
1.2 Geología.....	20
1.2.1 Estratigrafía de la zona suroeste de la Cuenca de México.....	24
1.3 Hidrogeología	28
1.3.1 Sistemas de flujo	32
1.3.2 Vulnerabilidad del acuífero	36
1.4 Marco teórico.....	38
1.4.1 Contaminación por nitrato en agua subterránea	40
1.4.2 Transformaciones del nitrógeno. Procesos de óxido-reducción	42
1.4.3 Receptores de electrones en sistemas microbianos	46
1.4.4 Relación de las concentraciones de HCO_3^- , Fe^{2+} con NO_3^- . Desnitrificación	48
1.4.5 Movimiento de contaminantes. Transporte de nitrato.....	50
2 METODOLOGÍA.....	54
2.1 Localización de sitios de muestreo	54
2.2 Colecta de muestras.....	55
2.3 Métodos de laboratorio	56
2.3.1 Determinación de nitrato y nitrito	56
2.3.2 Determinación de sodio, potasio y magnesio.....	57
2.3.3 Determinación de zinc, manganeso, hierro y plomo.....	57
2.4 Tratamiento de datos.....	60
2.5 Tratamiento estadístico	64
3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	66
3.1 Hidrogeología	66
3.1.1 Aspectos hidrodinámicos.....	66
3.1.2 Sistemas de flujo	67

3.1.3	Marco y secciones geológicas	67
3.2	Hidrogeoquímica	72
3.2.1	Características generales	72
3.2.2	Histogramas de frecuencia	73
3.2.3	Correlación entre parámetros fisicoquímicos	77
	Clasificación geoquímica	78
3.2.4	Comportamiento del nitrato.....	81
3.2.5	Cloruros.....	87
3.3	Análisis de componentes principales	90
3.4	Condiciones de óxido-reducción	92
3.5	Análisis de comportamientos químicos	94
3.6	Tendencias temporales de variación del nitrato	98
4	CONCLUSIONES.....	100
5	REFERENCIAS.....	103
	ANEXOS	115

Índice de figuras

Figura 1-1. Localización de la zona de estudio	19
Figura 1-2. Geología de la zona (adaptado de la Carta Geológica Minera E 14-2 Ciudad de México del Servicio Geológico Mexicano) y localización de las secciones A-A" y B-B'	23
Figura 1-3. Direcciones de flujo del agua subterránea en la zona de estudio. Adaptado de Lesser 1992	33
Figura 1-4. Diagrama de especiación de compuestos de nitrógeno. Fuente: Appelo y Postma 1996	43
Figura 1-5. Ciclo del nitrógeno. Fuente: IFA 2007	46
Figura 2-1. Ubicación de los pozos del Sistema de Aguas, usados en la fase de muestreo.....	54
Figura 2-2. Balance iónico en las muestras analizadas.....	59
Figura 3-1. Profundidad del nivel piezométrico de la zona. Datos del SACM 1983	66
Figura 3-2. Sección geológica de la sección A-A'	68
Figura 3-3. Sección geológica, concentraciones de iones en los pozos muestreados y diagramas de Stiff de la sección B-B'.....	70
Figura 3-4. Diagrama de Piper de la zona de estudio y detalle del mismo. Facies hidrogeoquímicas	79
Figura 3-5. Diagramas de Stiff en los pozos de las secciones geológicas.....	80
Figura 3-6. Concentraciones de nitrato encontradas en función de percentiles y el límite máximo permitido para agua potable.....	83
Figura 3-7. Concentraciones de nitrato por intervalos (mg/L). Intervalo 1 [0 - 6.4] , intervalo 2 (6.4-12.9] , intervalo 3 (12.9-19.3] , intervalo 4 (19.3-25.7] , intervalo 5 (25.7-32.1], intervalo 6 (32.1-38.6] , intervalo 7 (32.1-38.6]	85
Figura 3-8. Distribución de nitrato por isoconcentraciones, mg/L	86
Figura 3-9. Relación NO ₃ ⁻ : Cl ⁻ como indicador de condiciones reductoras en la trayectoria del flujo del agua (Eje B-B').	88
Figura 3-10. Distribución de cloruro por isoconcentraciones, mg/L	89
Figura 3-11. Varianza explicada en función de eigenvalores	90
Figura 3-12. Relación de nitrato con ión bicarbonato en función de la posible oxidación de la materia orgánica	94
Figura 3-13. Relación de nitrato con sulfato en función de disminución de ambiente oxidante.....	95
Figura 3-14. Valores de pH en los pozos del perfil en el eje B-B' en la dirección del flujo.....	95
Figura 3-15. Relación de concentraciones de nitrato respecto a la profundidad del pozo muestreado.....	96
Figura 3-16. Pozos en los que se detectó la presencia de hierro en el agua subterránea (concentraciones en mg/L entre paréntesis)	97
Figura 3-17. Variación temporal de la concentración de nitrato en una zona aledaña al sitio de muestreo del año 2011. Datos de Armienta y Rodríguez (2009).....	98
Figura 3-18. Localización de los puntos mencionados en la Figura 3-17.	99

Índice de tablas

Tabla 2-1. Balances iónicos de los análisis químicos efectuados en los pozos de muestreo.....	58
Tabla 2-2. Características de los pozos con información fisicoquímica. Fuente: SACM	61
Tabla 2-3. Parámetros incluidos en el ACP.....	65
Tabla 3-1. Intervalos de los parámetros analizados	73
Tabla 3-2. Matriz de correlación de la zona	77
Tabla 3-3. Concentraciones de nitrato por intervalos, mg/L. Se incluyen las concentraciones de nitrito medidas.....	81
Tabla 3-4. Varianza total.....	90
Tabla 3-5. Matriz de coeficientes rotada	91

RESUMEN

El presente trabajo aborda la evaluación de los niveles de nitrato y su comportamiento geoquímico en el agua subterránea de una zona en el sur de la Cuenca de México. La caracterización hidrogeoquímica se realizó a partir de la información de 42 pozos de abastecimiento por medio de mapas de isoconcentración, diagramas de Piper, estratigrafía de la zona, así como el análisis del comportamiento de los iones NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y conductividad eléctrica a lo largo de las líneas de flujo en el acuífero somero.

El área de estudio está compuesta principalmente de rocas volcánicas fracturadas en las estribaciones de las Sierras del Ajusco y Chichinautzin al oeste y depósitos lacustres y arcillas al este. La interpretación geoquímica del agua muestra una dirección de flujo radial desde las sierras hacia la zona lacustre.

Las concentraciones de nitrato fueron inferiores a los límites establecidos para agua potable excepto en uno de los pozos. El área con mayores contenidos de nitrato determinada en este trabajo se ubica hacia el oeste en las faldas de la Sierra Chichinautzin, y en las inmediaciones del Periférico Sur en Tepepan. La distribución de concentraciones mostró una tendencia decreciente desde la sierra Chichinautzin hacia la zona lacustre proviniendo de la zona de recarga del acuífero.

Las secciones geológicas mostraron que las concentraciones de sulfato y la relación $\text{NO}_3^- : \text{Cl}^-$ decrecen espacialmente en la dirección del flujo subterráneo. Esto sugiere que las condiciones oxidantes del entorno disminuyen de la periferia al centro, hasta llegar al límite con las arcillas lacustres de la planicie. Es en esta zona precisamente, donde los resultados analíticos del pozo identificado como PS-1, mostraron la presencia de nitrito que reflejan condiciones reductoras.

ABSTRACT

Assessment of drinking groundwater quality south of the Basin of Mexico was carried out using as indicators the concentration of nitrates jointly with geochemical behavior. Hydrogeochemical characterization was based on the composition of 42 supply wells by means of iso-concentration maps, Piper diagrams, geological sections, and the behavior of NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ and electrical conductivity along groundwater flow in the shallow aquifer.

The study area is constituted mostly by fractured volcanic rocks in the lower slopes of Ajusco and Chichinautzin ravines to the west, and lacustrine deposits and clays to the east. Geochemical interpretation showed a radial flow from the ravines to the lacustrine zone.

Nitrate concentrations were lower than drinking water standards in all but one well. The area with highest nitrate concentrations is located to the west in the Chichinautzin ravine slopes where settlements without drainage systems are located. Concentration distribution showed a decreasing trend from the ravines, in the recharge zone formed by fractured rocks, to the lacustrine area.

Water chemistry along geological sections showed a decrease of sulfates concentration and $\text{NO}_3^- : \text{Cl}^-$ ratio along groundwater flow. This suggests that oxidizing conditions decrease from the periphery to the center until reaching the lacustrine clays of the plain. These clays are located in the upper part of the stratigraphic column of the farthest well from the recharge zone in the studied geological section. Analysis of that well showed nitrites presence reflecting reducing conditions.

INTRODUCCIÓN

El nitrato se encuentra naturalmente en muchos ecosistemas acuáticos en moderada cantidad. En el agua subterránea puede relacionarse con actividades volcánicas y procesos de consolidación de sedimentos (Strathouse et al. 1980). Sin embargo, determinadas actividades antropogénicas, principalmente asociadas a la agricultura y excretas animales, contribuyen a que sus niveles se eleven considerablemente.

La concentración máxima permisible de N-NO_3^- en agua de consumo es de 10 mg/L (44.26 mg/L expresado como NO_3^-), de acuerdo a lo establecido por la norma mexicana, NOM-127-SSA1-1994 (SSA, 2000). Se ha encontrado que concentraciones por arriba de esta norma originan metahemoglobinemia en infantes y otros problemas de salud en adultos debido a su transformación en nitritos por participación de bacterias existentes en el estómago y vejiga urinaria (Mirvish 1977 y 1991, Bartsch y Montesano 1984, Crespi y Ramazzotti 1991, Tsezou et al. 1996). A su vez los nitritos se transforman en nitrosaminas que afectan al estómago e hígado, pudiendo originar cáncer (Lee et al. 1992; Weyer 2001; Wolfe y Patz 2002). En mujeres embarazadas atraviesan la placenta y están asociados a defectos del nacimiento, como paladar hendido o defectos del tubo neural. Aunque se ha sospechado una asociación entre el nitrato con el linfoma no Hodgkin (Weisenburger 1991), Ward et al. (1996) no encontraron evidencia fehaciente de dicha relación.

Debido a estos efectos en la salud es importante tomar las medidas adecuadas a fin de controlar y posteriormente disminuir su concentración (Smolders et al. 2010).

La infiltración de nitrato al agua subterránea, involucra factores como el uso de suelo, carga de nitrógeno presente, zonas de recarga de agua subterránea, características del suelo y la profundidad del nivel piezométrico (Birkinshaw y Ewen, 2000; Vinten y Dunn, 2001, Bekesi y McConchie, 2002, Leson y Wisotzky 2012).

La contaminación por nitrato en acuíferos ha sido ampliamente estudiada y analizada en el mundo (Styczen y Storm 1993, Hubbard y Sheridan 1994, Callesen et al. 1999, Nolan 2001, Rodvang y Simpinks 2001, Kunkel et al. 2004, Zotarelli et al. 2007, Fadaei y Najafi 2014). Se han realizado determinaciones de vulnerabilidad por contaminación por nitrato

en acuíferos (Martínez et al. 2010) así como modelaciones de la evolución temporal de nitrato en función de la profundidad de infiltración del mismo (Welch et al. 2011).

Debido a su gran movilidad en el agua, se infiltra fácilmente hacia los acuíferos y por lo tanto constituye el contaminante químico más universalmente encontrado en los cuerpos de agua (Spalding y Exner 1993). Nolan et al. (1998) estimaron que el 24% del agua subterránea de Estados Unidos excedió el límite establecido por la EPA entre 1993 a 1995.

Este trabajo parte del estudio realizado para el Instituto de Ciencia y Tecnología de la Ciudad de México, por el Instituto de Geofísica, cuyos primeros resultados se encuentran en Armienta y Rodríguez (2009). En los resultados de una primera fase de muestreo, se determinó la presencia de, entre otros, nitrato y compuestos orgánicos, en pozos de abastecimiento de agua potable en áreas localizadas en zonas urbanas, geológicamente fracturadas, dentro del suroeste del Distrito Federal y estribaciones de la Sierra Chichinautzin. En relación al límite máximo para agua potable, las concentraciones de nitrato se encuentran aún por debajo del mismo, excepto en un punto.

JUSTIFICACIÓN

La justificación de este trabajo está enfocada a la generación del conocimiento de la problemática del incremento de nitrato en la zona, afirmación hecha en base a los valores determinados por el Instituto de Geofísica en estos tres últimos años.

Con base en esta investigación se podrían determinar acciones a seguir por las autoridades encargadas de mantener la calidad del agua de la zona, así como tener localizadas las fuentes de contaminación para controlar el ingreso de ciertos compuestos orgánicos al acuífero.

Este trabajo también puede originar otros más relacionados con el tema, en los que se pudiera investigar proponiendo formas de disminuir los niveles de nitrato en el agua.

Se pretende establecer los procesos geoquímicos que determinan la presencia y aumento de NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ en un acuífero sobre el que se encuentra asentada una megalópolis

y en el que en parte de una de sus zonas de recarga se presentan asentamientos humanos irregulares, los cuales muy probablemente aportan contaminantes como nitrato al acuífero del que se abastece dicha megalópolis. La zona geológica se compone, entre otras capas, de arcillas de tipo lacustre en parte de la superficie del recorrido del acuífero.

OBJETIVOS

Objetivo General

- Determinar el comportamiento de las concentraciones de nitrato (procesos hidrogeoquímicos que afecta al nitrato) en el agua subterránea en un medio geológico fracturado con una cobertura importante de asentamientos humanos parcialmente sin sistemas de drenaje, utilizando bases de datos previas y muestreos que se realizaron durante el desarrollo de la presente tesis.

Objetivos específicos

- Establecer las distribuciones espaciales y temporales de las concentraciones de nitrato en el agua subterránea, utilizando un software comercial y secciones geológicas.
- Obtener las correlaciones de los elementos presentes respecto a la presencia y comportamiento de los valores de nitrato obtenidos por medio de la matriz de correlación durante la modelación hidrogeoquímica, así como por herramientas de análisis multivariado (análisis de componentes principales).
- Evaluar los factores fisicoquímicos que influyen en el comportamiento y distribución de nitrato en el acuífero integrando los resultados obtenidos en los dos objetivos específicos anteriores.

HIPÓTESIS

Si existen fuentes de generación de nitrato en la zona suroeste de la Cuenca de México, entonces éstas se deben principalmente a:

- actividades derivadas de cuestiones agropecuarias (en forma de NH_4^+)
- fugas en las redes de drenajes sanitarios que se infiltran hasta el acuífero
- vertido de aguas residuales en los lagos de la zona que ha originado la eutroficación en los mismos.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

1 Antecedentes

En parte del territorio denotado como suelo de conservación en las delegaciones de Tlalpan, Tláhuac y Xochimilco aún existen zonas agrícolas y de crianza de animales domésticos. Junto con otras zonas de la delegación Tláhuac (algunas de ellas declaradas como Patrimonio Mundial por la UNESCO), en Xochimilco se encuentran las zonas agrícolas, que en un momento histórico creó y mantuvo la agricultura en chinampas, y en Milpa Alta se encuentran zonas que en 1986 fueron incluidas en los Decretos de Monumentos Históricos del INAH.



Fuentes: Dim Leventis. Google Earth

Este sistema se compone del área habitacional donde viven los agricultores, los embarcaderos; las propias chinampas, y por último, los mercados donde se vende el producto cultivado en las chinampas. La zona lacustre y la zona de la montaña son parte integral del sistema con la recarga del acuífero y la biodiversidad, y forman parte importante de la imagen paisajística de Xochimilco y Tláhuac.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES



Fuentes: Cristyan Gallardo (izqda.), Grupo Docks México (dcha.). Google Earth



Fuente: UNESCO, 2006.

Debido al incremento en la demanda sus mercancías, la producción tradicional tiende a sustituirse por otra tecnificada en invernadero, el empleo de bolsas y macetas para las plantas de ornato, el establecimiento de viveros, el uso de bombas de motor para extraer el agua y la aplicación de agroquímicos con concentraciones importantes de nitrógeno y fósforo.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Es por ello que los cultivos intensivos en invernaderos se han constituido en fuentes contaminantes y se ha incrementado el uso de energía eléctrica, el consumo de agua potable para riego y el depósito de residuos tóxicos (UNESCO, 2006).

En cuanto a los cuerpos de agua de la zona, debido a la explotación intensiva del acuífero, a partir de 1961 los manantiales de la zona sureste de la Cuenca fueron agotados y en la década de los 70, se hubo de emplear agua tratada proveniente de las plantas del Cerro de la Estrella, San Luis Tlaxialtemalco y San Lorenzo para los canales y chinampas. Actualmente, el abastecimiento de la población de la zona se realiza por agua proveniente de pozos, lo que ha provocado efectos de subsidencia mayores a 20 cm anuales en zonas ubicadas en Xochimilco (Mazari y Alberro, 1990), fracturas en el terreno y reducción de la zona lacustre.



Fuente: zuacman Google Earth

Los cuerpos de agua actuales de lo que fue el antiguo lago de Xochimilco son ya únicamente 10 canales principales con 184 km de longitud aproximada (Chalco, Cuemanco, Nacional, Apatlaco, Tlicuilli, Ampampilco, Japón, La Noria, Amelalco y Texhuilo) y 7 lagunas, con aportes constantes de aguas residuales que son la causa principal del deterioro acelerado del paisaje en Xochimilco (DGCOH, 2005).

Estos conductos de agua a cielo abierto rodean zanjas y canales intermitentes que bordean a las chinampas, además de servir de comunicación entre sí (INEGI, 2001).

Respecto a calidad del agua en la zona sur de la Ciudad de México, Ryan (1989) identificó contaminación por nitrato en el sur de la Cuenca y determinó aportes por agua residual en áreas con gradientes hidráulicos descendentes o en áreas de recarga. Las mayores concentraciones de nitrato se detectaron en la periferia de la zona arcillosa. En los ramales de Tláhuac las concentraciones fueron muy bajas o nulas prevaleciendo condiciones reductoras.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Lesser et al. (1986) reportaron incrementos de nitrato en una franja al pie de los lomeríos de la Sierra de las Cruces para un período de 30 años a partir del año de 1955, atribuyéndolo a los asentamientos humanos que se han incrementado hasta la actualidad. Años después, en 1993 también encontraron contenidos elevados de nitrato y color asociados a fosas sépticas en las áreas de Tlalpan, y en algunos pozos del ramal Tláhuac-Neza altos niveles de nitrógeno proteico y amoniacal, cuyas fuentes son la degradación de la materia orgánica de las arcillas lacustres y el aporte de agua proveniente de las arcillas.

En cuanto a las condiciones redox y de saturación prevalecientes, Ryan (1989) ratifica que, a medida que se produce el cambio de condiciones de acuífero libre a confinado, el potencial de oxido-reducción disminuye notablemente. Edmunds et al. (2002) establecen la presencia de una barrera redox en la dirección del flujo subterráneo que, en el caso de nitrato, se relaciona con su disminución. Se ha reportado también que a medida que se produce el cambio de condiciones de acuífero libre a semiconfinado, el potencial de óxido reducción y las condiciones de saturación disminuyen notablemente y que las especies reducidas son más abundantes en la región semiconfinada (Cardona y Hernández 1995).

Armienta y Rodríguez (2011) determinaron presencia de nitrato en pozos de abastecimiento de agua potable en áreas dentro del suroeste del Distrito Federal y estribaciones de la Sierra Chichinautzin. En relación al límite máximo permisible para agua potable, las concentraciones de nitrato en la mayoría de los sitios se encontraron aún por debajo del mismo.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

1.1 Localización

La Cuenca de México se localiza en la parte central de la República Mexicana. Es una cuenca naturalmente endorreica, de fondo plano y de tipo lacustre. Es compartida por el Distrito Federal y los estados de México, Hidalgo y Tlaxcala. En parte de su superficie se encuentra asentada la Ciudad de México a una altitud promedio de entre 2240 a 2390 msnm. Tiene una superficie aproximada de 4925 km² (INEGI, 2000).

La Cuenca está limitada por complejos montañosos de origen volcánico: al oriente por la Sierra Nevada, cuyas cimas más elevadas sobrepasan los 5000 m; al sur, por las serranías del Ajusco y Chichinautzin, que virtualmente llegan a los 4000 m; y al poniente, por la Sierra de las Cruces, donde se superan los 3000 m. En la parte media de la Cuenca se encuentra la Sierra de Guadalupe, donde las montañas más altas alcanzan los 2600 m. Cuenta con prominencias topográficas aisladas como el Cerro de la Estrella, El Peñón y el Cerro de Chapultepec entre otros, (**Figura 1-1**).

La zona de estudio se encuentra en la parte suroeste de la Cuenca, entre las coordenadas UTM (476758.51, 2126471.22) y (497500.85, 2135036.10), con altitudes entre los 2,237 y 2,432 msnm, en parte de las delegaciones Magdalena Contreras, Coyoacán, Tlalpan, Xochimilco y Tláhuac. Comprende aproximadamente 50% de suelo urbano y 50% de suelo de conservación, mismo que se localiza en las últimas 3 delegaciones mencionadas. Abarca una superficie de 178 km². Los límites de la zona son, al NW, las Avenida Periférico Sur en su cruce con Av. Camino a Santa Teresa y al SE, la Carretera Tláhuac-Tulyehualco casi con la Avenida Aquiles Serdán, (**Figura 1-1**).

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

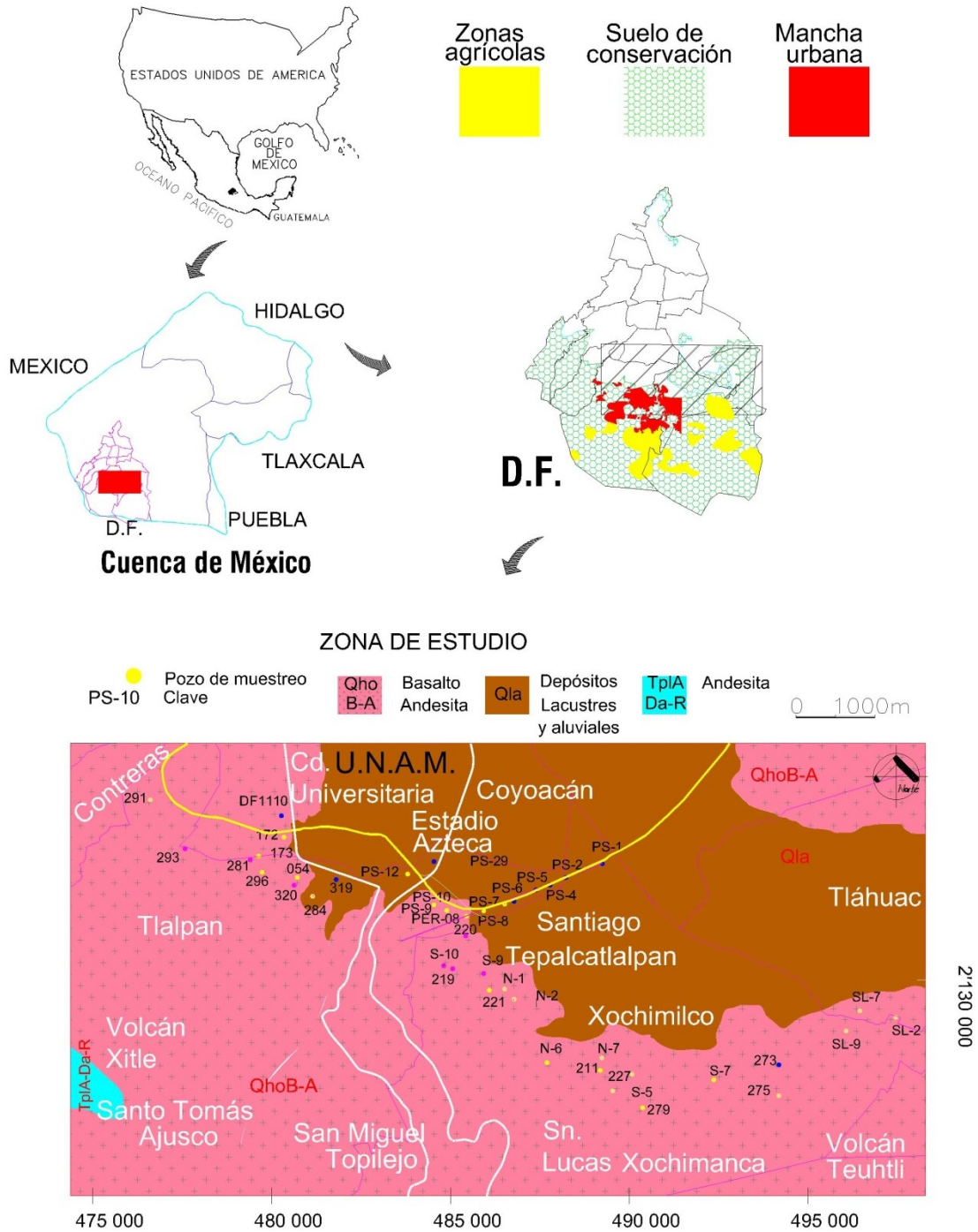


Figura 1-1. Localización de la zona de estudio

Suelo de conservación. Fuente: (<http://www.sedema.df.gob.mx/sedema/index.php/ciudad-verde>)

Mancha urbana. Fuente: Aguilar y Santos (2011)

Zona agrícola. Fuente: Google Earth

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

1.2 Geología

De acuerdo a Damon et al. (1981) la Cuenca de México pertenece a las planicies escalonadas que forman parte del Arco Volcánico Trans-Americano. Se encuentra compuesta básicamente de rocas volcánicas, mayormente en las sierras que la circundan y sedimentos de origen lacustre en su extensa planicie conformada por abanicos y llanuras aluviales encontrándose en los márgenes de la planicie sedimentos de ambos tipos intercalados. El paquete granular más antiguo y profundo corresponde a piroclastos del Plioceno que se encuentran entre los 100 a 200 m de profundidad en la mayor parte de la zona (Rodríguez y Ochoa, 1989). Existen formaciones geológicas originadas durante el Mioceno-Pleistoceno compuestas por andesitas, dacitas, riocitas en las sierras de Las Cruces y Nevada y en el cerro Ajusco; del Plioceno- Pleistoceno, basaltos, andesitas en el núcleo de la Sierra de Santa Catarina; del Cuaternario, basaltos, andesitas, en la Sierra de Chichinautzin. En el entorno de las sierras existen alternancias de derrames lávicos, piroclastos y cenizas.

El basamento de la Cuenca se formó durante el Eoceno, cuando formaba parte del suelo marino de este período. A principios del Terciario, debido entre otras causas a plegamientos de las estructuras circundantes, esta capa compuesta de sedimentos calizos fue elevándose sobre el nivel del mar. Sánchez –Rojas (1987) resume la formación de la Cuenca actual a través de siete fases de vulcanismo.

Durante la primera fase se encuentran aún calizas.

En la segunda fase hubo una actividad importante en forma intermitente de vulcanismo continental por lo que las estructuras geológicas originadas en este período se encuentran constituidas por arcillas lacustres y rellenos fluviales en distintas series lávicas que van de intermedias a ácidas. Se formó una cantidad de fracturas considerables que se relacionan con vulcanismo asociado con el acomodamiento de la placa transversal de México.

Durante la tercera fase de vulcanismo se formaron las Sierras mayores al este y oeste (Xochitepec). Los cerros Zacatepec y Chapultepec se formaron en esta fase, así como la fosa central entre Xochimilco y Tecmulco de más de 1km de profundidad. Se encuentran lavas andesíticas oscuras y tobas lacustres pliocénicas superpuestas.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

En la cuarta fase se formaron las sierras menores (Sierra de Guadalupe) caracterizándose por la presencia de lavas intermedias y ácidas que obstruyen parte del drenaje de la Cuenca en el Noreste y Suroeste formándose los cerros Tenayo y Chiquihuite.

Durante la quinta fase se formaron las Sierras Mayores (Sierras de las Cruces, Nevada y Río Frío), conformadas por andesitas y dacitas; así como las lomas a los pies de los arcos volcánicos, como la Formación Tarango. Son características de esta fase las barrancas y los lahares que las rellenan, formando los depósitos de gravas y arenas azules con acumulaciones de lavas porfíricas y grandes cantidades de piroclastos, producto de erupciones violentas, con expulsión de cenizas, piedra pómez, avalanchas aluviales y/o escurrimiento de lavas.

En la sexta fase, con predominancia de andesitas basálticas, se formaron los cerros de la Estrella, Chimalhuacán, Pinos, Peñón, etc.

Finalmente, en el último período de vulcanismo se formó la Sierra del Chichinautzin, que obstruye el último drenaje natural de la Cuenca convirtiéndola en una cuenca endorreica. Esta sierra se formó superpuesta a la Sierra Nevada. Durante el mismo período se formaron los glaciares del Iztaccíhuatl y por último el Popocatepetl.

La **Figura 1-2** muestra la geología de la zona de estudio: inmersa en estructuras originadas durante el Cretácico, Terciario y Cuaternario, comprendiendo andesitas y basaltos pertenecientes a la formación Tarango y Chichinautzin y en la zona nororiental se encuentra la presencia de arcillas que pertenecen a los depósitos lacustres de la planicie de la Cuenca.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES



Fuente: muestreos durante el período 2011

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES



Fuente: Geomaza. Google Earth



Figura 1-2. Geología de la zona (adaptado de la Carta Geológica Minera E 14-2 Ciudad de México del Servicio Geológico Mexicano) y localización de las secciones A-A" y B-B'.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

1.2.1 Estratigrafía de la zona suroeste de la Cuenca de México

Citando a Vázquez y Jaimes (1989) la estratigrafía que conforma esta zona se puede dividir de la siguiente forma:

Cretácico:

Formación Morelos

Aflora al sur de la Sierra Chichinautzin, con un espesor máximo de 900 m que se adelgaza al oriente y poniente. Constituye una interestratificación de capas gruesas de calizas y dolomitas diagenéticas, concordantes a anhidritas laminares subyacentes. Depositada durante el Albiano Medio-Cenomaniano Temprano en una extensa plataforma marina, se supone que el miembro evaporítico se extiende hacia el subsuelo de la Cuenca de México (Fries, 1960).

Formación Cuautla

La cima de esta unidad y la de la Formación Morelos se encuentra ampliamente distribuida en el subsuelo del sector meridional de la Cuenca de México (Pérez-Cruz, 1988.). En Tulyehualco sondeos de PEMEX penetraron esta formación a profundidades de 2100 m (PEMEX, 1988). De acuerdo a Fries (1960) los espesores varían entre 200 y 750 m, conformada por calizas principalmente calcarenitas de estratificación gruesa. Concordante con la Formación Mezcala suprayacente y está cubierta discordantemente con algunos lugares por el Grupo Balsas y por rocas volcánicas del Terciario y Cuaternario.

Formación Mezcala

Encontrada mayormente en zonas sinclinales. Aflora al sur de la Sierra Chichinautzin y en el cerro La Palma. El espesor máximo es de 1500 m. Esta formación se depositó en aguas someras durante el Cretácico Superior, como posible consecuencia del levantamiento y erosión del arco magmático del Cretácico, localizado en ese entonces en el borde occidental del continente (Damon et al., 1981).

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Terciario:

Rocas volcánicas del Oligoceno Tardío-Mioceno Temprano

Se agrupan aquí las secuencias volcánicas en las que se incluye a la Riolita Tilzapotla (Fries, 1960) del extremo sudoccidental. Estas rocas afloran profundamente erosionadas y fracturadas en la Sierra de Xochitepec, en los cerros Picacho y Púlpito del Diablo y en otras pequeñas localidades. Constituyen secuencias de tobas líticas, cristalinas y vítreas, brechas tobáceas y aglomerados. Estos depósitos piroclásticos están en la parte superior, interestratificados y/o cubiertos por derrames lávicos. Contienen capas de clásticos aluviales de espesor promedio de 6 m, lo que indica tiempo de reposo en la actividad volcánica. Se encuentran feldespatos y cuarzo. La Riolita Tilzapotla tiene un espesor máximo de 250 m. El contexto geológico se relaciona con la actividad del arco magnético del Terciario Medio (Damon et al. 1981).

Rocas extrusivas del Mioceno Medio y Tardío

Son rocas volcánicas con distinta composición litológica y posición estratigráfica respecto a las rocas volcánicas del Oligoceno Tardío-Mioceno Temprano. Sus afloramientos se distribuyen por toda la cuenca en áreas pequeñas. En la porción sur se encuentran principalmente en los cerros El Elefante, El Judío, Los Remedios, el Peñón de los Baños, la base de la Sierra de Guadalupe y la Sierra de Las Cruces, el Cerro Patlachique y algunos otros afloramientos en el norte de Texcoco. Constituidas por tobas, brechas volcánicas y lavas.

Estas rocas extrusivas se distribuyen ampliamente en el subsuelo de la porción sur de la Cuenca encontrándose en el pozo Tulyehualco, a profundidades entre 930 y 1740 m y en Copilco entre 1 180 y 1580 m. Se estima que se formaron durante el Mioceno Medio al Tardío. Este conjunto de rocas extrusivas representa el inicio de la actividad magmática del Arco Volcánico Trans-americano (Damon et al., 1981).

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Formación Tarango.

Está interestratificada con las series lávicas de las sierras Mayores (Sierra de las Cruces) donde se originó, sobreyacen los abanicos volcánicos Tarango a los depósitos volcánicos del Terciario Medio (Formación Xochitepec) y del Mioceno Superior (Grupo de las sierras Menores: Sierra de Guadalupe y Tepoztlán). Subyace a los depósitos clásticos aluviales y lacustres del Cuaternario (Sánchez-Rojas, 1987).

Arellano y Bryan (en Sánchez-Rojas, 1987) definieron esta formación como la presencia de tobas, pómez, aglomerados híbridos, grava fluvial de origen volcánico con acumulaciones de lavas porfiríticas y piroclastos con gran cantidad de cenizas depositadas en las Sierras Nevada y Rio Frío al oriente y las Sierras de las Cruces y de Zempoala al poniente de la cuenca originadas por erupciones generalmente violentas de grandes volcanes andesíticos estratificados.

Depósitos piroclásticos y clásticos aluviales del Plioceno

Son depósitos no diferenciados, relacionados con la actividad piroclástica y fluvial del Plioceno. Afloran al poniente de Cuautla. En el sector septentrional forman extensas llanuras y piedemontes aluviales. El espesor máximo es de 400 m y constituye gravas, arenas, limos y arcillas de constitución volcánica, fueron acumulados fluvialmente en amplios valles socavados en rocas preexistentes y están interdigitados con rocas volcánicas, intercalados con tobas de grano fino y lapílicas pumíticas.

En el subsuelo de la porción meridional de la cuenca dichos depósitos constan de tobas, brechas volcánicas y aglomerados, con horizontes de conglomerados, arenas y arcillas, cubiertos discordantemente por aluvión del Cuaternario y están acumulados en fosas tectónicas (graben de Chalco) rellenando amplios valles surcados en rocas volcánicas del Oligoceno-Mioceno, su espesor máximo, del orden de 750 m, se encuentra en el centro de estas depresiones y se adelgaza hacia los márgenes y hacia la zona de interdigitación con unidades volcánicas de todo el Plioceno, sugiriendo una edad del Plioceno para estos depósitos.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Cuaternario:

Formación Chichinautzin

Se refiere a todo el volcanismo monogenético en la región de la Cuenca de México y alrededores. Aunque los afloramientos están ampliamente distribuidos en toda la región, los más significativos están en la porción meridional del área, en donde alcanzan los mayores espesores, junto con la parte nororiental de la misma. Se ha detectado en numerosos pozos para extraer agua, en perforaciones para piezómetros, pozos exploratorios y en sondeos geofísicos. Las lavas de esta unidad son muy extensas, vesiculares, masivas o lajadas. Su composición es principalmente andesítico-basáltica y andesítica, principalmente de grano fino y medio, porfiríticas-afaníticas-mesocráticas, con fenocristales coexistentes de olivino y piroxenos en matriz vítrea y microcristalina. También se determinaron andesitas basálticas de augita, basaltos, basaltos alcalinos y dacitas (Bloomfield 1975, Martin 1982).

Se han determinado edades para la formación Chichinautzin comprendidas en la parte más tardía del Pleistoceno y el Holoceno (Arnold y Libby, 1951).

Depósitos aluviales

Afloran formando llanuras aluviales al norte y sur de la Cuenca, encontrándose extensamente distribuidos, rellorando amplios valles descansando en depósitos piroclásticos y clásticos del Plioceno y depresiones tectónicas como el graben de Chalco.

En el pozo Tulyehualco, a profundidades de 300 a 550 m, se penetraron conglomerados y brechas con intercalaciones de arcillas y tobas. Los pozos para extraer agua en la parte meridional de la Cuenca muestran gran heterogeneidad en la granulometría de estos depósitos. Se estima una edad del Pleistoceno al Holoceno. La acumulación de grandes espesores de aluvión se debe a un bloqueo del desagüe, causado por el emplazamiento de derrames lávicos y/o fallamiento normal del Cuaternario que favorecieron los cambios en la velocidad y dirección de los cauces fluviales, con la consecuente distribución del tamaño de grano en estos depósitos.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Depósitos lacustres

Son los sedimentos clásticos y productos piroclásticos de la actividad volcánica del Popocatepetl y la Sierra Chichinautzin, que se depositaron formando una gran altiplanicie lacustre con espesores entre 30 y 300 m. En el borde norte de la Sierra Chichinautzin se encuentran interdigitados con la Formación Chichinautzin y depósitos aluviales. Se ha fechado su formación durante el Pleistoceno Tardío al Holoceno para estos depósitos lacustres. El origen de estos depósitos está íntimamente relacionado con la obstrucción definitiva del desagüe de la Cuenca de México, debido a la intensa actividad volcánica originaria de la Sierra Chichinautzin.

1.3 Hidrogeología

El sistema acuífero de la Cuenca de México ha sido intensamente explotado y estudiado (Marsal y Mazari, 1959, Birkle et al., 1995; Durazo, 1996; González-Morán et al., 1999; Soto et al, 2000; Edmunds et al., 2002; Huizar et al., 2004; Carrera y Gaskin, 2007; 2008; Ramos-Leal et al. 2010, Morales et al. 2014).

En base a la clasificación de Vázquez-Sánchez 1995, el modelo hidrogeológico para la zona meridional de la Cuenca se compone de las siguientes unidades:

a) Acuitardo superior

El acuitardo superficial se encuentra conformado por arcillas provenientes de depósitos lacustres arcillosos del Cuaternario y por las llamadas capas duras que se encuentran interdigitadas en este acuitardo.

Estas capas duras son dos estratos de extensión regional. Durazo (1996) especifica que tienen espesores típicos de 5 m y profundidades de entre 30 y 50 m (hasta 70 m de acuerdo a Morales et al., 2014) y su estructura es de arenas volcánicas cuaternarias (Ortiz y Ortega 2010).

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Las arcillas y las capas duras tienen permeabilidades distintas. Las primeras son casi impermeables habiéndose registrado valores de $K \sim 10^{-9}$ m/s (Pitre 1994) mientras que las capas duras son mucho más permeables de acuerdo a Rudolph et al. (1989) en pruebas de bombeo quien obtuvo valores de $K \sim 10^{-5}$ m/s.

El espesor de este acuitardo varía entre 20 y 80 m y se incrementa de sur a norte con máximos de 120 m (Vázquez-Sánchez 1995).

Marsal y Mazari (1959) midieron coeficientes de almacenamiento, S, de 0.012.

En la época del estudio de Durazo (1996), el nivel freático se mantenía casi superficial. Diversos estudios han determinado la retención de ciertos contaminantes en el acuitardo, hasta cierto límite, lo que de ninguna manera puede tomarse como barrera geoquímica.

Uno de ellos es de Pitre (1994) quien observó que la infiltración de metales pesados tiende a retardarse en la matriz arcillosa, intercambiándose cationes en la misma.

b) Acuífero superior

El acuífero que subyace al acuitardo es el que actualmente se encuentra en explotación. Está constituido por materiales granulares y arcillosos, así como depósitos volcánicos de rocas basálticas y andesíticas. Está interdigitado con derrames lávicos hacia el pie de monte de la cuenca.

Estratigráficamente Vázquez (1995) los clasifica en la siguiente forma:

Sedimentos aluvio-lacustres. Cuaternario.

Rocas basálticas. Cuaternario.

Rocas andesíticas. Plio-Cuaternario.

Depósitos piroclásticos andesíticos. Plio-Cuaternario.

Rocas andesíticas. Plioceno superior.

Depósitos aluviales y piroclásticos. Plioceno superior.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Tiene un espesor promedio de 400 m (Mooser y Molina 1993; Ortega et al. 1993, Durazo 1996, Birkle et al. 1998, Huizar 2004) con profundidades de hasta 750 m (Vázquez 1995). Sus valores de conductividad hidráulica, K son de 1.296×10^{-4} a 30.24 m/d y el coeficiente de almacenamiento, S , de 0.20 (DDF, 1994).

Las permeabilidades del acuífero somero son del orden de 10^{-4} m/s en Mooser y Molina (1993) y desde 4.4×10^{-4} hasta 8×10^{-6} m/s en Vázquez (1995).

Hidráulicamente se ha documentado el cambio de régimen original como un acuífero semiconfinado a condiciones de acuífero libre sobre todo en las márgenes del oriente y poniente de las planicies lacustres debido a la explotación intensiva (Durazo 1996).

Vázquez (1995) sigue reportando en el interior de las planicies lacustres un comportamiento de acuífero semiconfinado por el mismo acuitardo.

c) Acuitardo inferior

Debido a la baja permeabilidad y comunicación hidráulica entre ellas, las formaciones que se han clasificado en su conjunto como acuitardo inferior son (Vázquez 1995):

Depósitos lacustres y piroclásticos del Plioceno inferior

Rocas andesíticas del Mioceno

Rocas basálticas y riolíticas del Oligoceno

Formación Balsas y

Formación Mezcala

Con los datos obtenidos en las exploraciones de PEMEX (1988), en los pozos Mixhuca-1 y Roma-1 se determinaron espesores mínimos para este acuitardo de 830 m y máximo de 2590 m.

Se infiere algún grado de filtración ascendente a través de este acuitardo al acuífero en explotación debido a las fuerzas de bombeo existentes.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

d) Acuífero inferior

Según los estudios de Fries (1960) quien reportó que en las subcuencas del estado de Morelos subyacen rocas carbonatadas, se infirió que este acuífero estaba compuesto por:

Rocas carbonatadas permeables

Anhidritas, calizas arcillosas y lutitas del Cretácico inferior

La permeabilidad de estas rocas carbonatadas se debería a fracturas y disolución. De acuerdo al DDF (1994) tiene valores de conductividad hidráulica, K, de 31.97 m/d con coeficientes de almacenamiento, S de 0.05.

Vázquez 1995, menciona que su profundidad varía entre 3 300 y 3 800 m en el poniente de las zonas de la falla Mixhuca y al oriente de la misma de unos 2 000 m con contenidos de sólidos disueltos totales de 11,200 mg/l, indicativo de agua salina y estimando una profundidad de entre 2 000 y 3 900 m en la zona de las planicies lacustres.

Morales et al. (2014) refiriéndose al pozo profundo relativamente reciente perforado al oriente de la Ciudad de México, documentó la profundidad de este acuífero a partir de los 1140 m y hasta los 2008 m, profundidad a la que llega dicho pozo. Reportó tiempos de residencia del agua (proveniente de la precipitación) de 14, 237 ± 265 años, sugiriendo circulación por rocas carbonatadas que no fueron encontradas en el corte litológico del pozo.

1.3.1 Sistemas de flujo

Entre otros autores, Lesser (1990, 1992, 1997) estudió el comportamiento de los sistemas de flujo dentro de la cuenca. En base a los datos piezométricos de una red de pozos procedentes de la DGCOH, estableció 3 subsistemas acuíferos para la Cuenca: Ciudad de México, Texcoco y Chalco (**Figura 1-3**).

En el caso de la zona suroeste, encontró que pertenecía a un sistema de flujo con características particulares al que denominó “Subsistema acuífero de la Zona Metropolitana”. Este “subsistema” se caracterizaba por tener áreas de recarga en la zona de la Sierra de las Cruces, cuyo flujo atraviesa una zona geológica de tipo granular (la cual incluye la Formación Tarango en las Lomas del Poniente), así como materiales granulares permeables de la Cuenca. Las áreas de Xochimilco y Tláhuac forman parte de este subsistema.

En los niveles topográficos más bajos del antiguo lago de Xochimilco se establecieron profundidades mínimas del nivel estático de 30 a 40 m respecto al terreno, incrementándose con la elevación topográfica del terreno llegando a alcanzar más de 100 m en las Sierras de las Cruces y Chichinautzin (julio 1991).

En cuanto a la dirección del flujo, Lesser y la DGCOH (1992) establecen para el subsistema acuífero de la ciudad dos conos de abatimiento piezométrico, uno de ellos localizado hacia Tlalpan-Xotepingo, haciendo que el flujo fluya de las estribaciones de las Sierras de las Cruces y Chichinautzin, hacia Xochimilco abarcando prácticamente toda la región central y sur de la Ciudad de México en forma concéntrica.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

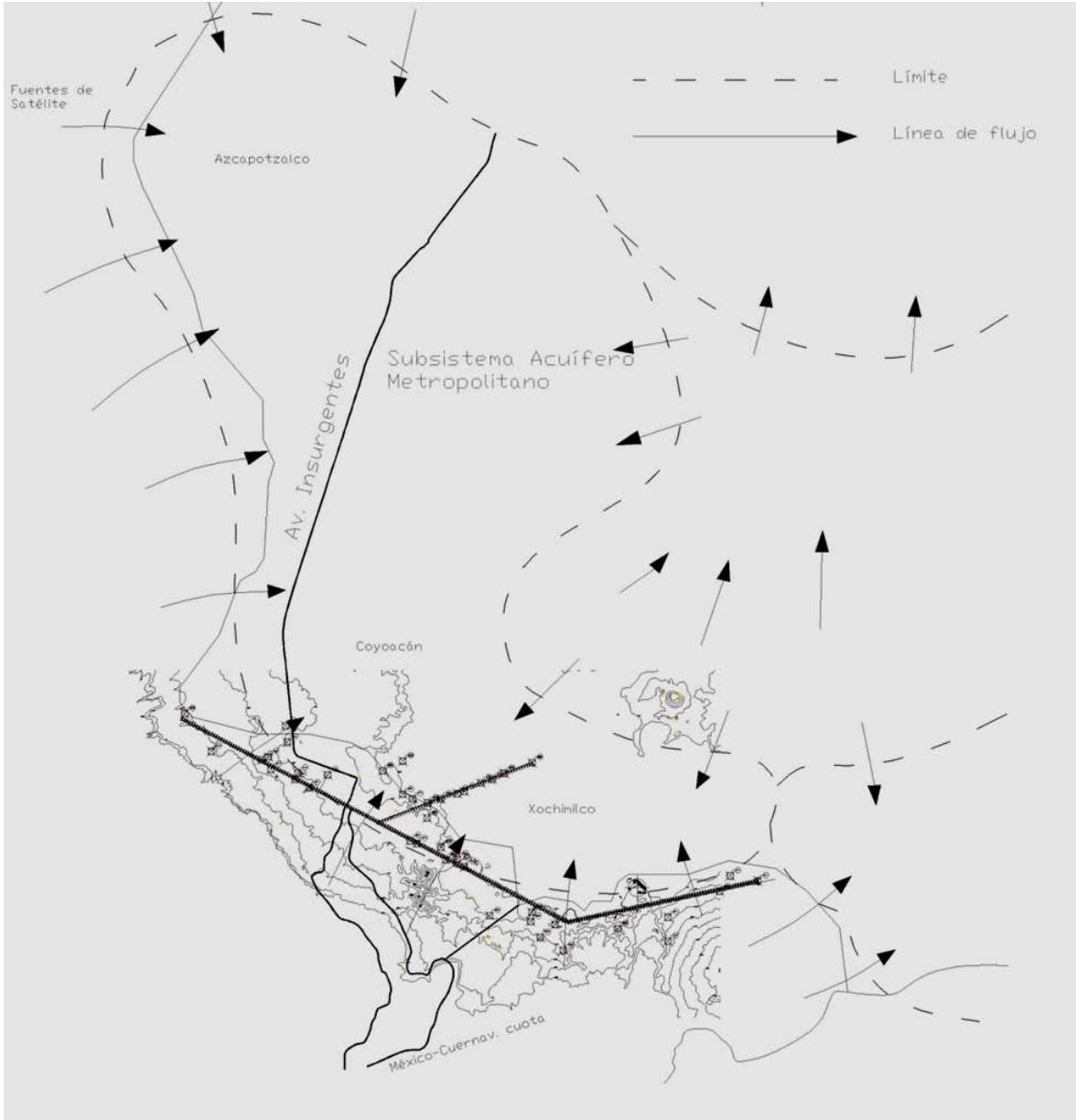


Figura 1-3. Direcciones de flujo del agua subterránea en la zona de estudio. Adaptado de Lesser 1992.

Al igual que Lesser, varios autores documentaron que las áreas de recarga principales para el Sur de la Ciudad de México están comprendidas en las montañas circundantes a zonas arcillosas Cruickshank (1982), Cruickshank et al. (1985), Birkle et al. (1995 y 1998), Vázquez (1995).

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Por ejemplo, Birkle et al. (1998) determinaron 3 áreas principales de recarga para la Cuenca de México siendo éstas, en orden de importancia por volumen infiltrado: la Sierra de las Cruces, la Sierra Nevada y la Sierra Chichinautzin. Lesser (1992) ubica las zonas de recarga en el sur de la planicie básicamente en la Sierra de las Cruces y los alrededores de Tlalpan, localizándose uno de los dos conos piezométricos de este subsistema, en el área de Tlalpan-Xotepingo-Cuemanco.

Estas son áreas de las serranías meridionales donde predominan formaciones basálticas y andesíticas que explican la alta permeabilidad del terreno, en particular la Sierra de Chichinautzin.

La mayor parte del flujo de recarga se desplaza en forma lateral descendente a través de basaltos fracturados y hacia el sur de la Cuenca de México (DDF, 1994). Las propias serranías de la región de Xochimilco, Tláhuac y Chalco, constituidas por formaciones basálticas y fracturadas, presentan una gran permeabilidad.

De la misma manera, estos autores han correlacionado los sistemas hidrogeológicos con los diversos estratos geológicos que atraviesa el agua subterránea en sus trayectorias.

Aunque con ligeras variaciones todos coinciden en que el sistema hidrogeológico se compone de dos acuíferos separados por estratos de baja permeabilidad.

Otro factor de importancia para la identificación de posibles sistemas de flujo cuando emergen a la superficie, es el tipo de vegetación que se encuentra en los alrededores de los cuerpos de agua. Tóth (1999) desarrolló un esquema conceptual en el que relaciona la geoquímica del agua con la biología de los ecosistemas que se desarrollan en las inmediaciones de los sistemas de flujo superficiales. Para la Cuenca de México específicamente en la zona meridional, Durazo y Farvolden (1989) sugieren que en la zona de Xochimilco y Tláhuac donde antiguamente existía una salida natural del agua del acuífero de la Ciudad que alimentaba los canales de Xochimilco, debido a la vegetación de tipo riparia encontrada es un indicativo de flujos locales y/o intermedios.

Morales et al. (2000) realizaron la hidrogeoquímica para una zona en el Ajusco ubicada al suroeste del pozo 291 de este trabajo encontrando flujos locales con dirección NO-SE y

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

contaminación por plomo probablemente proveniente de la atmósfera infiltrándose por el arrastre de la lluvia.

Angeles et al. (2003) corroboró lo mencionado anteriormente respecto a las zonas de recarga (Sierra de las Cruces y Chichinautzin) y zonas de descarga (lago de Xochimilco e inmediaciones) en base al tipo de vegetación nativa encontrada.

Para el análisis de la hidroestratigrafía de la zona de estudio, se realizaron dos secciones hidrogeoquímicas que se pueden consultar en la sección de resultados.

Durazo (1996) menciona que el asentamiento inicial del acuitardo empieza en los estratos líticos en contacto con el acuífero, los cuales pierden presión debido a la extracción de grandes volúmenes de agua que forman parte de él y provocan el hundimiento del terreno lacustre. Dicha consolidación del terreno avanza paulatinamente hacia los estratos líticos superficiales invirtiendo el comportamiento hidráulico de los patrones de flujo del agua. Como consecuencia, las líneas de flujo antes ascendente ahora fluyen hacia el acuífero somero. Lesser y Cortés (1998) menciona que la magnitud de los hundimientos en el terreno es directamente proporcional al espesor de las arcillas presentes en el mismo.

De acuerdo a lo reportado por Durazo (1996), en el extremo sureste de la zona lacustre, la extracción del agua parece no haber tenido tiempo suficiente para afectar a las presiones de los estratos más someros, pero la mayor parte de la zona lacustre tiene una dirección de flujo vertical descendente desde la superficie hasta el acuífero (la excepción se encuentra en la zona de Chalco, donde Ortega et al. 1999 documentaron la dirección de flujo ascendente hacia la superficie del terreno).

Desde 1988 se ha reportado la alteración del sistema de flujo original del acuífero debido a la extracción intensiva de agua. En estudios de la SARH, (1988), Rudolph et al., (1991), Rivera et al. (1991) y otros, se documentó que la inversión general de gradientes piezométricos en el acuitardo (es decir el cambio del funcionamiento del acuífero somero de ser confinado a libre), a excepción del sureste de la planicie terminó hace unos 70 años, debido a la extracción intensiva de agua del subsuelo (Durazo, 1996).

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Debido a las alteraciones en los flujos originales, se han registrado efectos en el equilibrio ambiental como procesos de desecación del sistema de chinampas en Xochimilco y alteraciones de vegetación propia del lugar (Carrillo et al. 2008)

1.3.2 Vulnerabilidad del acuífero

El acuífero en explotación de la planicie de la Cuenca de México es un sistema vulnerable (Durazo, 1996). Debido al propio sistema de flujo de las aguas subterráneas, el riesgo esencial está en la conducción al acuífero de cualquier sustancia extraña al mismo, vía infiltración a través del acuitardo. Una vez allí, ésta regresará a la superficie por medio de algún pozo de abastecimiento, o bien será transformada en el mejor de los casos, en una forma inocua.

No obstante, aunque en algún sitio no se detecte algún tipo de contaminación, esto no significa que no esté presente. Esto puede ocurrir por al menos dos razones:

Aún cuando el frente contaminante alcanzara el acuífero, dada la amplitud del último, la carga química se diluye (Durazo, 1996).

De acuerdo al estudio de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea realizada por Ramos Leal et al. (2010), la zona de menor vulnerabilidad de la cuenca está localizada en la zona lacustre, donde a su vez se encuentra la mayor parte de la zona urbana. La zona de mediana vulnerabilidad se encuentra en la zona de transición entre ésta y la zona en los límites de la planicie, donde el terreno se asocia con tobas, piroclastos y depósitos aluviales. La zona más vulnerable se localiza en las sierras que rodean a la Cuenca. En cuanto a la calidad del agua, las de mejor calidad se encuentran en las zonas de media y alta vulnerabilidad y las más bajas calidades del agua se encuentra en las zonas de Tláhuac e Iztapalapa.

Estudios previos apoyan lo mencionado anteriormente por Ramos Leal, entre ellos Mazari y Mackay (1993) y Tapia y López (2002), quienes al definir las zonas geomorfológicas de la Cuenca, detallan para la zona de estudio de este trabajo laderas de montañas, lomeríos, piedemontes y planicies, compuestos por:

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Laderas de montañas: coladas de lava de andesita basáltica, basalto, andesita y dacita y flujos piroclásticos.

Lomeríos: rocas básicas e intermedias, tobas, cenizas y depósitos epiclásticos y flujos piroclásticos.

Piedemontes: lavas, tobas, cenizas, depósitos epiclásticos, basalto, basalto-andesita, y flujos piroclásticos, lahar tobas, cenizas y pómez, vulcanitas básicas e intermedias.

Planicie aluvial: depósitos clásticos en su parte inferior de material aluvial y lahárico en forma de grava cubierta con tobas eólicas y aluviales y brechas de pómez que cambian a arenas, arenas limosas y arcillas volcánicas.

Planicie lacustre: concentración de sedimentos clásticos y productos piroclásticos depositados en un ambiente lacustre.

Carrillo et al., 2008 concluyen que los acuíferos en México son potencialmente vulnerables, si no se tiene un amplio entendimiento entre la repercusión de las actividades humanas con respecto al agua subterránea en cuanto a calidad y disminución de la cantidad así como factores medioambientales (como desecación de cuerpos de agua y alteración de vegetación original debido a la alteración de los flujos de agua que reciben).

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

1.4 Marco teórico

El nitrógeno se encuentra en varias formas en la Naturaleza, que dependen sobre todo de su estado de oxidación. En su estado más reducido se encuentra como amoniaco, NH_3 o como amonio, NH_4^+ y en su estado más oxidado se encuentra como ión nitrato, NO_3^- . Esta última forma es la más estable del nitrógeno.

Las plantas pueden asimilar el nitrógeno como nutriente en su forma inorgánica bajo las formas de NO_3^- en forma aniónica y NH_4^+ en forma catiónica; o también en su forma orgánica como urea. El ión nitrato se encuentra disuelto en la solución del suelo, mientras que gran parte del ión amonio está adsorbido sobre las superficies de las arcillas.

Como se mencionó en la introducción, los compuestos nitrogenados también pueden estar asociados a actividades volcánicas y de consolidación de sedimentos. Se forman cuando materiales orgánicos en descomposición se incorporan a los sedimentos y el nitrógeno presente en ellos se mineraliza por la acción de microorganismos; o bien, por la presencia de minerales arcillosos que lo fijan en forma de ión amonio. Así, pueden encontrarse dispersos en las capas de suelo en las que se depositaron (Strathouse et al., 1980). La actividad volcánica usualmente produce compuestos de nitrógeno asociados con depósitos de fumarolas (White, 1957), siendo ésta una forma de producción natural de compuestos nitrogenados.

Otros orígenes del nitrógeno en suelo y agua subterránea son fertilizantes usados en la agricultura, materia orgánica proveniente de desechos de animales, descomposición de seres vivos, la precipitación pluvial, el depósito de polvo o por la infiltración de agua residual o efluentes de plantas de tratamiento de aguas negras.

En el agua subterránea, en forma general, se encuentran cuatro compuestos de nitrógeno inorgánico: gas nitrógeno (N_2), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y amonio (NH_4^+). El tipo de nitrógeno encontrado varía de acuerdo a factores como el potencial redox, el contenido de oxígeno en el agua, la presencia o no de ciertos microorganismos y del alimento para ellos. El nitrógeno presente en el agua residual está generalmente en su forma reducida

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

(NH_4^+), el cual se adsorbe muy fácilmente en materiales acuíferos y es relativamente inmóvil.

Las fuentes de nitrato en suelo y agua se pueden clasificar en 4: naturales, materiales de desechos, de preparación de suelos agrícolas y finalmente, de irrigación en suelos agrícolas. Ciertos procesos bacterianos convierten el nitrógeno atmosférico en formas disponibles para la vida de las plantas en lo que se conoce como fijación de nitrógeno.

Ciertos cultivos, sobre todo leguminosas como frijol y haba, también contribuyen a incrementar el nitrógeno presente en el suelo. Regularmente más de un 90% del nitrógeno presente en el suelo es orgánico (Canter, 1997). Los niveles de nitrato en suelos generalmente son bajos debido a que son utilizados en la síntesis de organismos, a que se infiltran al agua, debido a que son muy solubles en ésta con una movilidad igual a la misma, o bien, debido a que se incrementa el proceso de desnitrificación en capas del suelo que no están en contacto con el aire.

El tipo de suelo también influye en la capacidad de remoción de este contaminante (Ulla y Faulkner 2006, Soriano et al. 2012).

Sin embargo, el nitrato presente en el suelo casi nunca es removido totalmente, por la síntesis y desnitrificación, si proviene de fuentes antropogénicas, esto es fertilizantes y aguas residuales, debido a las cantidades que se encuentran en las mismas. Por ello, el nitrato arrastrado al agua subterránea en suelos contaminados por este tipo de fuentes, constituye uno de los mayores problemas en la calidad del agua subterránea.

1.4.1 Contaminación por nitrato en agua subterránea

La contaminación del agua subterránea por nitrato es un problema ampliamente extendido en muchos lugares del mundo, amenazando al abastecimiento de agua potable (Pauwels et al., 2001).

Debido a que el nitrato es altamente soluble en el agua, moviéndose casi sin transformación química, en condiciones estables, y a la misma velocidad que el flujo en agua subterránea (Freeze y Cherry, 1979), es la principal forma de contaminación por nitrógeno presente en el agua.

Los efectos de la infiltración del nitrógeno en sus diversas formas en la calidad del agua subterránea los han reportado, entre otros Spalding y Exner ME. (1993), van den Brink y Zaadnoordijk (1994), Stuart et al. (1995), Jinfeng y Quanjun (2009), Mencio et al. (2011), Martínez et al. (2014).

Nolan (2001), a través del monitoreo durante los años de 1992 a 1995, concluye que no se tiene un solo factor que afecte la vulnerabilidad en un acuífero somero para ser contaminado por nitrato, sino que depende de la influencia combinada de diversas fuentes de aportes de nitrógeno y de las propias características de susceptibilidad del acuífero.

Sin embargo, las variables de mayor influencia son las debidas a fertilizantes en cultivos; sobre todo en suelos arenosos (Babiker et al., 2004, Dunn et al., 2004, Jiao et al., 2004; Ju et al., 2006; Pang y Letey., 2000; Postma et al., 1991; Rodvang y Simpkins., 2001), lugares con actividades ganaderas (Erickson, 1992, Sloan et al., 1999, Steele y McCalister, 1991, van Es et al., 2006) y a la densidad de población existente (Arnade, 1999, MacQuarrie et al., 2001), la cual puede contribuir hasta con el 100% del aporte por nitrato en zonas urbanas con densidad media, reduciéndose, al menos, en un 50%, si cuentan con sistemas de drenaje, ya sea de tipo sanitario o de fosas sépticas, de acuerdo a un estudio inédito de Munster,

(<https://dspace.sunyconnect.suny.edu/bitstream/handle/1951/48092/munster-nitrate-mixing.pdf?sequence=1>).

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Además influyen los tipos de suelos que cuentan con un buen drenaje, la profundidad del nivel piezométrico (Kolpin et al., 1994) así como la presencia de fracturas en el terreno en el que se aloja el acuífero. Una vez que ha llegado al acuífero, el nitrato migra por mecanismos de advección y dispersión (Almasri, 2007).

Las fugas en los sistemas de drenaje urbanos son otra fuente de aporte de nitrato al agua (MacQuarrie et al., 2001, Robertson et al., 1991, Wilhelm et al.1994, Wakida y Lerner, 2005). La cantidad de nitrógeno total, presente en un agua residual doméstica promedio, es de 40 mg/L (Metcalf y Eddy, 1991).

Kolpin et al. (1994) consideraron varios factores en la detección de nitrato en acuíferos someros, como son factores hidrogeológicos, uso de suelo, prácticas agrícolas. Determinaron que las mayores cantidades de nitrato detectados en el agua son inversamente proporcionales a la profundidad a la que se encuentra el acuífero.

Asimismo, se han estudiado mecanismos de remoción de nitrato en el agua subterránea en sus propios medios naturales por el potencial de atenuación de la zona (relacionado con la disminución de las condiciones oxidantes y del oxígeno disuelto presente conforme aumentó la profundidad de medición, así como influye la velocidad de tránsito del flujo), aún en lugares con actividades ganaderas (Sánchez-Pérez et al. 1999, Kim et al. 2004, Singleton et al. 2007).

Dahab (1987), Mercado et al. (1988), Erickson (1998) entre otros, han desarrollado opciones para contener la contaminación por nitrato en el agua subterránea (al inyectar un sustrato orgánico al agua y dejarlo un tiempo calculado para extraerla con una menor carga de nitrato) y Gardner y Vogel (2005) de pronóstico de la contaminación por nitrato en función del uso del suelo.

Los sedimentos presentes en las riberas de cuerpos de agua usualmente contienen carbono orgánico que favorece condiciones reductoras, pudiendo conducir a la remoción de nitrato por medio de desnitrificación y cuya eficiencia de remoción varía ampliamente debido a factores hidrogeológicos, como pueden ser tiempos de residencia en el flujo subterráneo, dilución de nitrato y trayectorias de flujo bajo zonas reductoras (Puckett, 2004).

1.4.2 Transformaciones del nitrógeno. Procesos de óxido-reducción

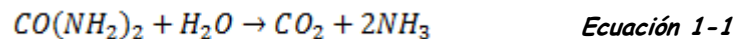
El movimiento de las distintas formas del nitrógeno en el suelo y agua subterránea, es influenciado por reacciones de óxido-reducción. Dentro de éstas, los dos procesos geoquímicos principales son la nitrificación y desnitrificación. Junto con otros fenómenos microbiológicos, abióticos e hidrodinámicos, determinan las concentraciones de nitrato en el agua, pudiendo variar espacial, vertical y temporalmente.

La identificación de estos procesos permite determinar fuentes naturales y antropogénicas de contaminación, evaluar factores de influencia, modelar tasas de transporte y seleccionar esquemas de remediación adecuados (Canter, 1997).

El nitrógeno puede entrar al subsuelo en forma orgánica (aminoácidos, aminos, proteínas y compuestos húmicos) o en forma inorgánica (amonio, nitrito y nitrato). Los procesos de transformación en el subsuelo son (Freeze y Cherry, 1979; Canter, 1997; Appelo y Postma, 2005):

1. Amonificación

La amonificación es el primer paso de la mineralización del nitrógeno orgánico. Es la conversión biológica del nitrógeno orgánico, como urea, a nitrógeno amoniacal en forma de NH_3 disuelto y NH_4^+ , por medio de hidrólisis enzimática por medio de las reacciones siguientes:

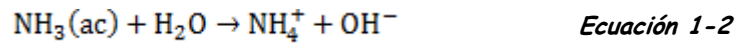


La reacción se favorece a un pH entre 8.2 y 9.0, lo que a su vez aumenta el pH del medio. Bajo condiciones anaerobias en el suelo. Su acumulación se debe a la supresión de la nitrificación.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

2. Volatilización de amoníaco

La volatilización de amoníaco es un proceso fisicoquímico donde el nitrógeno amoniacal se encuentra en equilibrio con las formas gaseosas e hidroxílicas de acuerdo a la expresión:



El pH influye en la reacción, favoreciéndose las formas acuosas del NH_3 en solución en pH alcalino, mientras que para pH ácidos es el amonio el compuesto predominante, como se muestra en el diagrama de la siguiente figura.

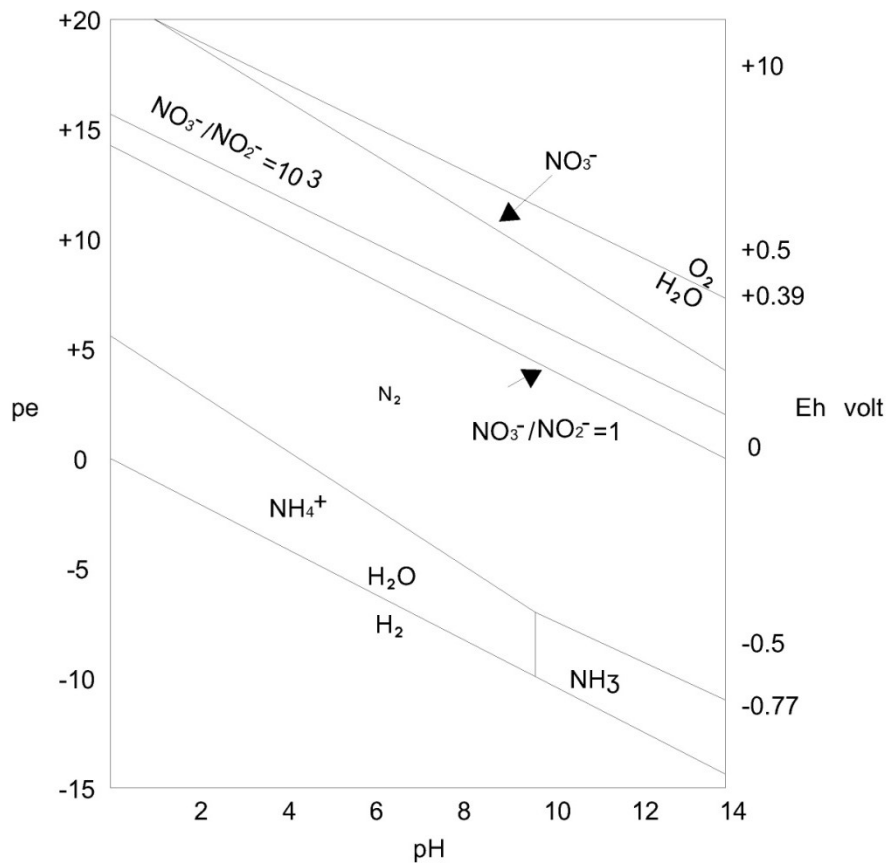


Figura 1-4. Diagrama de especiación de compuestos de nitrógeno. Fuente: Appelo y Postma 1996

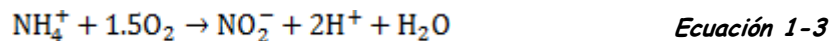
CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

3. Nitrificación

La nitrificación es la oxidación biológica del nitrógeno amoniacal a nitrógeno de nitrato.

Se realiza en dos fases:

- a) Oxidación de ión amonio a nitrito por la intervención de bacterias del género nitrosaminas.



Debido a que el ión nitrito es inestable, es fácilmente reducido u oxidado. En condiciones aerobias, se oxida a ión nitrato, debido principalmente a procesos bacterianos.

- b) Oxidación de nitrito a nitrato



Los factores ambientales que influyen en el grado de nitrificación que se produce en un medio, incluyen a la temperatura, el pH, la alcalinidad del agua, las fuentes de carbono inorgánico, la presencia de microorganismos y la concentración de nitrógeno de amonio presente.

La nitrificación se realiza en amplios intervalos de pH y temperatura, aunque los óptimos son pH, entre 4.5 y 10 y temperaturas de entre 25 y 35° C. Esto significa que la asimilación de nitrato se favorece a pH ácido, mientras que el ión NH_4^+ se asimila mejor a pH neutro y se suprime en condiciones ácidas (Tisdale et al, 1993).

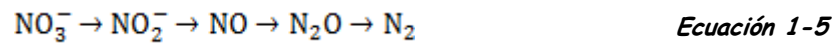
Durante el primer paso de la nitrificación hay liberación de iones H^+ , lo que produce una acidificación en los suelos, esto indica una relación inversa del ion nitrato con el pH (Cassel et al., 1999).

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

4. Desnitrificación

Finalmente, la desnitrificación es la reducción biológica de nitrato a productos gaseosos finales como nitrógeno molecular o bióxido de nitrógeno.

De manera natural ocurre en condiciones anaerobias principalmente y puede ser representada así:



Entre los factores que influyen en el grado de desnitrificación, se encuentran la ausencia de oxígeno, la disponibilidad de carbono, la temperatura, humedad del suelo, pH, la presencia de organismos desnitrificadores y la textura del suelo (Canter, 1997). La **Figura 1-5** esquematiza el ciclo del nitrógeno mencionado.

Bradley et al. (1992), obtuvieron tasas de desnitrificación de al menos 38% menores con condiciones de pH 4 comparadas a condiciones de pH 7 en sedimentos contaminados por combustible de avión vertido.

Kralova et al. (1992), obtuvieron los valores de potenciales redox entre 200 y 300 mV en los que ocurre la desnitrificación y por lo tanto, la disminución de las concentraciones de nitrato.

Algunos procesos abióticos como la adsorción y el intercambio catiónico pueden causar la retención de algunas formas amoniacales. En general las transformaciones del nitrógeno están relacionadas a la presencia de condiciones oxidantes o reductoras.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

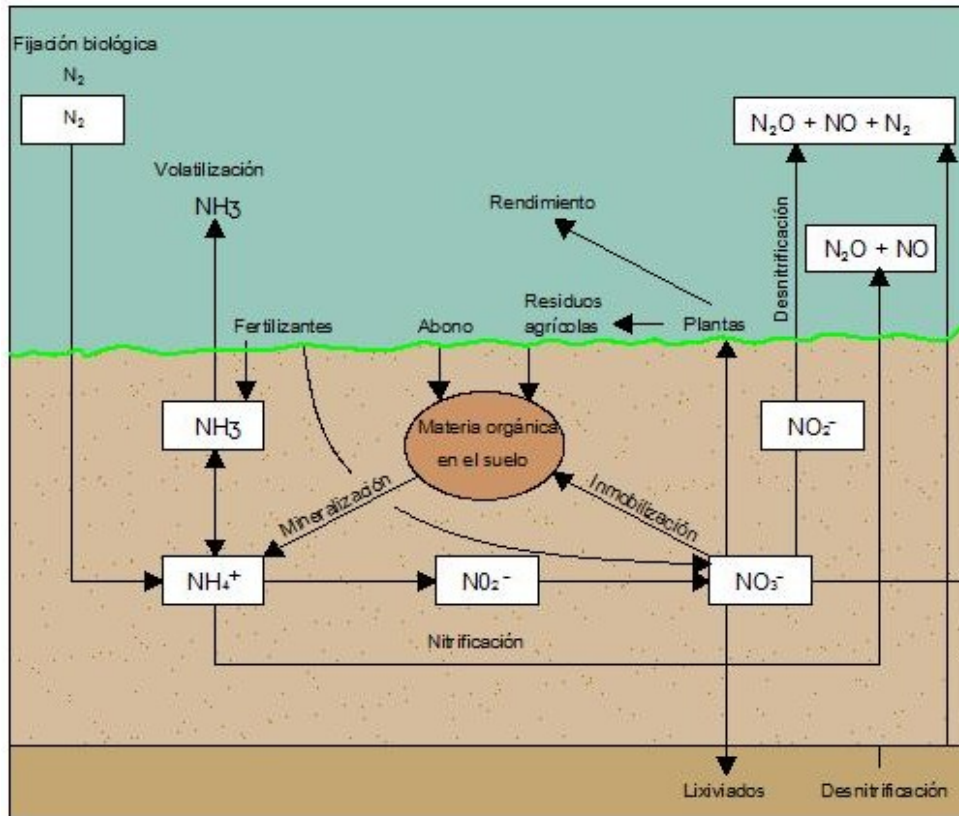


Figura 1-5. Ciclo del nitrógeno. Fuente: IFA 2007

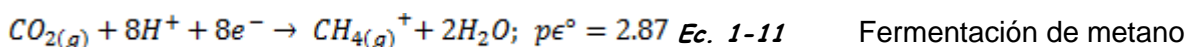
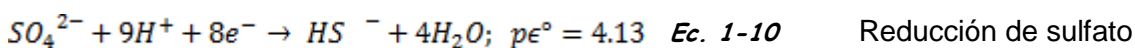
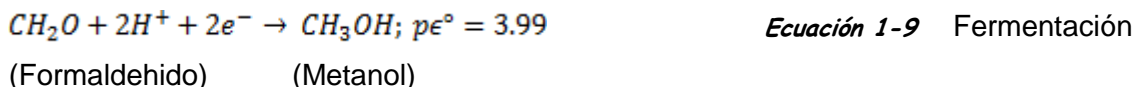
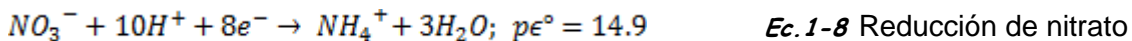
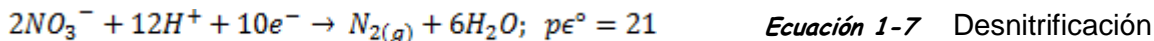
1.4.3 Receptores de electrones en sistemas microbianos

Las clasificaciones realizadas en el estudio del control de la calidad del agua, ya sea para el diagnóstico de la contaminación o para el tratamiento de agua residual, en función de separar procesos aerobios y anaerobios, indican que no está bien definida la línea divisoria entre unos y otros. Estrictamente, para diagnosticar que un proceso es aerobio a partir de sus condiciones redox, tendría que cumplir con la reacción de la respiración (Metcalf y Eddy, 1991, Koolman y Rohm, 2004, Snoeyink y Jenkins, 2009):



CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Asimismo, las condiciones redox para procesos anaerobios estarían controladas por otras reacciones (Snoeyink y Jenkins, 2009):



En las reacciones de reducción anteriores, los microorganismos utilizan los electrones que liberan los sustratos como fuentes de energía.

La cantidad de energía libre que un microorganismo puede obtener en las reacciones anteriores es función directa del valor $p\epsilon^\circ$ de la misma reacción. Esta afirmación se basa en la observación de que los organismos anaerobios no se pueden desarrollar en medios oxigenados. Algunos anaerobios, como los fermentadores productores de metano son envenenados por el oxígeno. Así es como las condiciones redox determinan el tipo de organismos que se desarrollarán en él (Snoeyink y Jenkins, 2009).

Existen organismos muy adaptables al medio, como los llamados facultativos, que son capaces de utilizar tanto oxígeno como nitrato como receptores de electrones. Por cuestiones termodinámicas sólo utilizan nitrato cuando la concentración de oxígeno es muy baja (4×10^{-6} M en una atmósfera con 0.3% de O_2 , de acuerdo a Greenwood, 1962) puesto que obtienen mayor energía con el segundo.

Igualmente, debido a que produce más energía al organismo que la cataliza, la reacción de desnitrificación para obtener $\text{N}_{2(\text{g})}$ a partir de NO_3^- es favorecida respecto a la reducción de NO_3^- a través de NO_2^- a NH_4^+ .

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Un ejemplo es que muchos suelos insaturados convierten el NH_4^+ a $\text{N}_{2(g)}$ por medio de NO_3^- (nitrificación y desnitrificación). Esto se debe a la presencia de medios óxicos y anóxicos en las aguas del suelo que permiten que se efectúen dichos procesos. En lagos estratificados, la nitrificación puede ocurrir en la capa superior o epilimnio oxigenado y la desnitrificación en el hipolimnio en donde la concentración de oxígeno disminuye hasta cero.

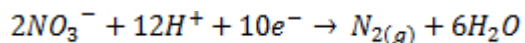
Cuando el sulfato está presente en presencia de NO_3^- , los microorganismos tienden a reducir el NO_3^- a $\text{N}_{2(g)}$ en preferencia al SO_4^{2-} a HS^- (Snoeyink y Jenkins, 2009).

De acuerdo a las reacciones anaerobias indicadas, la reacción de fermentación productora de metano se produce sólo en condiciones estrictamente anaerobias y cuando se produce, no se encontrará SO_4^{2-} ya que se habrá reducido por completo a sulfuro (Snoeyink y Jenkins, 2009).

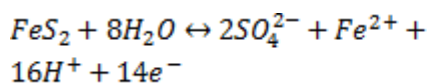
1.4.4 Relación de las concentraciones de HCO_3^- , Fe^{2+} con NO_3^- . Desnitrificación

La relación de las especies carbonatadas, en concreto el HCO_3^- y el hierro con la presencia y variación de nitrato se da en torno a sus interacciones bioquímicas y microbiológicas, relacionadas a las reacciones de desnitrificación como primera etapa, seguida de oxidación de la materia orgánica o algún sustrato mineral presente, como la pirita en el caso del hierro, elemento que actúa como donador de electrones que utilizarán los microorganismos para llevar a cabo el proceso de desnitrificación mencionado (Appelo y Postma, 2005).

Estas ecuaciones son las mostradas a continuación:



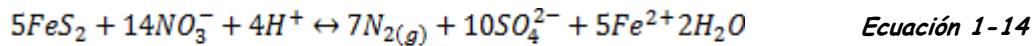
Ecuación 1-12 Fase 1. Desnitrificación



Ecuación 1-13 Fase 2. Oxidación de sustrato mineral o materia orgánica presente.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

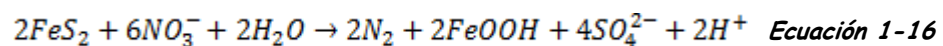
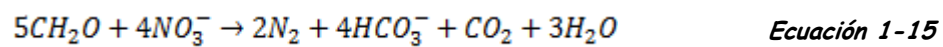
La reacción total de óxido-reducción de ambas fases es:



Diversas investigaciones han mostrado la correlación inversa entre las concentraciones de hierro con las concentraciones de nitrato en el agua (Pathak y Hiratsuka 2010). Xu et al. 2012 encontraron que al adicionar una cierta cantidad de Fe^{2+} al utilizar Fe^0 se incrementa la tasa de desnitrificación al provocar 3 procesos: acelera la corrosión en la superficie del hierro, ionizando el H^+ que influye en el pH del medio y por último genera Fe_3O_4 el cual al ser un buen conductor favorece la transferencia de electrones en la superficie del hierro (Xu et al. 2012).

La remoción de nitrato in situ es a través de una reducción química. Dicha reducción de NO_3^- a N_2 en presencia de compuestos de hierro y/o azufre se presenta en función de la donación de electrones provenientes del Fe^{2+} , H_2S y/o CH_4 (Appelo y Postma, 2005).

Respecto a los bicarbonatos, una forma indirecta de determinar la oxidación de la materia orgánica, es observar el comportamiento de dichos bicarbonatos en presencia de NO_3^- . Cuando el primero se incrementa es un indicativo de la oxidación de materia orgánica, lo que produce la reducción en el nitrato. Las siguientes ecuaciones explican este comportamiento (Appelo y Postma, 2005).



El CO_2 producido en la primera reacción de desnitrificación volverá a producir bicarbonatos, que en suelos calcáreos se seguirán incrementando siguiendo las reacciones siguientes (Snoeyink y Jenkins, 2009):

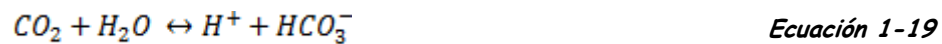


CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

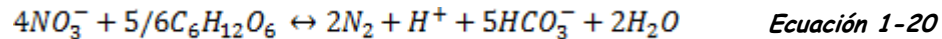
Esta producción de ácido carbónico se disolverá para formar ión bicarbonato en condiciones de pH entre 6.5 a 8.3,



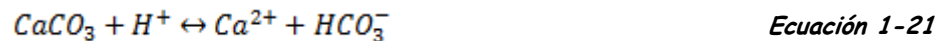
En forma general, el pH de las aguas naturales se encuentra en el intervalo mencionado, por lo que la ecuación de disolución del CO_2 se puede expresar como la simplificación de las reacciones de las ecuaciones 1-17 y 1-18:



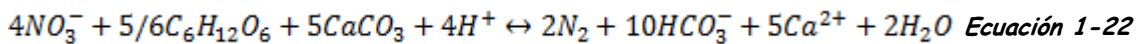
En presencia de materia orgánica y nitrato:



Por otra parte, en suelos calcáreos:



Integrando las dos ecuaciones anteriores para obtener la relación de interacción de nitrato con el carbonato de calcio (Appelo y Postma, 2005):



1.4.5 Movimiento de contaminantes. Transporte de nitrato

Existe una serie de procesos que tienden a atenuar los efectos de contaminación durante el transporte de las sustancias contaminantes (solutos) a lo largo del flujo subterráneo. Estos procesos no necesariamente actúan igual durante todo el recorrido del agua ni con cualquier tipo de contaminante introducido. Dentro de estos procesos, se encuentran varios mecanismos de transporte, como son los fenómenos de advección, difusión, dispersión mecánica y adsorción (Price, 2007).

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

La advección es el fenómeno que permite al contaminante (solute) seguir la misma trayectoria del medio en el que se encuentre y con la misma velocidad con la que éste atraviesa un medio geológico (Fernández, 2010).

Por otra parte, la difusión se define como el movimiento molecular en los fluidos (es decir el movimiento individual de las moléculas), debido a una diferencia de concentraciones. La difusión molecular puede ocurrir en sistemas de fluidos de baja o nula velocidad o en fluidos en movimiento (Appelo y Postma, 2005).

Físicamente, la ecuación que define la difusión es la llamada Ley de Fick:

$$F = -D \frac{dC}{dx} \qquad \text{Ecuación 1-23}$$

Donde:

F= flujo de masa

D= coeficiente de difusión, [L² /t]

dC/dx = gradiente de concentración, con valor negativo en la dirección de la difusión

Fernández (2010) menciona que la dispersión mecánica, también es de gran importancia en el comportamiento del soluto y se puede definir como la variación de velocidades en el espacio debido a la geometría de los poros y sus interconexiones.

La dispersión mecánica se presenta tanto longitudinal como transversalmente y depende de la velocidad del flujo así como la tortuosidad de los espacios intergranulares o bien de las fracturas del medio.

Cuando una pequeña cantidad de un soluto contaminante se introduce en un punto del acuífero, debido a la difusión molecular y a la dispersión mecánica, tenderá a difundirse en todas direcciones y así, la concentración aguas abajo no será la misma que la originalmente introducida. Esto es debido a la diferencia de concentración en el medio. En general este proceso es demasiado lento pero este fenómeno de dispersión mecánica es de mayor influencia en la diseminación y dilución de contaminantes que la advección.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

Sólo si el soluto tiene la misma densidad del solvente en movimiento, se desplazará en la misma dirección que éste, si no lo hará con un ángulo diferente.

Otra variable que influye en la concentración final del soluto son los procesos de adsorción del medio geológico por el que transita el flujo. Por ejemplo, hay sustancias que al transitar por arcillas provocan que éstas las retengan y se hidraten y modifiquen sus parámetros hidráulicos como la conductividad, y al ocurrir esto, se modificará la velocidad del flujo (Price, 2007).

En el agua, el anión nitrato es un contaminante muy móvil con un potencial muy alto de infiltración desde la zona no saturada (DeSimone y Howes, 1998; Chowdary et al., 2005), principalmente en presencia de condiciones oxidantes en el agua. Conforme va disminuyendo el potencial de óxido-reducción en la dirección de flujo, se va efectuando la reducción de especies nitrogenadas (Frind et al., 1990; Postma et al., 1991; Korom, 1992, Shamrukh et al., 2001). Esta es una forma de atenuación natural de contaminación por nitrato en el agua.

La reducción de nitrato en la zona saturada, generalmente en condiciones anóxicas, involucra también la intervención de bacterias heterótrofas (*Paracoccus* sp., *Pseudomonas* sp.). Rivett et al. (2008) han hecho una revisión de los procesos biogeoquímicos predominantes en la atenuación de la presencia de nitrato en el agua subterránea. Lee et al. (2006) han documentado desnitrificación en condiciones óxicas debido a descargas de aguas residuales durante varias décadas, así como las propiedades físicas particulares del suelo.

El anión nitrato no es fácilmente adsorbido en suelos ricos en arcillas debido a que ambos tienen cargas eléctricas negativas. Jørgensen et al. (2004) han estudiado el transporte y la reducción de nitrato en flujo de agua subterránea que atraviesan suelos típicos arcillosos concluyendo que el carbono orgánico disuelto del agua presente en el suelo puede ser un indicador relevante para la determinación del potencial y tasa de desnitrificación.

Las formas presentes de nitrógeno en el agua subterránea, por causa de fugas de la red de drenaje sanitario son urea, nitrógeno orgánico y amoníaco. De acuerdo a Wilhelm et al.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

(1994) al hidrolizarse la urea bajo condiciones anaerobias se produce el ión amonio. Este ión puede ser inmovilizado geoquímicamente por el suelo a través de procesos de adsorción principalmente, aunque también son mecanismos de remoción de amonio el intercambio catiónico, la incorporación ya sea en la biomasa microbiana, o bien en la atmósfera en forma gaseosa.

Aunque la mayoría de las ecuaciones de flujo en el agua suponen que el nitrógeno se encuentra completamente disuelto en el agua, gran parte de éste se encuentra en los primeros 7 m de la parte superior del acuífero con concentraciones decrecientes conforme la profundidad se incrementa (Kramer, 1987). Perkins (1984) determinó que el origen de las concentraciones del mismo en la mayoría de las zonas superiores es antrópico y relacionado con actividades de disposición de desechos.

En el transporte de nitrato en el agua influyen principalmente mecanismos de difusión y adsorción, que a su vez son influenciados por todo el entorno que rodea al medio como temperatura, pH, potencial redox, materia orgánica presente, oxígeno, presencia de microorganismos, etc. (Canter, 1997).

2 METODOLOGÍA

Los datos utilizados para este trabajo provinieron de 42 pozos de agua potable pertenecientes al Sistema de Aguas de la Ciudad de México, SACM, cuyas muestras se recolectaron en abril del año 2011 y que se consideraron como parte de la tercera fase del monitoreo de agua subterránea en el sur de la Cuenca de México. Los resultados de las primeras dos fases se encuentran en Armienta y Rodríguez 2009 y 2011.

2.1 Localización de sitios de muestreo

En la **Figura 2-1** se muestra la ubicación de cada pozo analizados en este trabajo. Se muestran las principales vías de comunicación y de sitios de referencia.

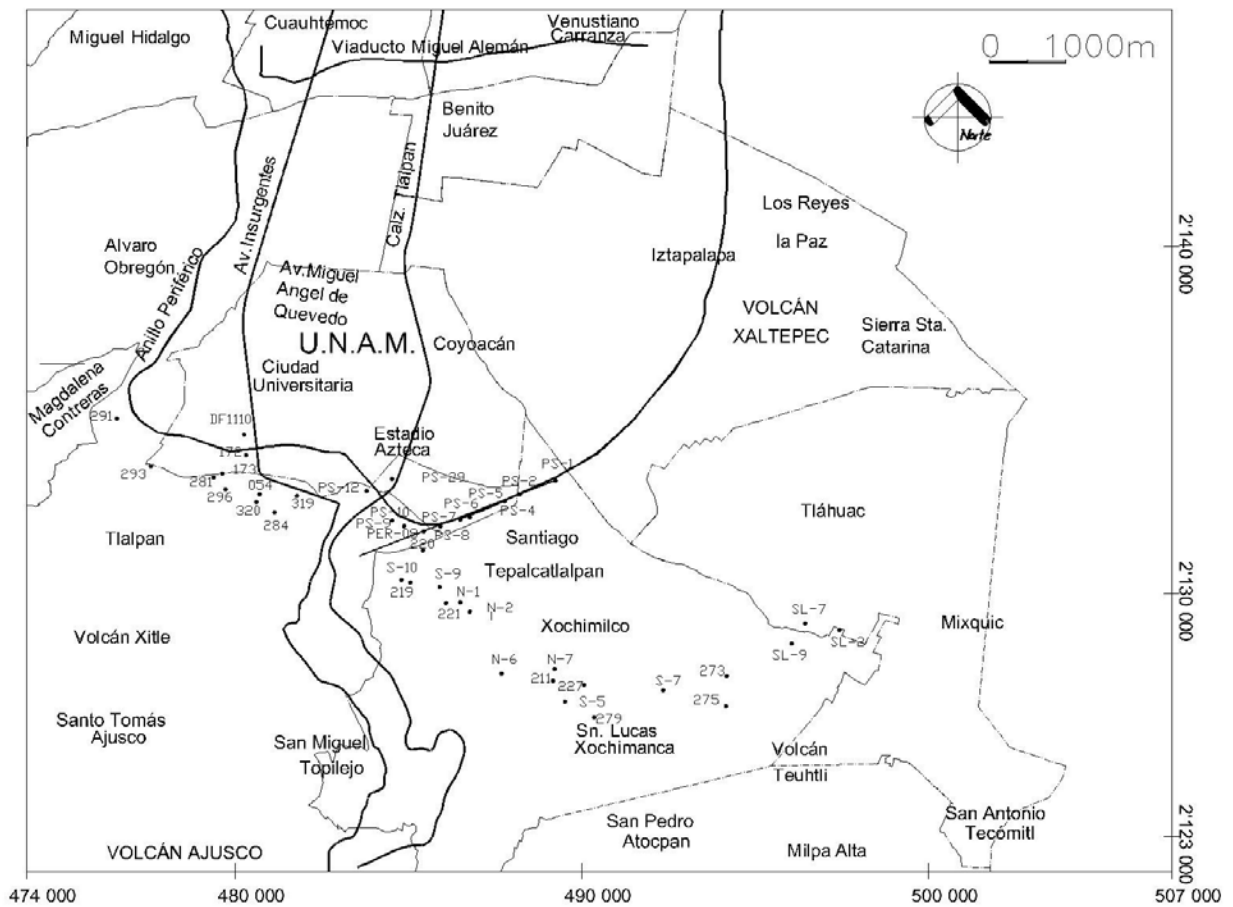


Figura 2-1. Ubicación de los pozos del Sistema de Aguas, usados en la fase de muestreo

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA

2.2 Colecta de muestras

Las muestras se obtuvieron de pozos de abastecimiento de agua potable públicos; en los sitios en los que las instalaciones o condiciones de bombeo de los pozos eran las adecuadas para la colecta.

Los envases usados en el muestreo fueron de polietileno con tapa y contratapa de capacidades de 1 litro y 500 ml y de vidrio con tapa de rosca con capacidad de 125 ml.

Se enjuagaron las veces necesarias con agua desionizada obtenidas en un equipo Milli-Q Academic de Millipore. Entre estos enjuagues, se enjuagaron con una solución al 10% de HCl de alta pureza.

El procedimiento en campo de recolección de muestras fue el siguiente:

Las botellas se enjuagaron 3 veces con el agua del sitio. Posteriormente se llenaron dejando resbalar el agua por la pared interna de la botella para evitar la formación de burbujas y reducir la volatilización de gas contenido en el agua. Sólo la muestra destinada al análisis de cationes fue acidificada con ácido nítrico de alta pureza a un $\text{pH} < 2$, midiéndolo con tiras reactivas. Las botellas fueron cerradas con tapa y contratapa.

Debido a que la alcalinidad, la temperatura, y la conductividad eléctrica son parámetros cuyo valor cambia durante el tiempo que transcurre de la recolección al análisis, estos valores se determinaron en campo.

Las determinaciones de pH, conductividad eléctrica y temperatura se realizaron con una celda de flujo. Se utilizó un potenciómetro-conductímetro marca Conductronic modelo PC18 calibrándose con soluciones buffer de pH 7.01 y 4.01 para medición de pH y con solución de KCl de $1990 \mu\text{S}/\text{cm}$ para conductividad eléctrica.

Se realizaron colectas para la determinación de los parámetros mostrados en el anexo A. Las muestras destinadas al análisis de iones mayores se recolectaron en envases de polietileno de 1L sin acidificar (para aniones) y de 500 mL (para cationes) en cada punto de muestreo. Las muestras que fueron analizadas por cromatografía de líquidos de alta eficiencia, HPLC, (NO_3^- y NO_2^-) se tomaron en envases de polietileno de 500 ml sin añadir

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA

conservadores y se analizaron al siguiente día. Todas las muestras se almacenaron en hielo y se conservaron en refrigeración a menos de 4 °C de temperatura hasta su análisis.

2.3 Métodos de laboratorio

Los análisis químicos se realizaron en el laboratorio de Química Analítica del Instituto de Geofísica de la UNAM filtrando las muestras con filtros de membrana de nitrocelulosa Millipore de 0.45 μm . Las concentraciones de iones mayores se determinaron siguiendo los procedimientos establecidos en APHA-AWWA-WPCF, 2005. La alcalinidad se midió por volumetría mediante titulación con HCl. Los contenidos de cloruro y de fluoruro se cuantificaron por potenciometría con electrodos selectivos. Se utilizó un equipo Thermo Orion 5-Stars y solución ajustadora de fuerza iónica para el primer caso y TISAB para el segundo. El sulfato se determinó empleando el método turbidimétrico. Se leyeron las absorbancias a 420 nm en un espectrofotómetro marca Hewlett Packard modelo 8452A.

2.3.1 Determinación de nitrato y nitrito

La determinación de estos dos parámetros se realizó por espectrofotometría de luz ultravioleta y por cromatografía de líquidos de alta eficiencia, HPLC.

Para la primer técnica se elaboró una curva patrón con KNO_3 . Las muestras se filtraron agregándoles junto a los puntos de la curva patrón 1 mL de HCl 1 N para eliminar interferencias por hidróxidos o carbonatos. Las absorbancias se determinaron en un espectrofotómetro marca Hewlett Packard modelo 8452a con arreglo de diodos, restando la señal debida a la absorbancia de materia orgánica

La determinación por HPLC se realizó con un equipo marca Waters con inyección manual y detector de conductividad Waters 432. Se utilizó una columna IC-Pak Anion HR de 4.6 x75 mm filtrando las muestras al vacío con membranas de 0.45 μm . La fase móvil se preparó con un concentrado conteniendo hidróxido de litio, ácido bórico, ácido glucónico y glicerina. El concentrado se mezcló con acetonitrilo grado HPLC en una proporción de acetonitrilo correspondiente al 12%. Se prepararon estándares para obtener una curva de calibración de 5 puntos. El límite de detección fue de 0.9 mg/L para NO_3^- y para NO_2^- .

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA

2.3.2 Determinación de sodio, potasio y magnesio

La cuantificación de sodio y potasio se realizó empleando emisión atómica. Se añadió a cada muestra 1 ml de LiNO_3 para evitar que ocurriera ionización. Para ello se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer modelo AAnalyst100 y aire-acetileno como combustible.

Las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} se determinaron mediante titulación con EDTA.

2.3.3 Determinación de zinc, manganeso, hierro y plomo

Cuantificación de metales. Para la determinación de la concentración de metales se realizaron curvas de calibración con estándares certificados High Purity trazables a NIST. La cuantificación de zinc, manganeso y hierro se efectuó empleando el método de absorción atómica por flama, con un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer modelo AAnalyst100 y aire-acetileno como combustible.

La cuantificación de plomo se llevó a cabo usando el mismo espectrofotómetro de absorción atómica acoplado a un horno de grafito marca Perkin Elmer modelo HGA850 y usando para cada análisis 1mL de un modificador de matriz de $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ marca Perkin Elmer.

Finalmente se calcularon los balances iónicos utilizando los miliequivalentes de cada especie con la siguiente fórmula:

$$\%error = \frac{\sum \text{cationes} - \sum \text{aniones}}{\sum \text{cationes} + \sum \text{aniones}} \times 100 \quad \text{Ecuación 2-1}$$

Se utilizaron sólo las muestras con errores menores al 10%, como se muestra en la **Tabla 2-1** puesto que para errores mayores ya no se consideran confiables los resultados analíticos (Hem, 1992).

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA

Tabla 2-1. Balances iónicos de los análisis químicos efectuados en los pozos de muestreo

Pozo	Clave	Nombre	Balance iónico, %	Pozo	Clave	Nombre	Balance iónico, %
227	DF1101	Nativitas 1	-0.384	PS-1	DF1122	Tulyehualco Sur 1	-1.059
279	DF1102	Nativitas 3	0.210	PS-2	DF1123	Tulyehualco Sur 2	-0.971
N-1	DF1103	Noria 1	-1.605	PS-4	DF1124	Tulyehualco Sur 4	-0.989
N-2	DF1104	Noria 2	-0.980	PS-5	DF1125	Tulyehualco Sur 5	-0.276
N-6	DF1105	Noria 6	-1.722	PS-6	DF1126	Tulyehualco Sur 6	0.007
N-7	DF1106	Noria 7	-1.759	PS-7	DF1127	Tulyehualco Sur 7	-1.272
PER-8	DF1107	Periférico 8	-9.520	PS-8	DF1128	Tulyehualco Sur 8	0.197
S-5	DF1108	San Lorenzo Atemoaya 1	1.770	PS-9	DF1129	Tulyehualco Sur 9	-1.145
SL-2	DF1109	San Luis 2	-6.627	PS-10	DF1130	Tulyehualco Sur 10	0.264
0	DF1110	Villa Olímpica 1	-1.777	PS-12	DF1131	Tulyehualco Sur 12	-1.889
273	DF1111	Mirador 1	8.575	PS-29	DF1132	Xochimilco 29	-1.278
275	DF1112	Mirador 3	1.116	281	DF1133	Bosque de Tlalpan	-1.399
211	DF1113	San Gregorio Atlapulco 1	1.855	172	DF1134	Villa Olímpica 2	-0.109
SL-7	DF1114	San Luis 7	-1.092	173	DF1135	Villa Olímpica 3	-1.977
SL-9	DF1115	San Luis 9	-1.904	291	DF1136	Padierna 2	-1.432
S-7	DF1116	S-7	0.935	293	DF1137	Padierna 5	-0.695
S-9	DF1117	S-9	-1.320	54	DF1138	Hidalgo	11.090
S-10	DF1118	S-10	-1.983	320	DF1139	Deportivo Xóchitl	-1.054
219	DF1119	Tepepan 1	-0.242	296	DF1140	Peña Pobre Artesanías	-0.024
220	DF1120	Tepepan 2	-1.835	284	DF1141	Fuentes Brotantes	1.682
221	DF1121	Tepepan 3	-2.920	319	DF1142	Vivanco	-5.195

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA

En la **Tabla 2-1** y **Figura 2-2** se muestran los porcentajes de error para cada muestra analizada.

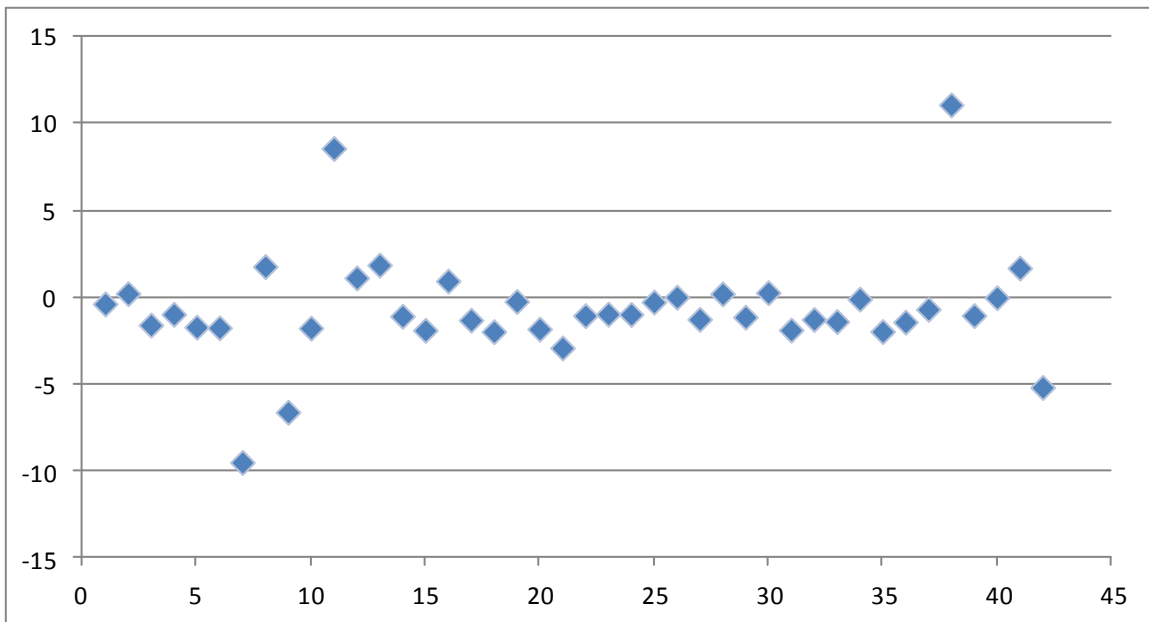
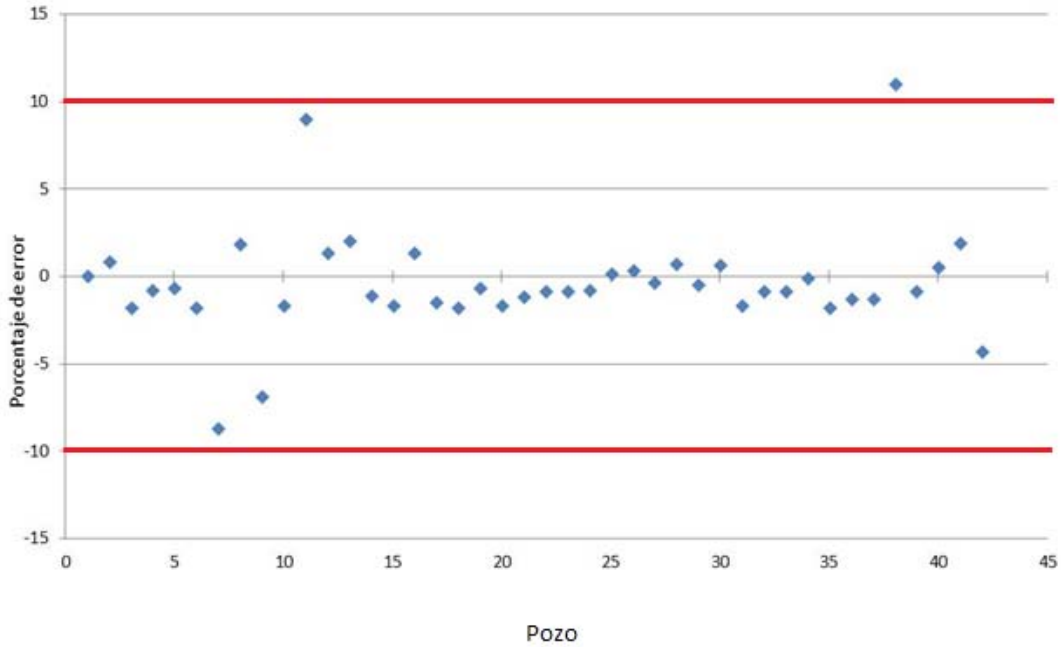


Figura 2-2. Balance iónico en las muestras analizadas

2.4 Tratamiento de datos

Con base en la información obtenida de los análisis químicos se obtuvo:

- a) la distribución espacial en superficie de cloruro y nitrato y,
- b) de acuerdo al comportamiento de los diagramas de Stiff y de información mencionada en la **sección 1.3.** acerca de las trayectorias de flujo del agua se infirió el recorrido espacial del flujo de agua. Con base en dicha trayectoria, se analizó el comportamiento de los iones mayores incorporando además el marco geológico construyendo los perfiles geológicos en el sentido de las trayectorias propuestas.

Con objeto de visualizar fácilmente los pozos con distintas concentraciones de nitrato, se establecieron 7 intervalos. Se eligió esta división ya que se trata de un submúltiplo entero del número de muestras (42) y permite identificar un conjunto de valores cercanos a la media (18.44 mg/L). Se definieron los siguientes: Intervalo 1 [0-6.4 mg/L), Intervalo 2 [6.4 - 12.9 mg/L), Intervalo 3 [12.9-19.3 mg/L), Intervalo 4 [19.3-25.7 mg/L), Intervalo 5 [25.7-32.1 mg/L), Intervalo 6 [32.1-38.6 mg/L), Intervalo 7 [38.6-45 mg/L).

Los perfiles geológicos se trazaron de manera perpendicular a la posible dirección de flujo del agua subterránea (secciones A-A' y B-B'-B'') y se elaboraron a partir de la información litológica proporcionada por el Sistema de Aguas de la Ciudad de México y los planos constructivos de 30 pozos cercanos (a una distancia máxima de 100 m) a los ejes trazados, **Tabla 2-2** .

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA

Tabla 2-2. Características de los pozos con información fisicoquímica. Fuente: SACM

Clave (Pozo)	Nombre	Profundidad del pozo, m	Elevación del pozo, msnm	Material	Capas aledañas, superior e inferior (espesor en m)	Distancia al eje de la sección correspondiente (en m)	
						A-A''	B-B'
DF1101 (227)	Nativitas 1	200.45	2291	Basalto	Arcilla(14)-tobas (29)	275	
DF1102 (279)	Nativitas 3	250	2330	Basalto c/tezontle	0-Ceniza c/arcilla(88)	1025	
DF1103 (N-1)	Noria 1	150	2253	Basalto (inferido)	Toba(28)	173	
DF1104 (N-2)	Noria 2	195	2249	arcilla lacustre	Arena c/arcilla(8)-arenas (34)	50	
DF1105 (N-6)	Noria 6	175	2289	Arcilla c/arena	Arenas finas y medias(9)--Basaltos (34)	1087	
DF1106 (N-7)	Noria 7	65.5	2276	Basaltos	Ceniza volcánica-arcilla lacustre	258	
DF1107 (PER-8)	Periférico 8	300	2254				0
DF1108 (S-5)	Sn Lorenzo Atemoaya 1	200.5	2316	Basalto (corte inferido)	Arcilla (5)- Basalto		
DF1109 (SL-2)	San Luis 2	31	2279	Basalto	Arcilla con lapilly(5)	0	
DF1110	Villa Olímpica 1	300	2308	Grava con arena	Arenas media y gruesa (42)-Arcilla (94)	1546	
DF1111 (273)	Mirador 1	252	2291	Basalto	Tezontle c/lapilly (20)-Toba (96)	601	
DF1112 (275)	Mirador 3	242.57	2349	Arena c/arcilla	Basalto c/tezontle (85) y (135)	1445	
DF1113 (211)	Sn Gregorio Atlapulco 1	202.5	2293	Basalto (inferido)	0-Arcilla lacustre(160)	580	
DF1114 (SL-7)	San Luis 7	110.55	2259	Ceniza volcánica	Grava y arena c/arcilla(4.5)-Basalto(19.5)	389	

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA

Tabla 2-2. Características de los pozos con información fisicoquímica. Fuente: SACM (cont.)

Clave	Nombre	Profundidad del pozo, m	Elevación del pozo, msnm	Material	Capas aladañas, superior e inferior (espesor en m)	Distancia a los ejes, m.	
						A-A"	B-B'
DF1115 (SL-9)	San Luis 9	60	2303	Basalto	Tezontle c/lapilly (18) y a 24 m	82	
DF1116 (S-7)	S-7	200	2324			621	
DF1117 (S-9)	S-9	200	2270			283	
DF1118 (S-10)	S-10	201	2289		Basalto(51)	0	
DF1119 (219)	Tepepan 1	200	2293	Arena c/grava y arcilla	Arena c/cantos y arcilla(5)-Andesita(140)	38	
DF1120 (220)	Tepepan 2		2276				503
DF1121 (221)	Tepepan 3	200	2266			45	
DF1122 (PS-1)	Tulyehualco Sur 1	300	2243				0
DF1123 (PS-2)	Tulyehualco Sur 2	300	2237				6
DF1124 (PS-4)	Tulyehualco Sur 4	300	2237	Arena media y gruesa	Arcilla(30)-Basalto(144)		31
DF1125 (PS-5)	Tulyehualco Sur 5	250	2240	Arenas	Arcilla(35)-Basalto(140)		13
DF1126 (PS-6)	Tulyehualco Sur 6	300	2245	Arcilla c/arena	0-Arena fina y media		91
DF1127 (PS-7)	Tulyehualco Sur 7	250	2245	Arena fina y media	arcilla(20)-Arena media y gruesa(105)		65
DF1128 (PS-8)	Tulyehualco Sur 8	300	2250	Arcilla c/arena	0-Arena media y gruesa(65)		31
DF1129 (PS-9)	Tulyehualco Sur 9	279	2252	Grava	Arcilla c/arena(35)-Grava c/arena(103)		348
DF1130 (PS-10)	Tulyehualco Sur 10	300	2256	Arena media y gruesa	0-Grava(70)		620

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA

Tabla 2-2. Características de los pozos con información fisicoquímica. Fuente: SACM
(cont.)

Clave	Nombre	Profundidad del pozo, m	Elevación del pozo, msnm	Material	Capas aledañas, superior e inferior (espesor en m)	Distancia a los ejes, m.	
						A-A''	B-B'
DF1131 (PS-12)	Tulyehualco Sur 12		2254	Arena c/grava	0-Grava(63)		1678
DF1132 (PS-29)	Xochimilco 29		2248				1739
DF1133 (281)	Bosque de Tlalpan 1	208	2336	Toba	Grava(62)-Ceniza volcánica(140)	55	
DF1134 (172)	Villa Olímpica 2	175	2298	Grava	Arena(40)-Arena	1054	
DF1135 (173)	Villa Olímpica 3	300	2320			262	
DF1136 (291)	Padierna 2	330	2408			241	
DF1137 (293)	Padierna 5 FLACSO	300	2432	Conglomerado (Tarango)	Arcilla c/arena y grava(12)	515	
DF1138 (54)	Hidalgo Tlalpan	240	2314	Grava y boleó	Grava y arena-Toba c/arcilla	234	
DF1139 (320)	Deportivo Xóchitl	278	2326	Aglomerado, arena, toba y grava	Arena c/grava(20)-Andesita(230)	0	
DF1140 (296)	Peña Pobre	250	2357	Conglomerado (Tarango)	Toba(70)-Areniscas(250)	95	
DF1141 (284)	Fuentes Brotantes 1	250	2325	Conglomerado (Tarango)	Toba(60) y a 160	29	
DF1142 (319)	Deportivo Vivanco	250	2283			690	

2.5 Tratamiento estadístico

Se utilizó el análisis multivariado por medio del análisis de componentes principales, ACP, considerando los siguientes criterios para el manejo estadístico de datos (programa estadístico computacional SPSS, manejo de errores de muestras en hidrogeoquímica):

- Se incluyeron en el análisis, las variables con el 100% de los datos determinados o medidos que tuvieron un balance iónico menor al 10%.
- No se incluyeron las variables con varianza nula puesto que el análisis de componentes principales pretende extraer los componentes que proporcionan la mayor cantidad de la varianza total (**Tabla 2-3**).
- Se utilizó la rotación varimax, que es una rotación ortogonal, con el objetivo de obtener la matriz rotada que, de acuerdo a los principios del análisis factorial, es de más fácil interpretación que la no rotada (la original) y cuyas otras características, son (programa estadístico computacional SPSS):
- Se conserva la proporción de la varianza inicial explicada por los factores comunes en un variable (comunalidades), aunque cambia la varianza explicada por cada factor, respecto a la matriz original.
- Aproxima al máximo las variables a los factores en los que se encuentran saturados.
- Es una combinación lineal de la matriz original.
- La determinación del número de componentes o factores a utilizar, se hizo a través del criterio de Kaiser que establece conservar los factores cuyos valores propios (eigenvalores) son mayores a la unidad.

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA

Tabla 2-3. Parámetros incluidos en el ACP

Variable	Varianza
Temperatura	4.94
Cond. Eléctrica, C.E.	16735.05
NO ₃ ⁻ (HPLC)	131.15
SO ₄ ²⁻	302.45
HCO ₃ ⁻	2543.30
Cl ⁻	301.61
Ca ²⁺	36.65
Mg ²⁺	44.94
Na ⁺	209.69
K ⁺	1.87

Se graficaron los componentes respecto a los eigenvalores para observar el número de componentes principales (Anexo C).

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Hidrogeología

3.1.1 Aspectos hidrodinámicos

De acuerdo a lo mencionado en la sección 1.3.1, la dirección del flujo de agua se da en sentido radial iniciando su recorrido en la zona de infiltración en la Sierra de las Cruces y Chichinautzin que se encuentran en los límites de la Cuenca hacia la zona lacustre en dirección al centro de la misma Cuenca, como se ilustra en la **Figura 1-3**.

No obstante, con los datos proporcionados por el SACM en los planos con los que se elaboró la construcción de las secciones geológicas (**Figura 3-1**), también se graficó la piezometría obteniéndose direcciones distintas a la mencionada. Debido a que estos datos no son actuales (años 1992 y 1983 respectivamente), a través del comportamiento de los iones se estableció que la dirección de flujo del agua, sigue el sentido del eje B-B' graficado en la **Figura 3-3**.

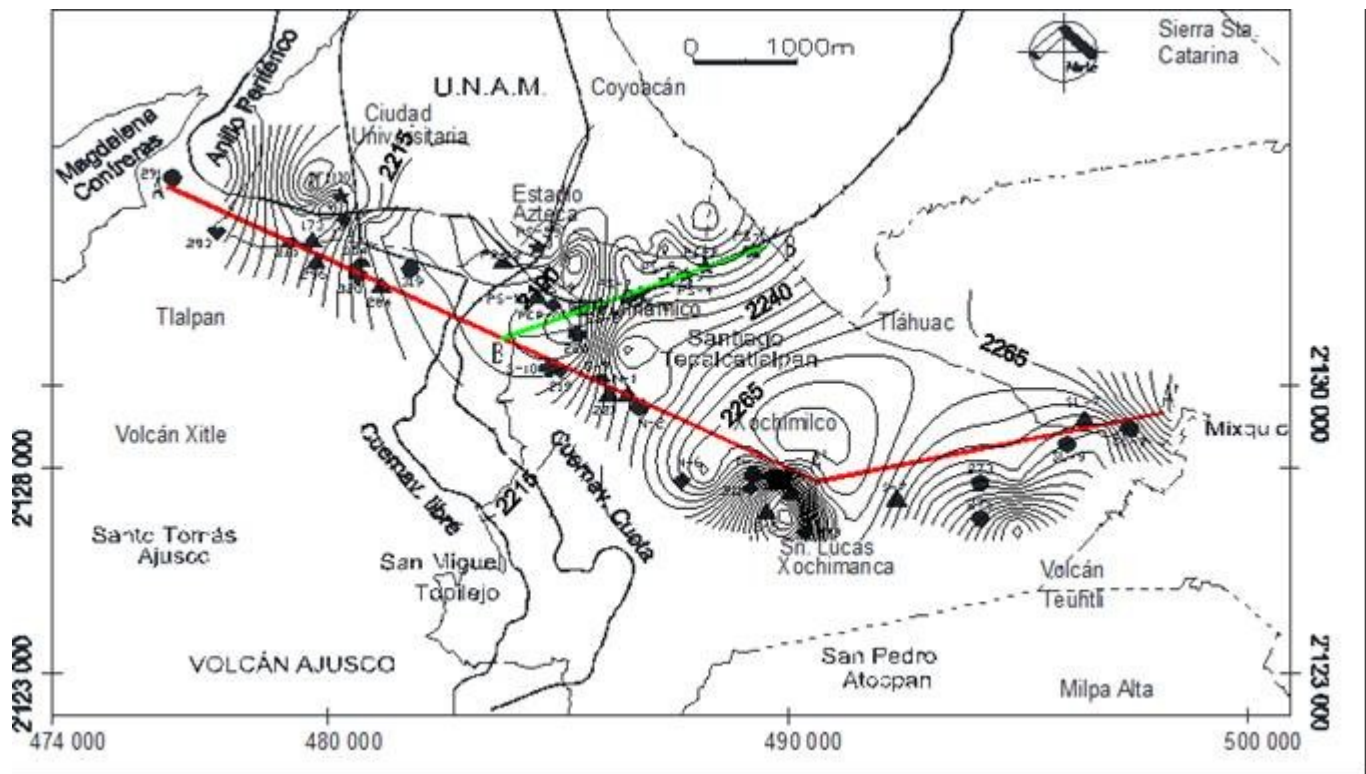


Figura 3-1. Profundidad del nivel piezométrico de la zona. Datos del SACM 1983

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1.2 Sistemas de flujo

Tomando como referencia la dirección de flujo de las secciones 1.3.1 y 3.1.1 los pozos que se tomaron en cuenta para analizar el comportamiento hidrogeoquímico de este trabajo son los localizados en o cercanos al eje B-B' de las secciones geológicas que a continuación se muestran. Los resultados de los análisis químicos mostraron que los tipos de agua existentes corresponden a tipos de flujo locales y posiblemente intermedios, como se explica en la sección 3.2

3.1.3 Marco y secciones geológicas

Las profundidades de los pozos seleccionados para elaborar las secciones geológicas varían de 31 a 330 m y sus elevaciones oscilan entre los 2237 a 2431 msnm (**Tabla 2-2**).

El nivel dinámico de los pozos analizados atraviesa basaltos, cenizas volcánicas, gravas, y arenas, así como arcillas lacustres.

La sección A-A' (**Figura 1-2**), se ubica en el área de rocas volcánicas fracturadas de la zona montañosa y que facilitan la infiltración del agua hacia el acuífero. Por otro lado, las arcillas fueron identificadas en los pozos ubicados en el área de Xochimilco más alejadas de la zona montañosa, **Figura 3-2**.

SECCIÓN A-A''

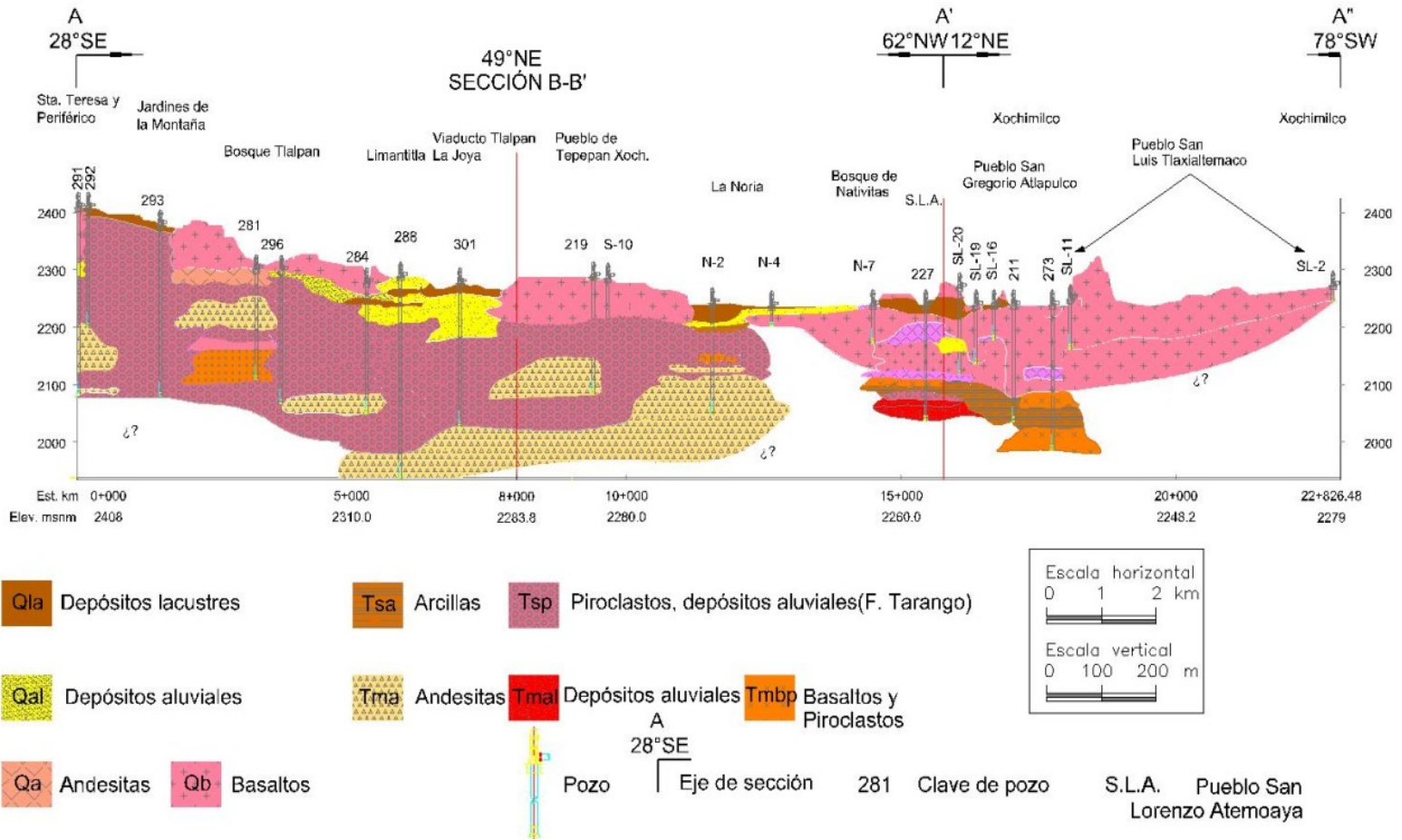


Figura 3-2. Sección geológica de la sección A-A'.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Debido a que la sección B-B' parte de la zona cercana a la estribaciones de la Sierra Chichinautzin, hacia el centro de la planicie, permitió determinar las variaciones en las concentraciones de los iones a lo largo del flujo. Se seleccionaron los pozos sobre los cuales se estima que el agua subterránea transita paralelamente al eje B-B' cercanos al mismo (pozos R-5, DF1129 (PS-9), DF1128 (PS-8), DF1127 (PS-7), DF1126 (PS-6), DF1125 (PS-5), DF1124 (PS-4), PS-2 y DF1122 (PS-1), **Figura 3-3**).

De acuerdo al cuadro obtenido específicamente para la zona de estudio por medio de la estratigrafía de los pozos muestreados (Anexo B), las unidades geológicas que se encuentran en la zona son:

a) sedimentos aluviales y lacustres del Cuaternario, b) rocas basálticas del Cuaternario, c) andesitas del Cuaternario d) Arcillas del Terciario y Cuaternario, e) depósitos aluviales y piroclásticos del Terciario, f) andesitas del Terciario y g) Basaltos y piroclastos del Terciario.

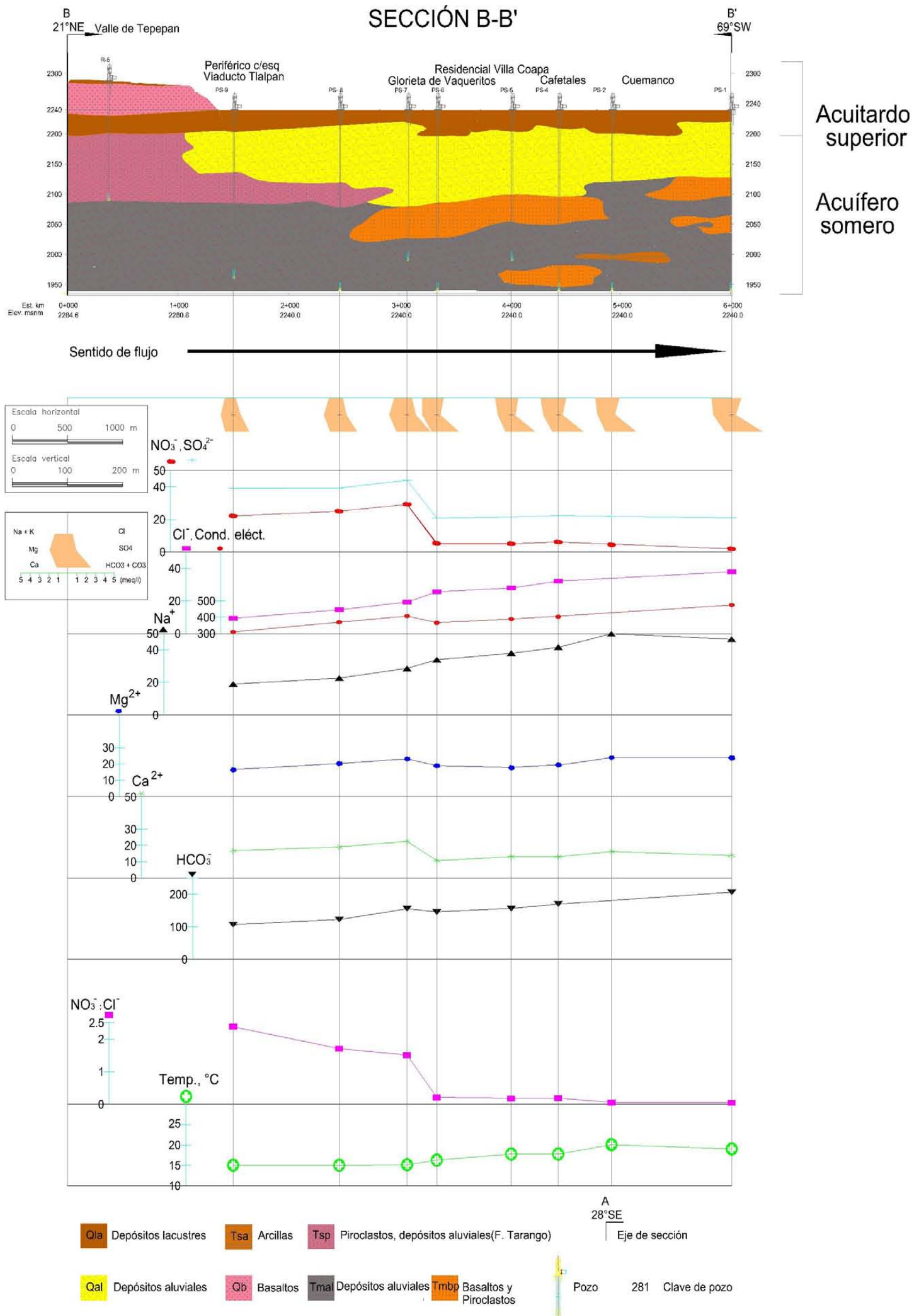


Figura 3-3. Sección geológica, concentraciones de iones en los pozos muestreados y diagramas de Stiff de la sección B-B'

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El perfil muestra un incremento en la conductividad eléctrica a lo largo del eje B-B' (**Figura 3-3**). La misma tendencia (aumento hacia el NE) se observa para las concentraciones de los iones sodio, cloruro y bicarbonatos que también se refleja en los diagramas de Stiff mostrados en esta figura. Por otro lado, tanto el nitrato como el sulfato muestran una tendencia similar entre sí con concentraciones menores hacia la zona NE. Estos comportamientos también son indicativos de que la dirección de movimiento del flujo subterráneo que circula por la zona es SW-NE.

De acuerdo a la litología del acuífero (**Tabla 2-2**), a las facies hidrogeoquímica reflejada en el diagrama de Piper (**Figura 3-4**), y a los bajos valores de los parámetros físico-químicos (temperatura, conductividad eléctrica y iones disueltos, **Tabla 3-1**) y su variación, se determina que estas aguas son de reciente infiltración, principalmente en la Sierra Chichinautzin.

La persistencia de bajas concentraciones de iones mayores y el predominio de bicarbonatos refleja poco tiempo de interacción del agua con las rocas volcánicas e indica una alta permeabilidad por fisuración sobre todo de las rocas volcánicas del área.

3.2 Hidrogeoquímica

3.2.1 Características generales

En la **Tabla 3-1** se muestran los intervalos de los análisis fisicoquímicos efectuados en campo y en el Laboratorio de Química Analítica del Instituto de Geofísica. Los valores de pH variaron de ligeramente ácidos a básicos dentro del intervalo establecido en la NOM-127-SSA1-1994 (SSA 2000) para agua de uso y consumo humano. La conductividad eléctrica varió entre 161 y 743 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y la temperatura entre 13.2 y 24.3 °C.

En el anexo A se muestra la tabla con la totalidad de los valores obtenidos para este trabajo.

En relación a los elementos y iones Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Cl^- , F^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , todas las concentraciones fueron menores a los límites establecidos por la norma mencionada .

Los límites permisibles en mg/L de Zn (5) y Mn (0.15) tampoco fueron rebasados en ningún lugar analizado.

Los elementos que en algunos pozos sí se encuentran con valores más altos de los máximos permisibles son el As (0.025), Pb (0.01) y el Fe total (0.30), cuyos valores permitidos se encuentran entre paréntesis y están expresados en miligramos por litro. Armienta y Rodríguez (2011) señalan la conveniencia de la observación de los pozos cuyas muestras de agua no cumplen con la norma oficial y señalan como posible causa de su presencia el ambiente geológico.

En la zona de estudio el sulfato tiende a incrementarse en la dirección del flujo hasta un punto en el que tiene un decaimiento importante (localizado a partir del pozo PS-7), manteniéndose la misma tendencia de decaimiento hasta el límite de la zona estudiado. Este comportamiento parece ser relacionado con el cambio de condiciones de ambiente oxidante a reductor como lo ha reportado Cardona y Hernández (1996).

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general el cloruro se encuentra en concentraciones bajas en terrenos volcánicos, como en el subsuelo de la Ciudad de México, con algunas excepciones. Los valores bajos al poniente, sur y oriente ratifican zonas de recarga (Lesser 1986).

Tabla 3-1. Intervalos de los parámetros analizados

Parámetro	Valores		Desv. Estándar	Media
	Mínimo	Máximo		
T, °C	13.2	24.3	2.22	15.81
pH	6.86	8.01	0.28	7.43
C.E., $\mu\text{S}/\text{cm}$	161	743	129.36	351.83
NO_3^- (HPLC)*	2	44.99	11.45	18.44
NO_3^- (UV)*	2	45.2	11.81	18.50
NO_2^- (HPLC)*	<n.d.	3.06	---	---
Pb *	0.005	0.017	0.003	0.010
CO_3^{2-} *	<n.d.	<n.d.	---	---
HCO_3^- *	71.30	269.40	50.43	130.82
F^- *	0.179	0.67	0.12	0.34
Cl^- *	4	103.8	17.37	20.69
Ca^{2+} *	4.9	40.5	6.05	14.48
Mg^{2+} *	6.5	38.3	6.70	17.79
Na^+ *	11.0	80.1	14.48	29.06
K^+ *	1.4	7.6	1.37	3.99
SO_4^{2-} *	4.1	105.1	17.39	28.17
Zn*	<n.d.	<n.d.	---	---
Mn*	<n.d.	<n.d.	---	---
Fe*	<n.d.	1.07	---	---
As*	<n.d.	0.031	---	---

*mg/l

Límite de detección (l.d.) para:

NO_2^- =1; Pb= 0.001, CO_3^{2-} =0; Zn=0.05; Mn= 0.05; Fe= 0.05; As=0.003.

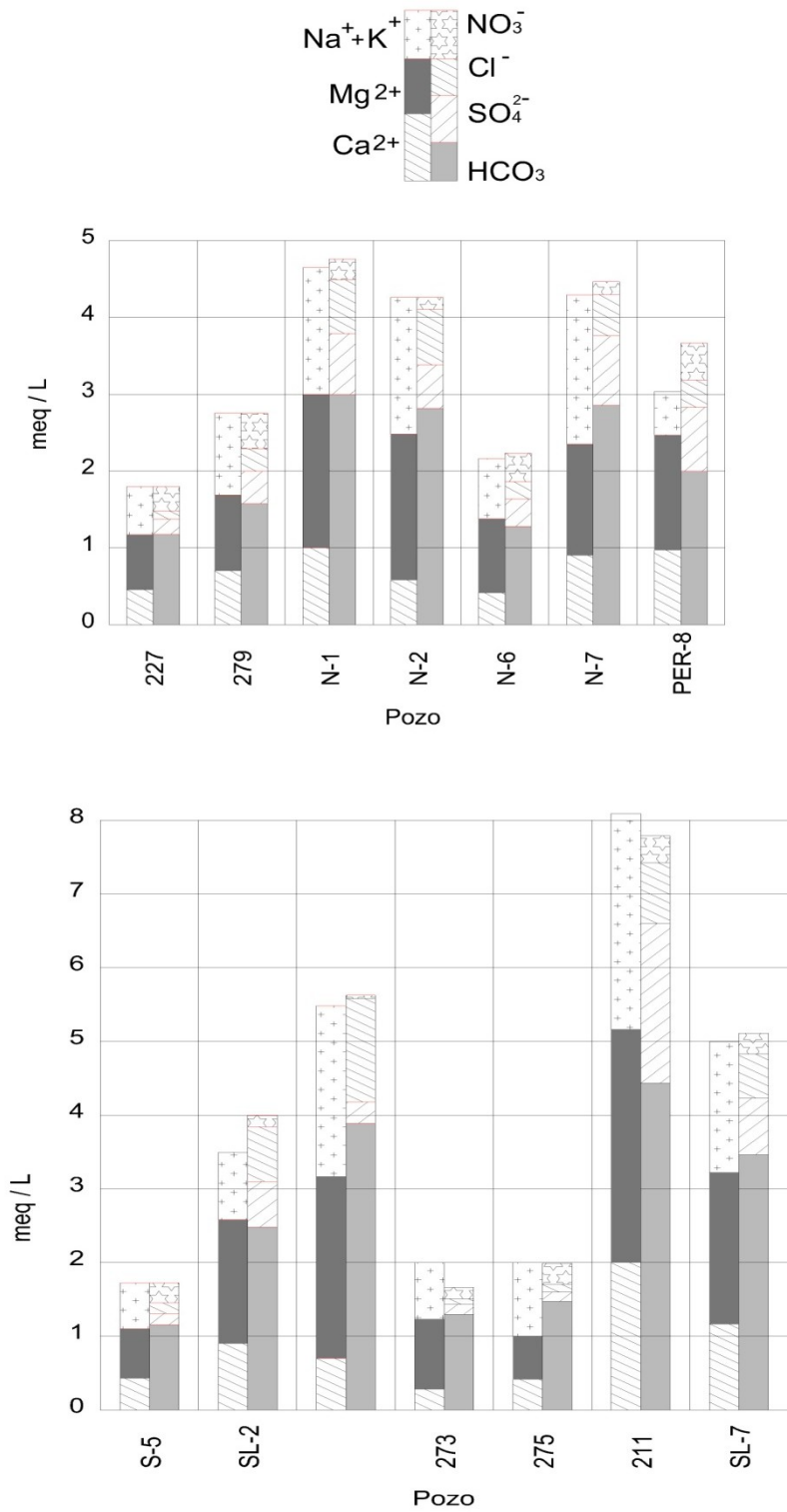
Fuente: Armienta y Rodríguez 2011

3.2.2 Histogramas de frecuencia

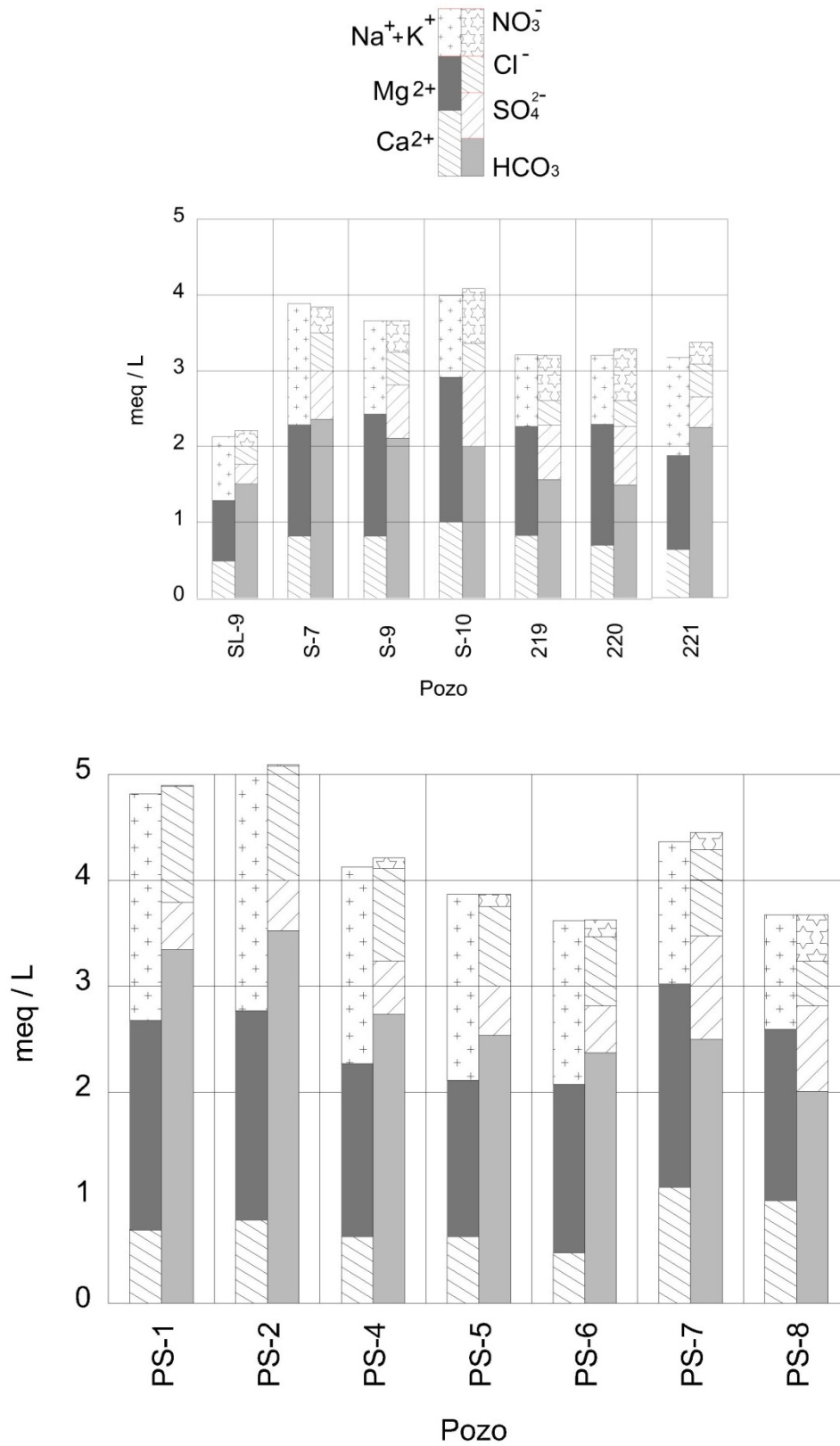
Se presentan los diagramas de la composición iónica de las muestras analizadas, en los que se puede observar que el aporte mayor en relación a los aniones en gran parte de las muestras corresponde al ión bicarbonato, y por parte de los cationes se observan contenidos mayores de Na^+ y K^+ respecto al Ca^{2+} conforme el flujo en el acuífero va transitando (pozos con identificaciones con simbología inicial PS). También se observan contenidos importantes de Mg^{2+} . La distribución de los iones en las columnas indica que

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

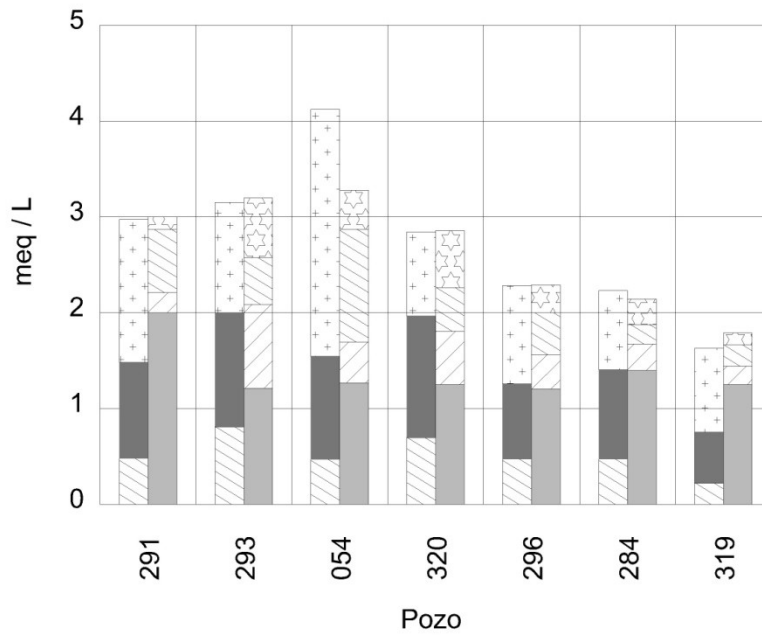
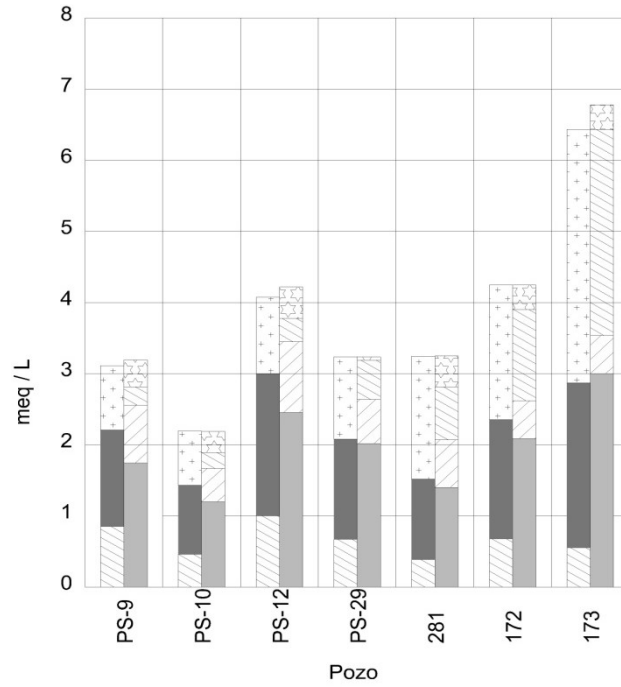
rocas volcánicas como basaltos y andesitas se encuentran presentes en el ambiente por el que atraviesa el flujo de agua (Appelo y Postma, 2005).



CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN



CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN



CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.2.3 Correlación entre parámetros fisicoquímicos

La matriz de correlación de los elementos de interés se muestra enseguida (**Tabla 3-2**). En ella se observa que las concentraciones de los iones de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} y en menor grado el As son los principales factores de influencia en la conductividad eléctrica.

En cuanto al nitrato, se muestra que no se presenta alguna correlación de influencia con alguno de los parámetros medidos.

El sulfato sin embargo, se encuentra ampliamente correlacionado con el Ca^{2+} ($r^2 = 0.918$) y con el Mg^{2+} ($r^2 = 0.707$)

Se tiene una relación alta entre los iones HCO_3^- y Mg^{2+} , lo que indica que el flujo atraviesa ambientes volcánicos.

Tabla 3-2. Matriz de correlación de la zona

	pH	Cond	Temp	Na	K	Ca	Mg	As	F	Cl	HCO ₃	NO ₃	SO ₄
pH	1	-0.344	0.312	-0.249	-0.451	-0.358	-0.244	-0.298	-0.401	-0.318	-2.30E-02	-0.431	-0.43
Cond		1	0.263	0.876	0.824	0.687	0.935	0.609	-5.20E-02	0.769	0.866	-4.80E-03	0.657
Temp			1	0.352	0.266	-4.60E-02	0.336	-8.90E-02	-0.332	0.369	0.493	-0.424	-0.21
Na				1	0.750	0.349	0.717	0.739	-7.40E-02	0.88	0.795	-0.282	0.32
K					1	0.509	0.702	0.584	8.50E-02	0.722	0.653	3.00E-02	0.531
Ca						1	0.776	-0.312	-0.119	0.122	0.637	0.283	0.918
Mg							1	0.28	-0.177	0.597	0.884	3.90E-02	0.707
As								1	0.406	0.778	0.214	-3.30E-02	-4.50E-02
F									1	0.021	-0.369	0.41	0.123
Cl										1	0.599	-0.21	0.101
HCO ₃											1	-0.364	0.476
NO ₃												1	0.436
SO ₄													1

Clasificación geoquímica

3.2.3.1 Explicación de las familias de agua encontradas. Procesos identificados

A partir de las concentraciones de los iones determinados en laboratorio y descartando los análisis de un pozo con balance iónico de 11.09% se elaboraron los diagramas de Piper y Stiff (**Figura 3-4** y **Figura 3-5**) en los cuales se identifican familias en su mayoría de tipo bicarbonatadas mixtas (cálcicas y/o magnésicas) y algunas que corresponden a mixtas-sódicas (sulfatadas y/o cloruradas-sódicas pozos 173, 281 en Villa Olímpica y Bosque de Tlalpan), bicarbonatadas sódicas (pozo 319, Deportivo Vivanco en Tlalpan), y mixta-mixta (sulfatadas y/o cloruradas-cálcicas y/o magnésicas pozo 293, Jardines de la Montaña en Tlalpan).

La predominancia de aguas bicarbonatadas mixtas es un indicativo de trayectorias de flujo con tiempos de residencia recientes a intermedios principalmente a través de las rocas volcánicas de la zona. En el anexo E se muestra el detalle cada familia respecto a cada pozo muestreado.

Las aguas de tipo mixtas bicarbonatada-sódicas son características de agua de lluvia que ha disuelto poca cantidad de sales y circulado por materiales de alta permeabilidad como lavas y piroclastos que no permiten la incorporación de grandes cantidades de sales que pudieran modificar su composición química. De la misma manera, este tipo de agua al disolver el calcio y el magnesio de los basaltos, origina el tipo de agua mixta magnesiánica-bicarbonatada (Lesser 1986).

Los contenidos de los iones de sodio y cloruro van aumentando en la dirección del flujo, al igual que la distribución espacial de la conductividad eléctrica (**Figura 3-3**)

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

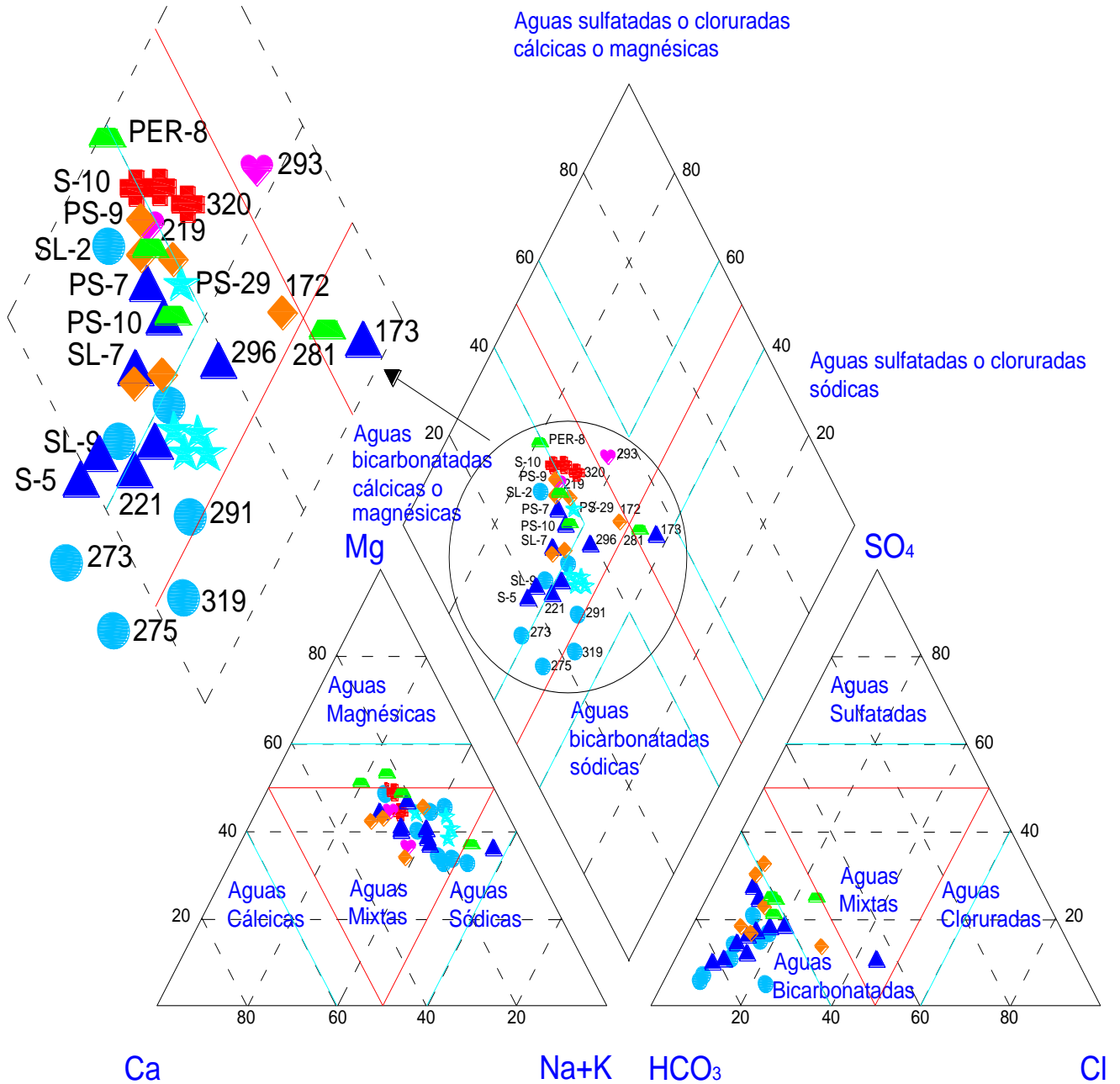


Figura 3-4. Diagrama de Piper de la zona de estudio y detalle del mismo. Facies hidrogeoquímicas

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

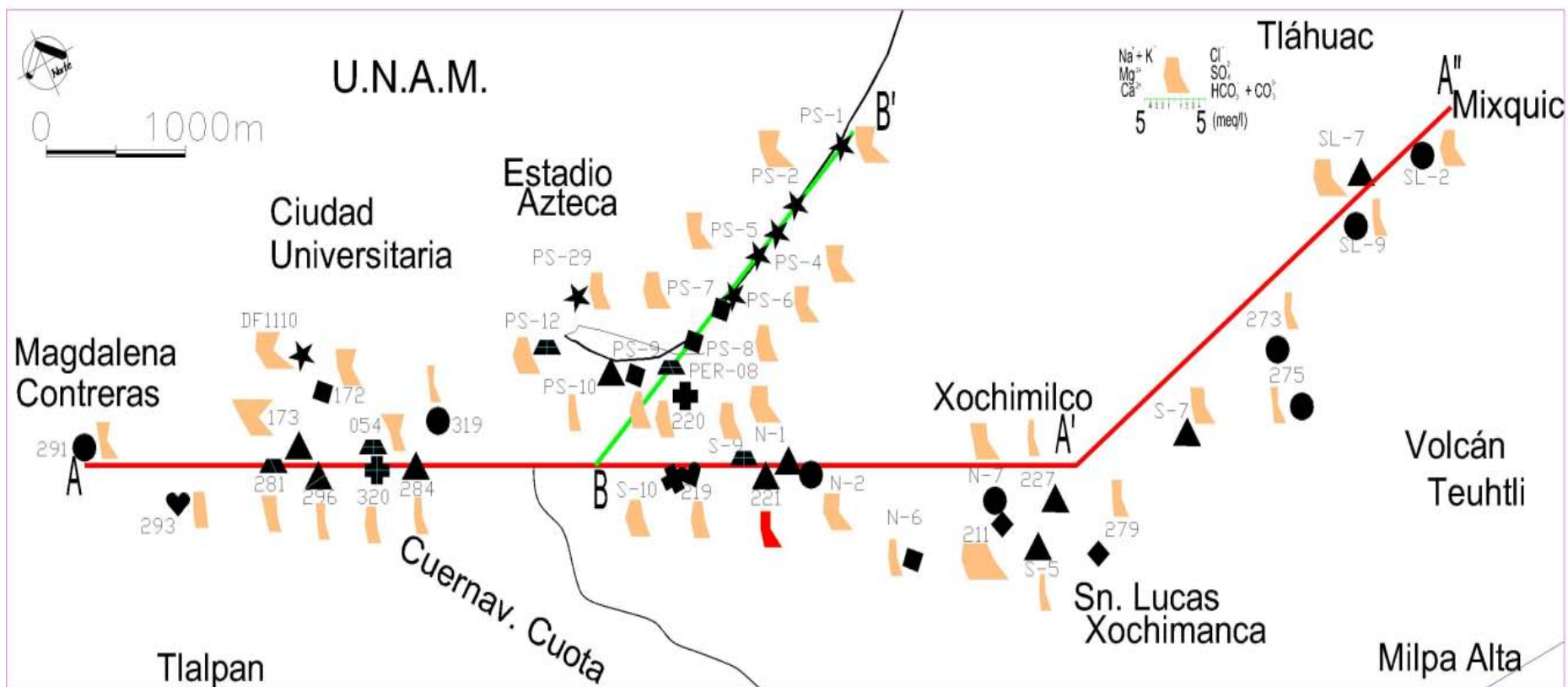


Figura 3-5. Diagramas de Stiff en los pozos de las secciones geológicas

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.2.4 Comportamiento del nitrato

En las **Tabla 3-3** y **Figura 3-6** se observa que las concentraciones son inferiores al límite establecido de 10 mg/L de N-NO₃⁻ (44.26 mg/L expresado como NO₃⁻) para casi todas las muestras; únicamente en una de ellas (S-10) se llega dicho valor. Sin embargo, en cuatro sitios los valores (entre 30 y 45 mg/L de NO₃⁻) se encuentran cercanos al límite. Solamente se detectó presencia de nitrito en un pozo (PS-1 con 3 mg/L de NO₂⁻) y éste fue muy cercano al estándar para agua potable de 1 mg/L de N-NO₂⁻ (equivalente a 3.28 mg/L expresado como NO₂⁻).

Tabla 3-3. Concentraciones de nitrato por intervalos, mg/L. Se incluyen las concentraciones de nitrito medidas

Pozo	Clave	Nombre	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	Intervalo
S-10	DF1118	S-10	n.d.	45.0	7
220	DF1120	Tepepan 2	n.d.	41.2	7
320	DF1139	Deportivo Xóchitl	n.d.	38.7	7
293	DF1137	Padierna 5	n.d.	37.8	6
219	DF1119	Tepepan 1	n.d.	37.4	6
281	DF1133	Bosque de Tlalpan	n.d.	30.7	5
S-9	DF1117	S-9	n.d.	30.2	5
PS-7	DF1127	Tulyehualco Sur 7	n.d.	29.4	5
PER-8	DF1107	Periférico 8	n.d.	28.2	5
054	DF1138	Hidalgo	n.d.	26.3	5
PS-12	DF1131	Tulyehualco Sur 12	n.d.	26.1	5
PS-8	DF1128	Tulyehualco Sur 8	n.d.	25.1	4
279	DF1102	Nativitas 3	n.d.	24.7	4
172	DF1134	Villa Olímpica 2	n.d.	24.0	4
N-6	DF1105	Noria 6	n.d.	23.5	4
211	DF1113	San Gregorio Atlapulco 1	n.d.	22.3	4
PS-9	DF1129	Tulyehualco Sur 9	n.d.	22.1	4
S-7	DF1116	S-7	n.d.	18.7	3
173	DF1135	Villa Olímpica 3	n.d.	18.0	3

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tabla 3-3. Concentraciones de nitrato por intervalos, mg/L. Se incluyen las concentraciones de nitrito medidas (continuación)

Pozo	Clave	Nombre	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	Intervalo
221	DF1121	Tepepan 3	n.d.	17.9	3
PS-10	DF1130	Tulyehualco Sur 10	n.d.	17.2	3
296	DF1140	Peña Pobre Artesanías	n.d.	17.1	3
227	DF1101	Nativitas 1	n.d.	15.3	3
284	DF1141	Fuentes Brotantes	n.d.	14.6	3
SL-7	DF1114	San Luis 7	n.d.	13.8	3
S-5	DF1108	San Lorenzo Atemoaya 1	n.d.	13.6	3
N-1	DF1103	Noria 1	n.d.	13.4	3
SL-9	DF1115	San Luis 9	n.d.	12.8	2
N-2	DF1104	Noria 2	n.d.	12.5	2
275	DF1112	Mirador 3	n.d.	12.3	2
SL-2	DF1109	San Luis 2	n.d.	11.8	2
N-7	DF1106	Noria 7	n.d.	9.5	2
291	DF1136	Padierna 2	n.d.	9.2	2
319	DF1142	Vivanco	n.d.	6.8	2
273	DF1111	Mirador 1	n.d.	6.5	2
PS-4	DF1124	Tulyehualco Sur 4	n.d.	6.1	1
PS-29	DF1132	Xochimilco 29	n.d.	5.7	1
PS-6	DF1126	Tulyehualco Sur 6	n.d.	5.4	1
PS-5	DF1125	Tulyehualco Sur 5	n.d.	5.1	1
PS-2	DF1123	Tulyehualco Sur 2	n.d.	2.4	1
0	DF1110	Villa Olímpica 1	n.d.	2.1	1
PS-1	DF1122	Tulyehualco Sur 1	3.06	2.0	1

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

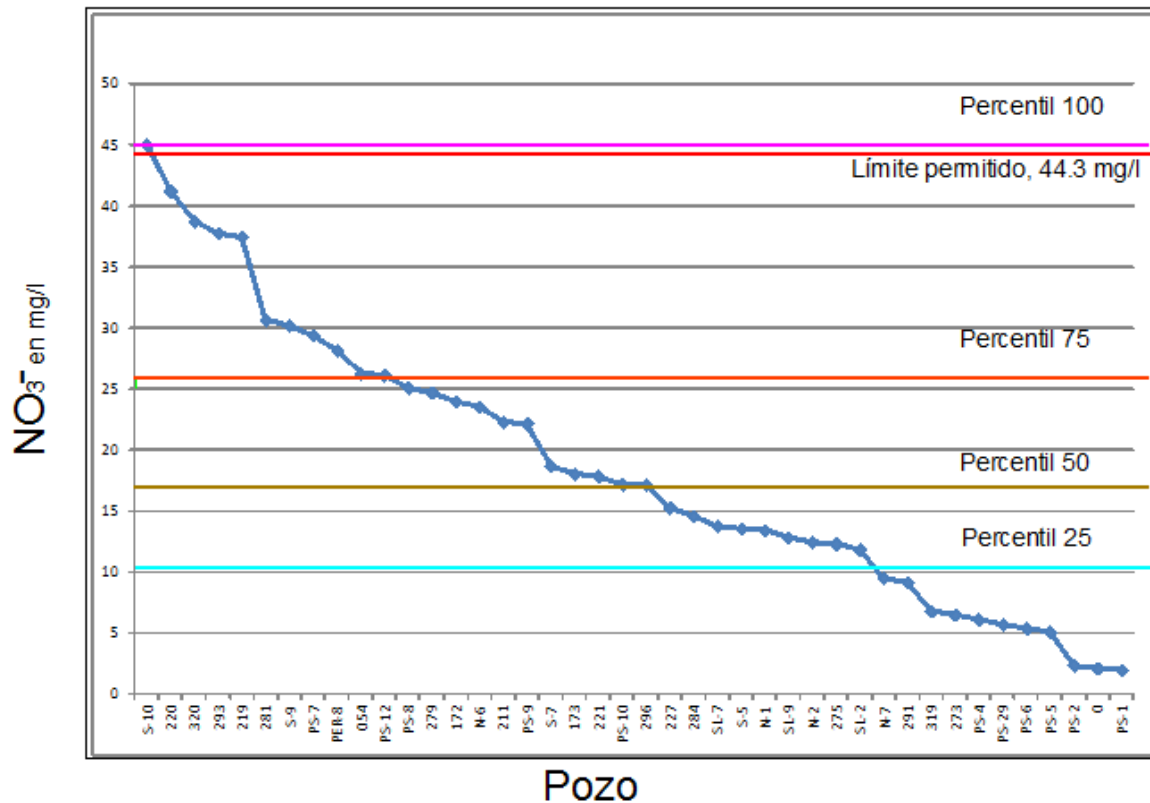


Figura 3-6. Concentraciones de nitrato encontradas en función de percentiles y el límite máximo permitido para agua potable.

La **Figura 3-7** muestra la distribución espacial de las concentraciones de nitrato por intervalos y las tendencias espaciales de isoconcentraciones se muestran en la **Figura 3-8**. En estas figuras se observa que la zona con menores concentraciones de nitrato está ubicada en el extremo noreste (NE) del eje B-B'. Asimismo, los mayores niveles se presentan en dos zonas que, aunque se encuentran en superficie urbana, están próximas a lugares probables de fuentes de infiltración al acuífero, ya sea por fugas en el drenaje (Armienta y Rodríguez 2011), o bien por el agua proveniente de la precipitación que arrastraría compuestos de nitrógeno presentes en el aire debido a la contaminación atmosférica presente y conocida en la Ciudad de México. Estos pozos se encuentran cercanos al eje A-A'. El único pozo que rebasó la norma para consumo humano de 10 mg/L como N-NO₃⁻ (44.3 mg/L NO₃⁻) fue el S-10, ubicado cerca del extremo suroeste (SO) del eje B-B'.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Internacionalmente se han identificado como fuentes principales de aporte de nitrato al agua subterránea, además de fertilizantes utilizados en la agricultura y de actividades ganaderas (Steele y McCalister 1991, Sloan et al. 1999, van Es et al. 2006, Singleton et al. 2007, Kundu y Mandal 2009, Avtar et al. 2013, Hamed et al. 2013), sobre todo en suelos arenosos (Postma et al. 1991, Pang y Letey 2000, Rodvang y Simpkins 2001, Babiker et al. 2004, Dunn et al. 2004, Jiao et al. 2004, Ju et al. 2006, Jalali 2011, Leson y Wisotzky 2012), a los asentamientos urbanos (Arnade 1999, MacQuarrie et al. 2001, Gardner y Vogel, 2005). Las fugas en los sistemas de drenaje son una fuente de aporte de nitrato al agua (Robertson et al. 1991, Wilhelm et al. 1994, MacQuarrie et al. 2001, Wakida y Lerner 2005, Navarro y Carbonell 2007). La cantidad de nitrógeno total N, presente en un agua residual doméstica promedio, es de 40 mg/L (Metcalf and Eddy Inc. 1991).

La existencia de asentamientos que carecen de drenaje en las faldas de la Sierra Chichinautzin (Aguilar y Santos 2011) podría indicar que la fuente de nitrato más probable es la infiltración de aguas residuales provenientes de los mismos.

La distribución observada en la **Figura 3-7** y **Figura 3-8** podría entonces atribuirse a infiltraciones de aguas residuales y/o de riego procedentes de esta zona que corresponde al área de recarga. Cabe señalar que parte de esta área incluye al pie de monte que ha sido considerada de alta vulnerabilidad dentro de la Cuenca de México (Ramos-Leal et al. 2010), donde además, en estudios previos (Mazari-Hiriart et al. 1999) se identificó contaminación por microorganismos patógenos (coliformes totales y fecales, estreptococos fecales) en muestras de agua de pozos colectadas antes de la desinfección.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

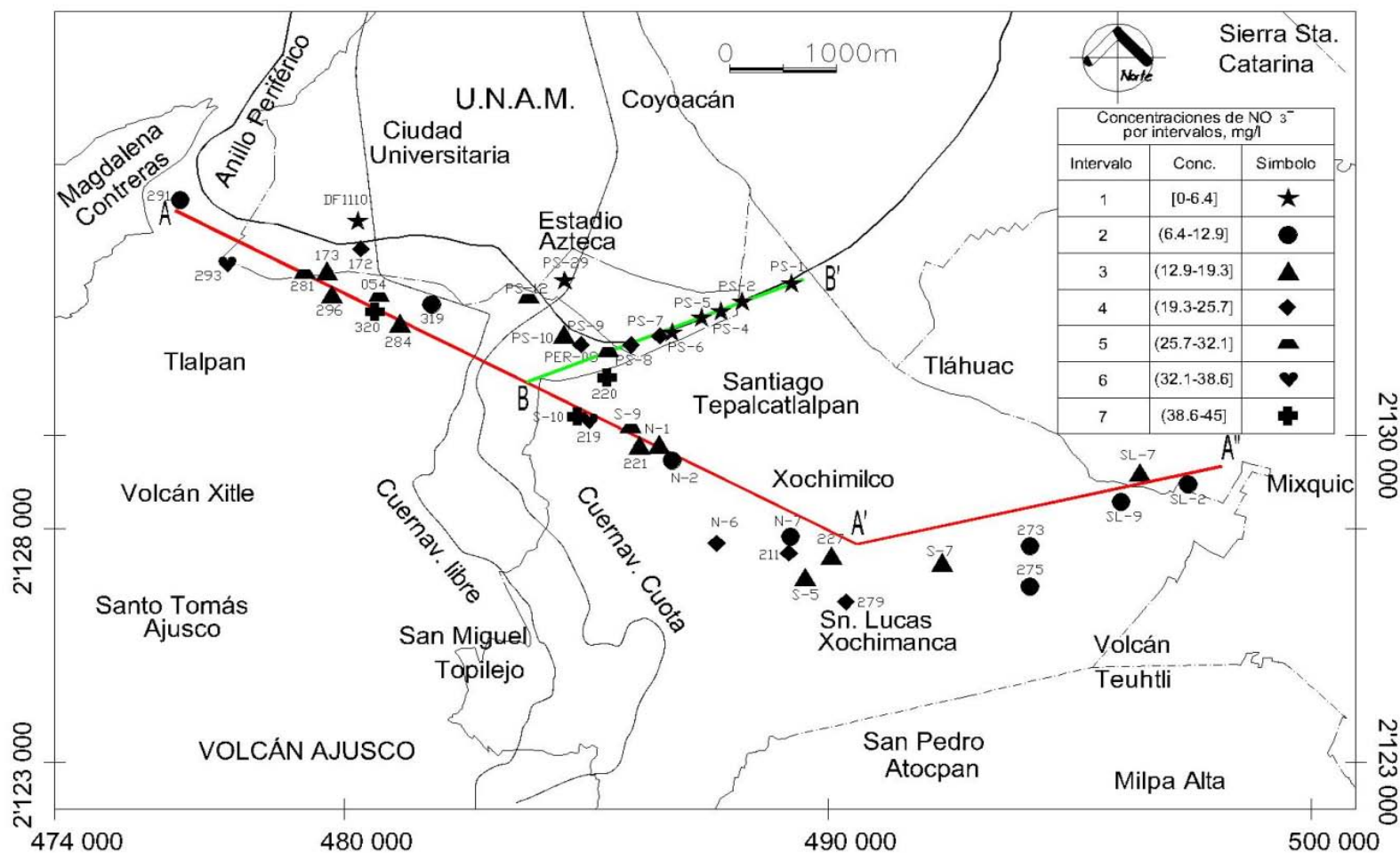


Figura 3-7. Concentraciones de nitrato por intervalos (mg/L). Intervalo 1 [0 - 6.4] ★ , intervalo 2 (6.4-12.9] ○ , intervalo 3 (12.9-19.3] △ , intervalo 4 (19.3-25.7] ◇ , intervalo 5 (25.7-32.1], intervalo 6 (32.1-38.6] ♥ , intervalo 7 (32.1-38.6] ⊕

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

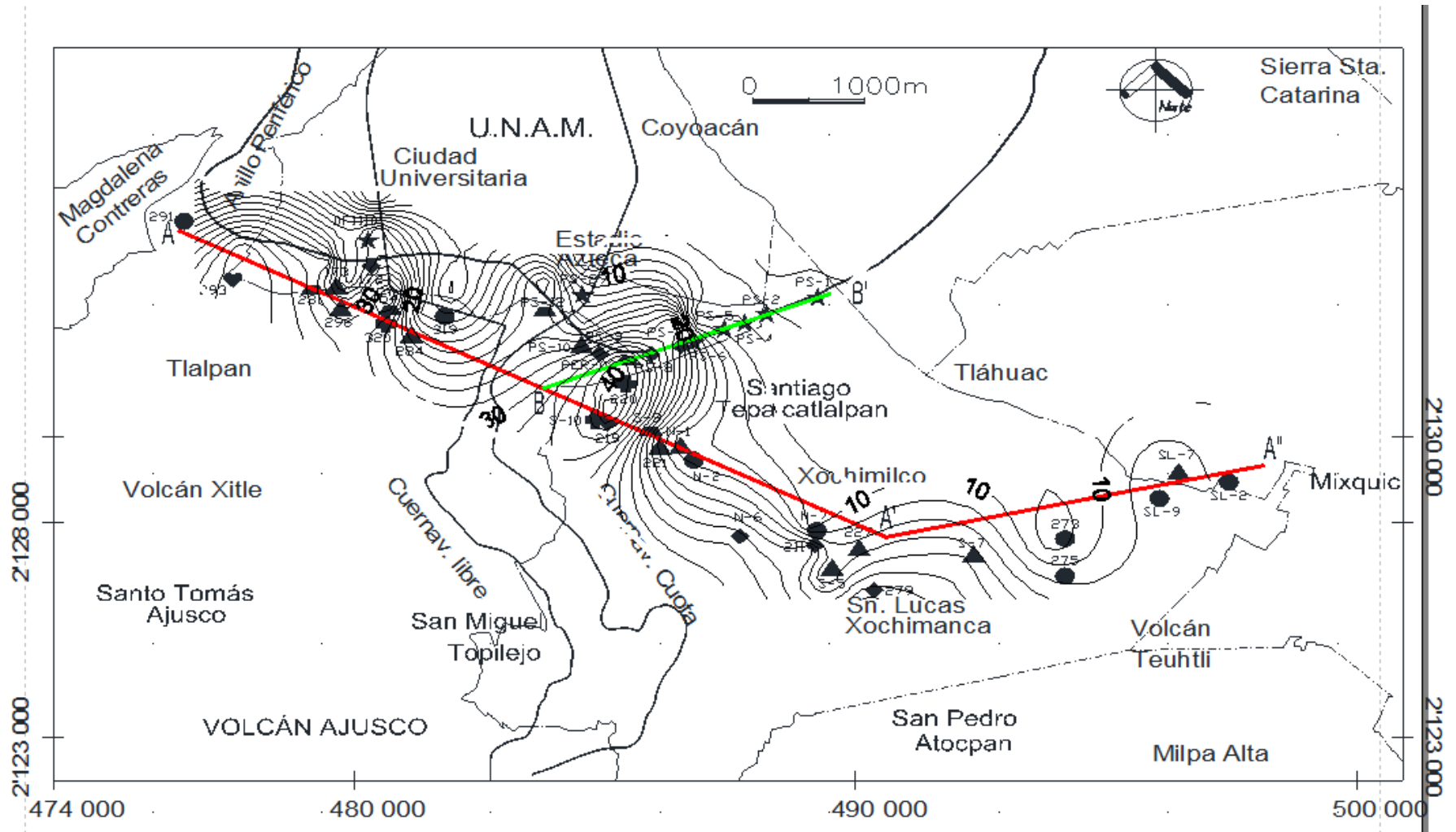


Figura 3-8. Distribución de nitrato por isoconcentraciones, mg/L

3.2.5 Cloruros

Los cloruros son uno de los mejores indicadores de la evolución geoquímica del agua por entradas atmosféricas debido a que no tienen una afectación significativa por procesos de precipitación, adsorción u oxido-reducción. Además, al igual que el nitrato, viajan en el agua a la misma velocidad que ésta (Canter, 1997). Es por ello que su comportamiento se clasifica como conservativo y las tendencias de concentración que siguen pueden ser utilizadas como indicadores de direcciones de flujo donde no existan fuentes adicionales de este ión (p. ej. intrusión salina, lixiviados de basureros, aguas geotérmicas).

El nitrato no puede considerarse conservativo debido a que, al modificarse biológicamente por lo explicado en la sección 1.4.2., se originan cambios en la especiación del nitrógeno (como su reducción a nitrito) y fraccionamientos isotópicos que modifican las firmas del N15 en las especies disueltas de nitrógeno (Vogel et al., 1981; Mariotti et al., 1986, Böttcher et al., 1990; Smith et al., 1991, Feats et al., 1998; Aravena y Robertson, 1998; Pauwels et al., 2001).

La **Figura 3-9** muestra la relación entre los iones NO_3^- y Cl^- cuya importancia como indicador de condiciones reductoras se explica más adelante.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

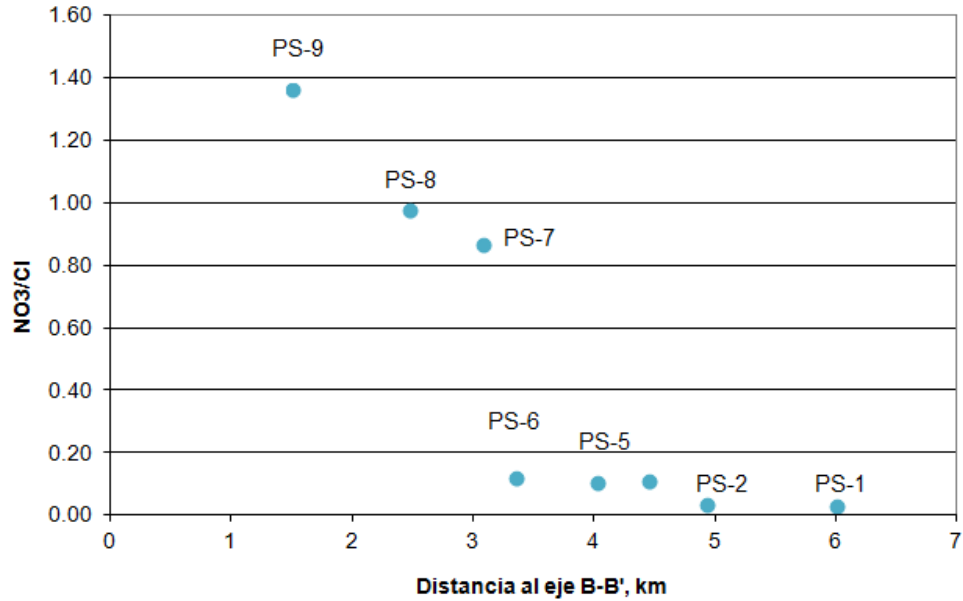


Figura 3-9. Relación $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ como indicador de condiciones reductoras en la trayectoria del flujo del agua (Eje B-B').

Con objeto de inferir las trayectorias generales de flujo a partir de la composición química del agua en la zona de estudio, se elaboró una figura con isoconcentraciones de cloruro (**Figura 3-10**).

En ella se identifican dos zonas con las concentraciones mayores. Dichas concentraciones se registran en los pozos DF1135, 10, 34, 38 y 23 ubicados en la zona cercana a las Avenidas Insurgentes y Periférico y los mínimos en DF1101, 12, 11 y 08 en la zona de San Lucas Xochimanca, delegación Xochimilco. La tendencia general es a incrementarse en dirección radial hacia la planicie de la Cuenca, lo que refleja la dirección del flujo del agua subterránea a partir de la Sierra Chichinautzin hacia la planicie.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

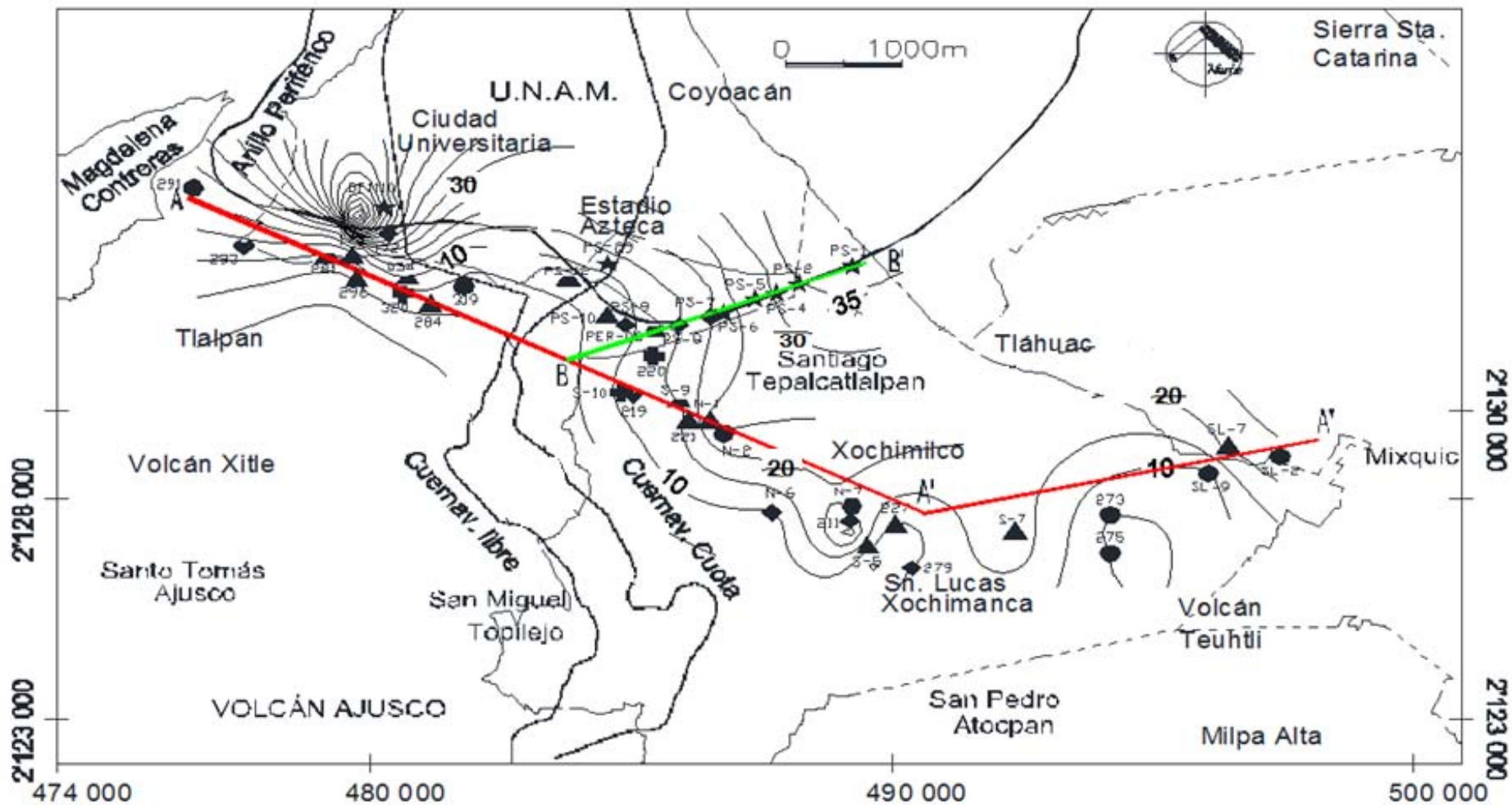


Figura 3-10. Distribución de cloruro por isoconcentraciones, mg/L

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.3 Análisis de componentes principales

La **Figura 3-11** y las **Tabla 3-4** y **Tabla 3-5** indican los resultados del análisis multivariado, ACP, donde se muestra los 2 componentes principales que explican hasta el 80.48% de la varianza acumulada. El componente 1 explica el 57.68% y el componente 2 el 22.80%.

A su vez, el componente 1 está principalmente constituido por la conductividad eléctrica (0.983); los bicarbonatos (0.917); magnesio (0.939) y sodio (0.883).

Al componente 2 lo constituyen principalmente nitrato (0.792) y sulfato (0.748).

Tabla 3-4. Varianza total

Componente	Eigenvalores iniciales			Eigenvalores de la matriz rotada		
	Total	% de la Varianza	% Acumulado	Total	% Varianza	% Acumulado
1	5.774	59.388	59.388	5.768	57.677	57.677
2	2.274	20.749	80.136	2.28	22.804	80.481
3	0.888	8.083	88.219			
4	0.581	5.482	93.701			
5	0.267	2.428	96.129			
6	0.091	2.206	98.335			
7	0.06	0.745	99.08			
8	0.048	0.487	99.568			
9	0.012	0.297	99.865			
10	0.004	0.103	99.968			

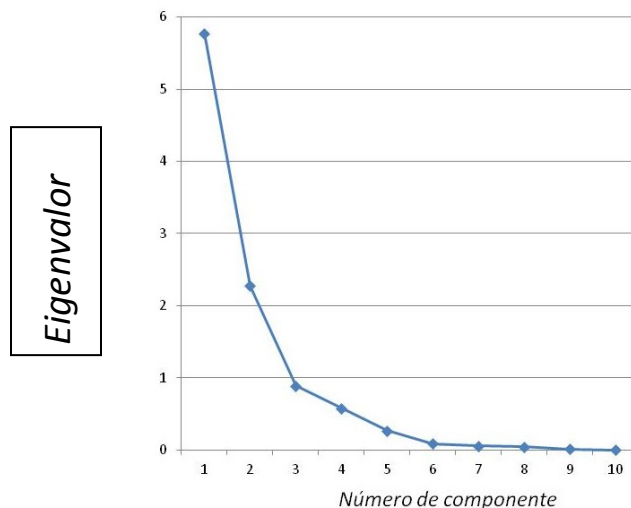


Figura 3-11. Varianza explicada en función de eigenvalores

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tabla 3-5. Matriz de coeficientes rotada

	Componente	
	1	2
T	0.382	-0.632
C.E.	0.983	0.087
NO ₃ ⁻ (HPLC)	-0.106	0.792
HCO ₃ ⁻ mg/L	0.917	-0.151
Cl ⁻ mg/L	0.760	-0.396
Ca ²⁺ mg/L	0.680	0.629
Mg ²⁺ mg/L	0.939	0.175
Na ⁺ mg/L	0.883	-0.284
K ⁺ mg/L	0.849	0.033
SO ₄ ²⁻ mg/L	0.617	0.748

Los resultados de este análisis indican que existen dos componentes principales que explican el mayor porcentaje de la varianza. Estos son primero, la conductividad eléctrica y el segundo el ión nitrato. A su vez, se establece que la conductividad eléctrica tiene una relación alta con los iones (Mg²⁺, HCO₃⁻, Na⁺ y Ca²⁺). Esto es muy congruente puesto que se conoce ampliamente la relación entre la cantidad de minerales y especies químicas disueltas en el agua con el valor de conductividad eléctrica (Snoeyink y Jenkins, 2009).

Por otra parte, el análisis de componentes principales determina que la segunda componente, el ión NO₃⁻, se encuentra relacionada con el ión SO₄²⁻. Estos iones si bien son asociados a procesos biológicos; su presencia es incrementada notablemente por actividades antropogénicas.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las secciones **3.4** y **3.5** se analiza la correlación entre estos parámetros y su comportamiento en función de las probables condiciones de óxido-reducción del medio en el que se encuentran presentes.

La conductividad eléctrica, que refleja la presencia de minerales solubles en el agua (Snoeyink y Jenkins, 2009) no implica mayor ni menor presencia de actividad biológica, ya que ésta se presenta tanto en agua con alta como con baja conductividad eléctrica. Sin embargo, una alta degradación orgánica de materiales puede implicar un incremento en carbonatos, la acidificación y precipitación de minerales disueltos como se explica en la sección **1.4.4**.

Por lo tanto, este análisis concluye que los datos obtenidos en este estudio están en relación con dos componentes principales provenientes de procesos biológicos y procesos antrópicos. Sin embargo, esto es una conclusión redundante en la que aún faltaría establecer más a fondo los comportamientos entre las especies químicas analizadas, por lo que se tiene que realizar la interpretación de los resultados desde el punto de vista geoquímico.

3.4 Condiciones de óxido-reducción

Estas reacciones son muy importantes en procesos naturales donde participan compuestos de nitrógeno, carbono, azufre, hierro y manganeso (Snoeyink y Jenkins, 2009) porque el potencial de óxido-reducción indica la disponibilidad para aceptar o transferir electrones. Junto con el pH es posible establecer áreas de predominancia para varias especies, como el nitrógeno y así, para las condiciones particulares del suelo, determinar si es posible que se lleven a cabo la formación de nitrato o alguna otra forma química del nitrógeno.

Conforme va disminuyendo el potencial de óxido-reducción en la dirección de flujo, puede efectuarse la reducción de especies nitrogenadas (desnitrificación), ya que la acción de las bacterias de nitrificantes depende de factores como la disponibilidad de oxígeno y la concentración de donadores de electrones (Rivett et al. 2008).

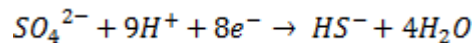
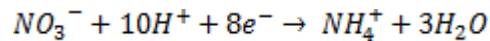
Landon et al. (2011) concluye que la atenuación natural de los contenidos de nitrato por condiciones de óxido reducción en un acuífero aluvial no es lo suficientemente importante siendo que el factor de mayor influencia en la carga de nitrato son los aportes al medio

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

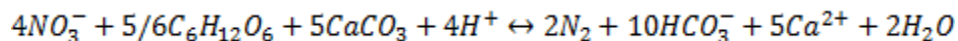
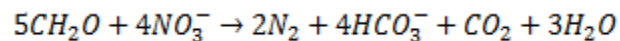
por actividades antrópicas. Asimismo concluyó que la distribución espacial de condiciones redox en el acuífero está relacionada a la profundidad del nivel piezométrico, a los patrones históricos de flujos regionales de descarga del agua subterránea y a la edad del agua y que los contenidos de nitrato podrían ser menores en condiciones anóxicas o bajo condiciones redox mixtas.

En la **Figura 3-3** y **Figura 3-9** se observa que la relación $\text{NO}_3^- : \text{Cl}^-$ presenta una tendencia decreciente hacia el NE, lo que sugiere que a lo largo del flujo (en la sección B-B') disminuye el contenido de NO_3^- debido a condiciones menos oxidantes.

También se observa en el comportamiento geoquímico del sulfato, disminución en el mismo que tiende igualmente a menores concentraciones de nitrato, lo que es indicativo de un ambiente reductor (sección 1.4.3. y ecuaciones 1-8 y 1-10):



Igualmente, el aumento en las concentraciones de HCO_3^- observado en el diagrama, aunado a la disminución de las concentraciones de nitrato, es un indicador de la oxidación de la materia orgánica, como se explica en la sección 1.4.4:



Cardona y Hernández (1995) mencionan que la disminución del nitrógeno como nitrato en la zona reductora del acuífero del Valle de México parece estar relacionada con el desarrollo de reacciones de desnitrificación particularmente en la región donde el acuífero cambia de libre a semiconfinado. La presencia de nitrito determinada únicamente en el pozo más alejado de la zona de recarga muestreada en este trabajo, probablemente ubicado en las inmediaciones o dentro de la zona confinada confirma las observaciones señaladas por dichos autores. La retención de nitrato mostró correlaciones muy fuertes con el contenido de dichos iones. Este proceso podría también ocurrir en la zona NE de la sección B-B' en presencia de arcillas lacustres.

3.5 Análisis de comportamientos químicos

Al comparar los comportamientos en la dirección del flujo de los HCO_3^- y NO_3^- (sección B-B') se observa una disminución de los segundos respecto a los primeros, lo que indicaría procesos de oxidación de materia orgánica. Esto implicaría el cambio gradual a ambiente reductor con algún donador de electrones, de acuerdo a lo expuesto en las ecuaciones de equilibrio de carbonatos mencionadas en la sección 1.4.4 y en la **Figura 3-3** y **Figura 3-12**.

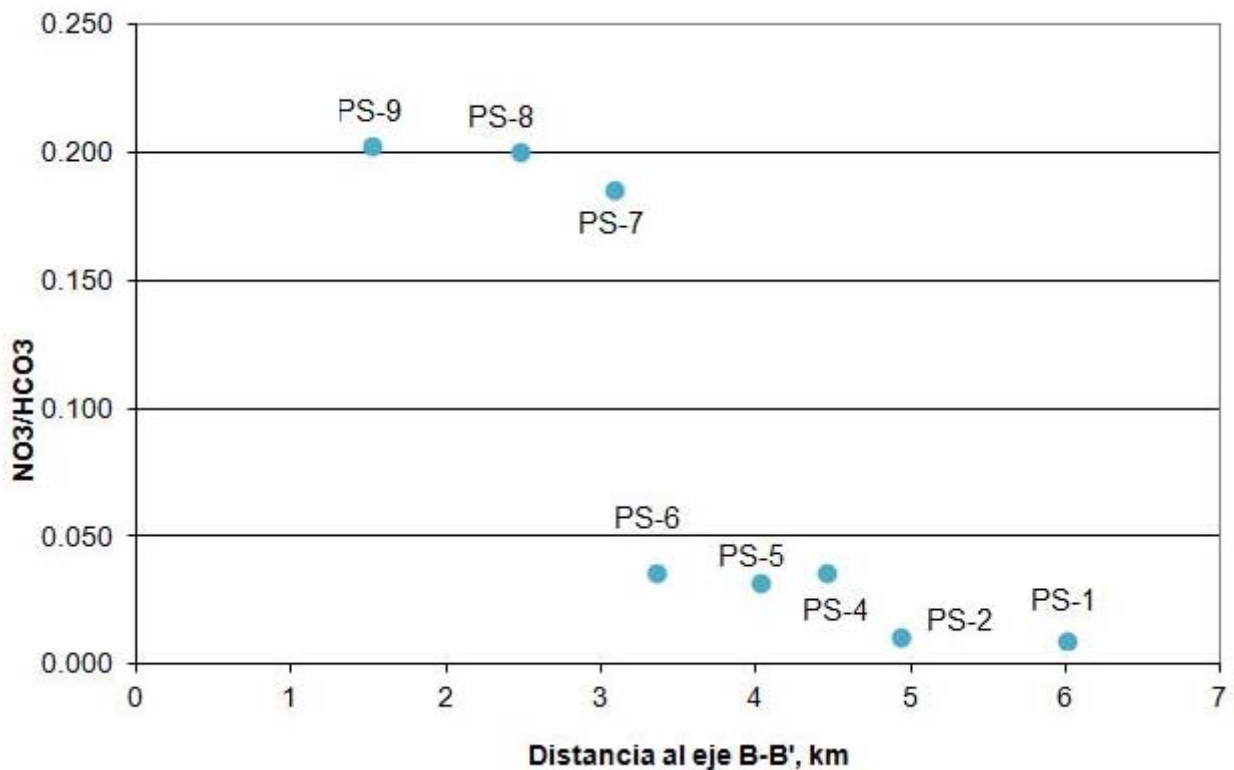


Figura 3-12. Relación de nitrato con ión bicarbonato en función de la posible oxidación de la materia orgánica

Otro elemento que indica el incremento de un ambiente reductor en la zona, es la relación de nitrato con sulfato mostrada en la **Figura 3-13** y sus comportamientos en la **Figura 3-3** en las que sus concentraciones van disminuyendo gradualmente.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

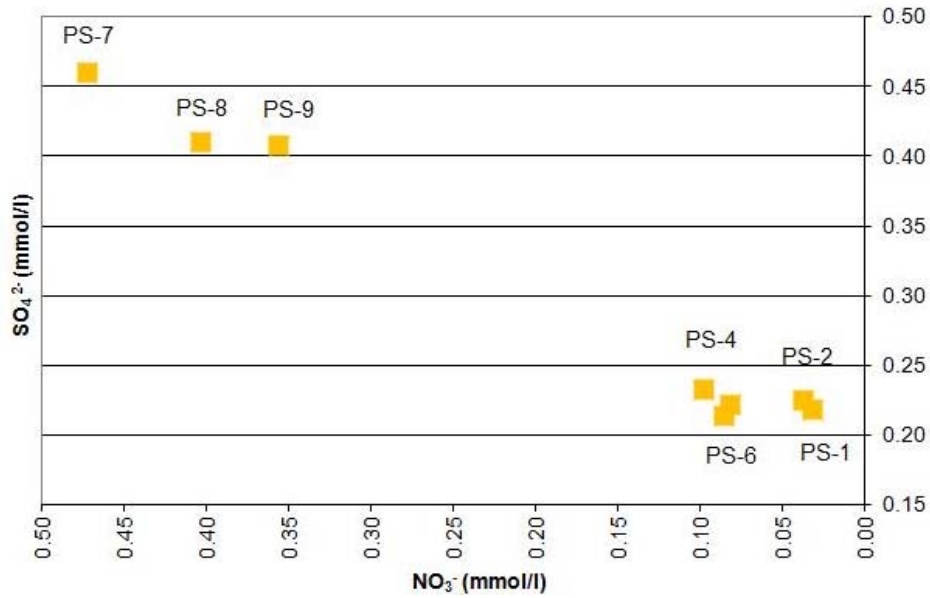


Figura 3-13. Relación de nitrato con sulfato en función de disminución de ambiente oxidante.

El otro valor que indicaría oxidación de la materia orgánica es el incremento del pH, ya que éste aumentaría al disminuir las concentraciones de nitrato (sección 1.4.2), pero en los resultados se observa prácticamente sin variación (**Figura 3-14**) manteniéndose ligeramente alcalino.

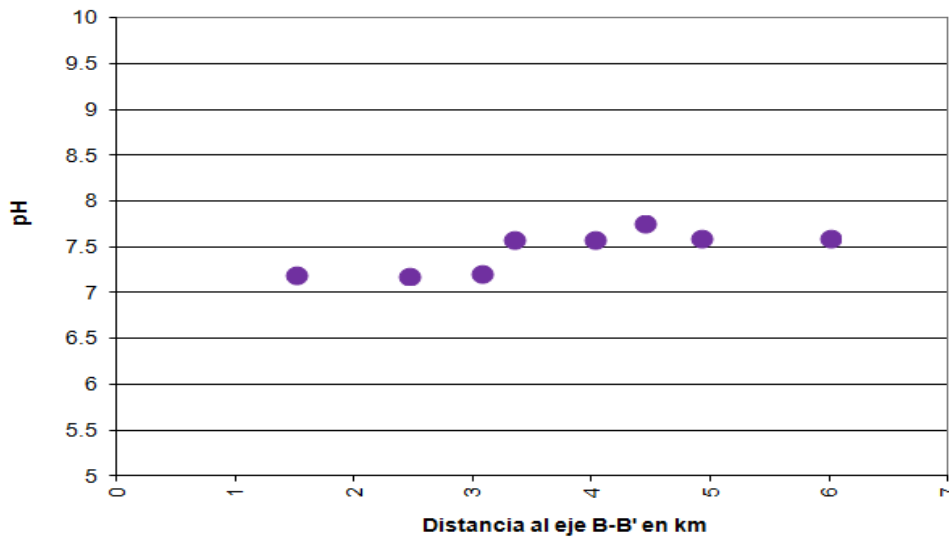


Figura 3-14. Valores de pH en los pozos del perfil en el eje B-B' en la dirección del flujo.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tampoco se encontró relación entre la concentración de nitrato con la profundidad del pozo, como se muestra en la figura siguiente.

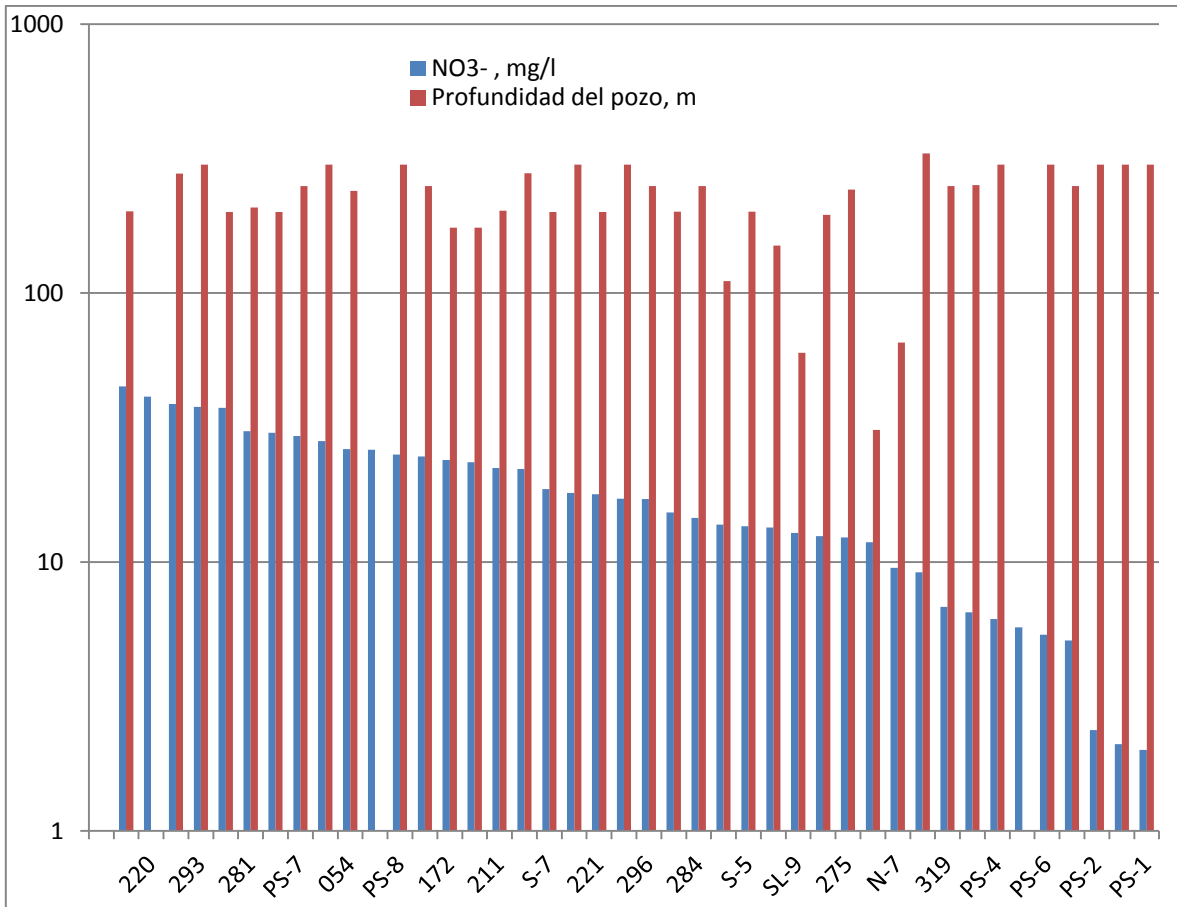


Figura 3-15. Relación de concentraciones de nitrato respecto a la profundidad del pozo muestreado

Cabe resaltar la conveniencia de la ubicación de posibles fuentes de infiltración de contaminantes al acuífero para realizar muestreos y determinar contenidos de nitrato a diversas profundidades en los pozos en los que se encuentran las mayores concentraciones de nitrato. Esto con el fin de estimar los valores con los que se incorporarían al acuífero y poder realizar una nueva relación de la figura mencionada.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mencio et al. 2010 han estudiado el nitrato como trazador a diversas profundidades en un sistema de flujo subterráneo para monitorear la forma en la que actividades de bombeo afectan los flujos originales de tránsito del agua.

Respecto a la presencia del hierro o sus compuestos como factor de influencia en la disminución de nitrato, se puede decir que, aunque se detectó su presencia en la zona es sólo de forma puntual en los 4 pozos señalados en la **Figura 3-16**, que indica que no se tienen compuestos de hierro para poder suponer una interacción suficiente con el agua que influyera en la variación de nitrato y sulfato. Pero, aún si existieran compuestos de hierro, de acuerdo a la ecuación de óxido reducción de nitrato en presencia de sulfuro de hierro (ecuación 1-14), el comportamiento del ión sulfato tendería a ser inversamente proporcional al del nitrato, lo que no ocurre en la zona.

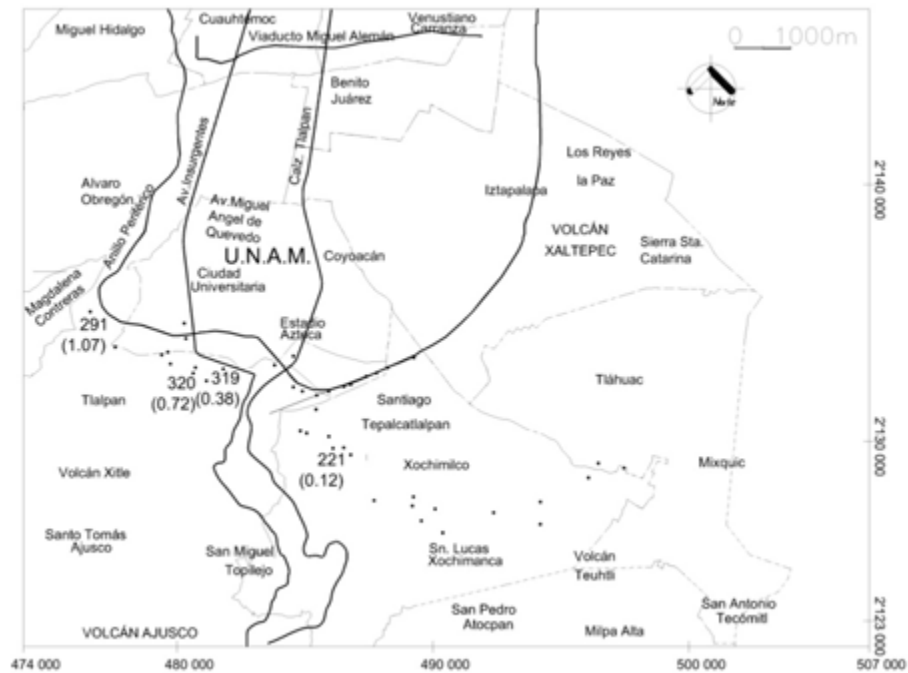


Figura 3-16. Pozos en los que se detectó la presencia de hierro en el agua subterránea (concentraciones en mg/L entre paréntesis)

3.6 Tendencias temporales de variación del nitrato

Al establecer las tendencias que sigue el nitrato en diversos períodos de tiempo, es posible determinar si las fuentes de contaminación son estables o bien se deben a un evento casual o puntual. Lo que se observa en la **Figura 3-17** es que la variación de nitrato en 3 años consecutivos que se han tenido mediciones de varios parámetros, han tenido una fuente constante, con variaciones debidas a procesos de dilución pues los muestreos fueron efectuados en épocas de secas y de lluvias.

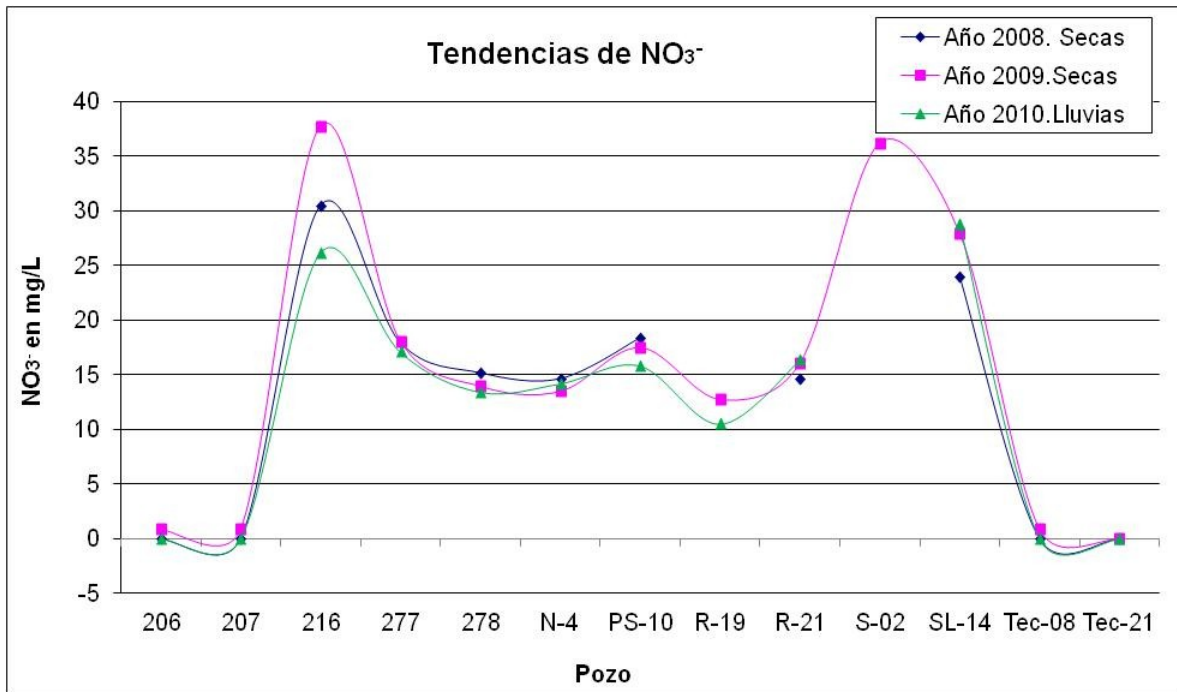


Figura 3-17. Variación temporal de la concentración de nitrato en una zona aledaña al sitio de muestreo del año 2011. Datos de Armienta y Rodríguez (2009)

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

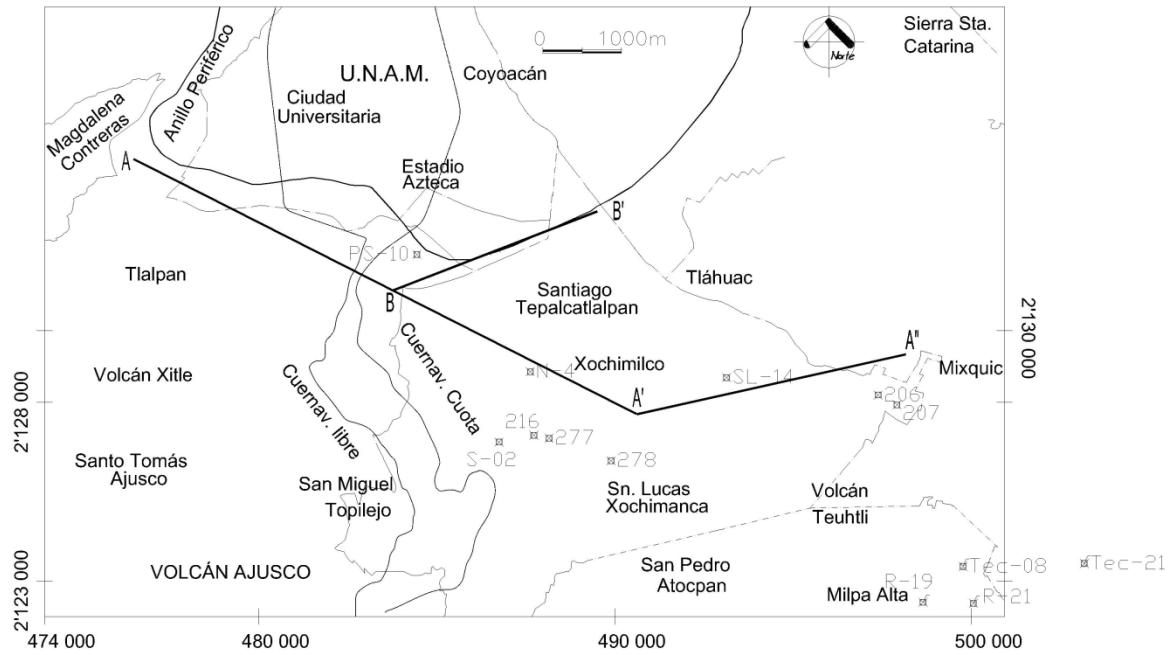


Figura 3-18. Localización de los puntos mencionados en la Figura 3-17.

4 CONCLUSIONES

Se cumplieron tanto el objetivo general de determinar el comportamiento de las concentraciones de nitrato como los objetivos específicos referentes a:

- El establecimiento de las distribuciones espaciales y temporales de dicho contaminante.
- La obtención de la matriz de correlación y análisis multivariado entre elementos fisicoquímicos medidos.
- Como consecuencia de los anteriores, el análisis de los factores de influencia en el comportamiento de nitrato en la zona de estudio.

Al determinar la presencia de nitrato en la zona de estudio, se encontraron procesos de contaminación antropogénica. Solamente en un pozo se rebasó la norma de calidad para agua potable. En cuanto a la presencia de nitrito, ésta sólo se encontró en la zona más lejana de infiltración del agua al medio, zona en la que se encuentra ya una cantidad importante de arcillas lacustres que junto a otros factores, sugiere condiciones reductoras en el medio. Se encontraron dos zonas con las mayores concentraciones de nitrato y cloruro, localizada la primera muy cerca de la Avenida Periférico en Tepepan Xochimilco, al sureste del eje B-B' y la otra cercana al cruce de las Avenidas Periférico e Insurgentes respectivamente.

Se observó una distribución de nitrato cuyos valores tienden a decrecer conforme el flujo de agua avanza en la planicie hacia la zona lacustre proviniendo de la zona de recarga en el acuífero fracturado. Esta disminución sugiere el cambio de condiciones oxidantes a reductoras asociada a la presencia de arcillas lacustres en el pozo localizado en la parte más nororiental del eje longitudinal al flujo (B-B').

La tendencia creciente de las concentraciones de los iones de Na^+ , y Cl^- ; de la conductividad eléctrica del agua graficados sobre el eje a lo largo de la dirección del flujo indica que, el agua subterránea en las faldas del Chichinautzin se mueve en el sentido radial hacia la planicie.

CAPÍTULO 4. CONCLUSIONES

Estos hechos hacen rechazar la primera hipótesis referente a que la presencia de nitrato se debe a actividades derivadas de cuestiones agropecuarias. Sin embargo, ratifican la segunda hipótesis sobre su presencia derivado de la infiltración de drenaje sanitario.

De igual manera, la tercera hipótesis de contaminación del acuífero debido a la presencia de aguas residuales en los lagos de la zona de Xochimilco y Tláhuac se rechaza debido a que es en esta zona donde las concentraciones de nitrato son las menores.

El decremento observado de nitrato, la presencia de nitrito en uno de los pozos más alejados de la zona de recarga, su relación con la geología así como el aumento de las concentraciones de bicarbonato el cual indirectamente es un indicativo de la oxidación de la materia orgánica presente son indicios de que se podrían estar efectuando procesos de reducción y/o adsorción. Las arcillas presentes podrían comportarse como agentes adsorbentes en el medio por su conocida capacidad de intercambio catiónico. Este argumento se refuerza porque en el análisis de la evolución de la composición del agua se observaron procesos de intercambio iónico en el acuífero, fenómeno en el que las arcillas pueden tener una influencia significativa al ser intercambiadoras de iones Ca^{2+} (retenido) por Na^+ (liberado).

Esta hipótesis y la concerniente al desarrollo de reacciones de desnitrificación deberán demostrarse con estudios más detallados que incluyan modelaciones hidrogeoquímicas.

Los donadores de electrones para llevar a cabo la desnitrificación pueden ser compuestos de azufre, como el H_2S , o de materia orgánica o compuestos que contengan hierro, aunque éste se detectó únicamente en 4 puntos de los 42 analizados, con valores por encima de la norma de agua para uso y consumo humano que señala un valor límite de 0.30 mg/L (NOM-127) en 3 de ellos.

Otro punto que permite establecer la oxidación de la materia orgánica es el incremento de bicarbonatos a la par de la disminución de nitrato en el medio.

Es altamente recomendable tomar medidas de protección a las zonas de recarga del acuífero, debido a que es la parte más vulnerable a la contaminación del agua

CAPÍTULO 4. CONCLUSIONES

subterránea, como se ha confirmado en diversos estudios, específicamente en los 2 puntos de concentraciones puntuales mayores de nitrato puesto que, considerando que la profundidad de ambos pozos es mayor a 200 m (201 y 278 m) y, de acuerdo a Kolpin et al. (1994), la cantidad de nitrógeno presente en el medio disminuye conforme a la profundidad en el medio geológico esto es un indicativo de que en las capas superficiales se registrarían concentraciones mayores a las medidas.

Estas conclusiones se hicieron en base a un período de recolección de muestras, que permitió corroborar la presencia de nitrato y nitrito; así como de otros contaminantes no considerados para los objetivos de este trabajo.

Debido a ello es conveniente, además de seguir las recomendaciones ya descritas, efectuar monitoreos periódicos, para detectar incrementos debidos a las fuentes potenciales señaladas en este trabajo y tomar acciones para limitarlos.

5 REFERENCIAS

Aguilar A. G., Santos C. 2011. Informal settlements needs and environmental conservation in Mexico City: An unsolved challenge for land-use policy, *Land Use Policy* 28: 649-662.

Almasri M. N. 2007. Nitrate contamination of groundwater: A conceptual management framework. *Environ. Impact Asses.* 27(3):220-242.

Appelo C.A.J., Postma D. 2005. *Geochemistry, groundwater and pollution*. 2nd. edit. Amsterdam, Netherlands.

Aravena, R., Robertson W.D.1998. Use of Multiple Isotope Tracers to Evaluate Denitrification in Ground Water: Study of Nitrate from a Large-Flux Septic System Plume. *Ground Water*. 36: 975–982.

Arnold J.R., Libby .W.F.1951. Radiocarbon Dates. *Science*. 113: 111-120.

APHA-AWWA-WPCF. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st ed., Washington, EUA, 1320 pp.

Armienta M.A., Rodríguez R., 2009. Preventing health water related risks in growing megacities: the Southern part of Mexico City. In *Environmental Health Risk V*. WIT Transactions on Biomedicine and Health. Brebbia, CA edits. 14: 213-220.

Armienta M. A. y Rodríguez C. R. 2011. Monitoreo específico de agua subterránea en el sur-oeste de la Zona Metropolitana de la Cuenca de México. Instituto de Ciencia y Tecnología del Distrito Federal, Instituto de Geofísica, UNAM, Reporte, México, D.F. 84 pp.

Arnade, L.J., 1999. Seasonal correlation of well contamination and septic tank distance. *Ground Water* 37: 920–923.

Avtar R., Kumar P., Surjan A., Gupta L.N., Roychowdhury K. 2013. Geochemical processes regulating groundwater chemistry with special reference to nitrate and fluoride enrichment in Chatarpur area, Madhya Pradesh, India. *Environ. Earth Sci.* 70: 1699-1708.

Bartsch H., Montesano R. 1984. Relevance of nitrosamines to human cancer. *Carcinogenesis* 5: 1381-1393.

Babiker, I.S., Mohamed, M.A.A., Terao, H., Kato, K., Ohta, K.2004. Assessment of groundwater contamination by nitrate leaching from intensive vegetable cultivation using geographical information system. *Environ Int.* 29:1009-1017.

Bekesi, G., McConchie, J. 2002. The use of aquifer-media characteristics to model vulnerability to contamination, Manawatu region, New Zealand. *Hydrogeol. J.* 10: 322-331.

REFERENCIAS

- Berndt M.P. 1990. Sources and distribution of nitrate in ground water at a farmed field irrigated with sewage treatment plant effluent. USGS/WRI-90-4006, US Geological Survey, Tallahassee Florida. Report 90-4006.
- Birkinshaw, S.J., Ewen J. 2000. Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modeling. *J Hydrol* 230:1–17.
- Birkle, P., Torres R.V., González-Partida E. 1995. Evaluación preliminar del potencial de acuíferos profundos en la Cuenca del Valle de México. *Ing. Hidrául. Méx.* 10(3): 47-53.
- Birkle, P., Torres R.V., González-Partida E. 1998. The water balance for the Basin of the Valley of Mexico and implications for future water consumption. *Hydrogeol. J.* 6: 500-517.
- Bloomfield, K. 1975. A Late-Quaternary Monogenetic Volcano Field in Central Mexico. *Geol. Rundschau.* 64: 476-497.
- Böttcher J., Strebel O., Voerkeliust S., Schmidt H. L. 1990. Using isotope fractionation of nitrate-nitrogen and nitrate-oxygen for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer. *J. Hydrol.* 114: 413–424.
- Bradley, P.M., Aelion, C.M., Vrobesky, D.A. 1992. Influence of Environmental Factors on Denitrification in Sediment Contaminated with JP-4 Jet Fuel. *Groundwater.* 30(6): 843-848.
- Brémond R., Perrodon C. 1979. Paramètres de la qualité des eaux. 2e. ed. Ministère de l'environnement et du cadre de vie. Cedex France.
- Callesen, I., Rauland-Rasmussen, K., Gundersen, P., Stryhn, H. 1999. Nitrate concentrations in soil solutions below Danish forests *Forest. Ecol. Manag.* 114:71–82.
- Candela L., Ramos C. 1992. Nutrient losses from agriculture in Spain. In nutrient losses from agriculture. EURAGRI Workshop ed. P. Costigan, 111-123. The Hague Holland: EURAGRI
- Canter, L.R., 1997. Nitrates in Groundwater. Lewis Publishers of CRC Press. USA 223 pp
- Cardona, A., Hernández N. 1995. Modelo geoquímico conceptual de la evolución del agua subterránea en al Valle de México. *Ing. Hidrául. Méx.* 10(3): 71-90.
- Carrera H. J.J., Gaskin, S.J. 2007. The basin of Mexico aquifer system: regional groundwater level dynamics and database development. *Hydrogeol.* 15: 1577-1590.
- Carrera H. J.J., Gaskin, S.J. 2008. Spatio-temporal analysis of potential aquifer recharge: Application to the Basin of Mexico. *J. Hydrol.* 353: 228-246.
- Carrillo R.J.J., Cardona A., Huizar A.R., Graniel E. 2008. Response of the interaction between groundwater and other components of the environment in Mexico. *Environ Geol.* 55: 303-319.
- Cassel, F.S., Sharmasarkar, S., Zhang, R., Vance, G.F., Miller, S.D. 1999. Micro-spatial variability of soil nitrate following nitrogen fertilization and drip irrigation. *Water Air Soil Poll.* 116:605-619.

REFERENCIAS

Chowdary, V.M., Rao, N.H., Sarma, P.B.S. 2005. Decision support framework for assessment of non-point-source pollution of groundwater in large irrigation projects. *Agr. Water Manag.* 75:194–225.

Cohen S.1992. Results of the national drinking water survey: pesticides, nitrates and well characteristics. *Water Well J.* 46(8): 35-38.

Crespi, M., Ramazzotti, V. 1991. Evidence that *N*-nitroso compounds contribute to the causation of certain human cancers. En: Nitrate contamination: Exposure, consequence, and control. (I. Bogardi, R.D. Kuzelka, W.G. Ennenga Edits.). NATO ASI S. G: Ecological Sciences 30; Springer-Verlag, Berlin, Alemania, pp. 233-252.

Cruickshank V.C.1982. Modelos matemáticos para acuíferos del Valle de México, en Sistema Hidráulico del Distrito Federal, DDF-DGCOH, pp. 6.1-6.23

Cruickshank V.C., Martínez J.L., Padilla, J., Aiza, M. 1985. Modelo tridimensional de dispersión de contaminantes en acuíferos y su aplicación al Distrito Federal. Comisión de Ecología, DDF. Proyecto 3322, 192 pp.

Custodio E. Llamas M. R. 2001. Hidrología subterránea. 2ª. Ed. Omega. Barcelona España.

Dahab M.F. 1987. Treatment alternatives for nitrate contaminated groundwater supplies. *J. of Environ. Syst.* 17(1):65-75.

Damon P.E., Shafiqullah M., Clark, K. F. 1981. Evolución de los arcos magmáticos en México y su relación con la metalogénesis. *UNAM, Rev. Inst. Geol.* 5(2): 223-238.

DDF. Departamento del Distrito Federal. 1994. Diagnóstico del estado presente de las aguas subterráneas de la Ciudad de México y determinación de sus condiciones futuras. DDF, DGCOH. Sistema General de Obras. UNAM. Inst. Geof., México, D.F.

DeSimone L, Howes B. 1998. N transport and transformations in a shallow aquifer receiving wastewater discharge: a mass balance approach. *Water Resour. Res.* 34(2):271–85.

DGCOH. Dirección General de Control y Operación Hidráulica. 2005. Plan de acciones hidráulicas 2001-2005. Departamento del Distrito Federal. Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica. Delegaciones Xochimilco, Iztapalapa, Coyoacán, Tlalpan, Tláhuac. México.

Dunn S.M., Lilly A., DeGroot J., Vinten, A.A. 2004. Nitrogen risk assessment model for Scotland: II. Hydrological transport and model testing. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 8:205-219.

Durazo J., Farvolden R. N. 1989. The groundwater regime of the Valley of Mexico from historic evidence and field observations. *J. Hydrol.* 112: 1-190.

Durazo J.1996. Ciudad de México, acuitardo superficial y contaminación acuífera. *Ing Hidrául. Méx* 11(2):5-14.

REFERENCIAS

- Edmunds, W.M., Carrillo-Rivera, J.J., Cardona, A. 2002. Geochemical evolution of groundwater beneath Mexico City. *J. Hydrol.* 258:1-24.
- Erickson, D., 1992. Ground water quality assessment, Whatcom County dairy lagoon #2, Lynden, Washington. Washington State Department of Ecology, Open-File Report. 26 pp.
- Erickson, D., 1998. Sumas–Blaine surficial aquifer nitrate characterization. Washington State Department of Ecology, Publication No. 98-310. 27 pp.
- Fadaei A., Najafi A. 2014. Survey of nitrate and nitrite in ground water sources of Shahrekord, Iran. *Am. J. Environ. Eng.* 4(4):80-83
- Feats, N.A., Hiscock, K.M., Dennis, P.F., Andrews, J.N., 1998. Nitrogen isotope hydrochemistry and denitrification within the Chalk aquifer system of north Norfolk. *J. Hydrol.* 211: 233–252.
- Fernández G.D.2010. Transporte en sistemas multifásicos:
http://www.h2ogeo.upc.edu/Docencia/Flujo%20y%20Transporte%20Multifase/6_Transporte.pdf
- Freeze, R.A., Cherry, J.A. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ, EUA, 604 pp.
- Fries, C. Jr. 1960. Geología del Estado de Morelos y de partes adyacentes de México y Guerrero, región central meridional de México. UNAM. *Bol. Inst. Geol.* 20, 236.
- Frind E, Duynisveld W, Strebel O, Boettcher J. 1990. Modeling of multicomponent transport with microbial transformation in ground water: the Fuhrberg case. *Water Resour Res.* 26(8):1707–19.
- Fuentes F., Massol-Deyá.2002. Manual de laboratorios: ecología de microorganismos. Universidad de Puerto Rico. Puerto Rico EE.UU. 265 pp.
<http://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/p2-alcalinidad.pdf>
- Gardner, K.K., Vogel, R. M. 2005. Predicting Ground Water Nitrate Concentrations from Land Use. *Ground Water.* 43(3): 343-352.
- González-Morán, T., Rodríguez, R., Cortés, S.A.1999. The basin of Mexico and its metropolitan area: water abstraction and related environmental problems. *J.S. Am. Earth Sci.* 12: 607-613.
- Greenwood D.J. 1962. Nitrification and nitrate dissimilation in soil. Part 2. Effect of oxygen concentration. *Plant and Soil* 17: 365-378.
- Hamed Y., Awad S., Ben Saâd A. 2013. Nitrate contamination in groundwater in the Sidi Aïch–Gafsa oases region, Southern Tunisia. *Environ. Earth Sci.* 70 (5): 2335-2348.
- Hem D.J. 1992. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. 3rd. ed. USGS Water Supply Paper 2254. Washington E.U.

REFERENCIAS

Herrera Z.G., Cardona B.A., Escalante S.C., González H.L., Gutierrez O.C., Hernández L.N., López H.R.I., Sánchez D.L.F., Báez D.J.A., de la Cruz B.J. 2005. Estudio para obtener la disponibilidad del acuífero de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México IMTA, contrato núm. 06-CD-03-10-0267-1-05. 300 pp.

Hubbard R. K. y Sheridan J.M. 1994. Nitrates in groundwater in the Southeastern USA. En: Contamination of groundwaters, Science Reviews (D.C. Adriano, A. K. Iskandar, I. P. Murarka, Edits.). Northwood, Inglaterra, pp. 303-45.

Huizar A. R., Carrillo-Rivera J. J., Angeles-Serrano G., Hergt T. y Cardona, A. 2004. Chemical response to groundwater extraction southeast of Mexico City. *Hydrogeol. J.* 12, 436-450.

IFA. International Fertilizer Industry Association. 1997. Optimizing reactive nitrogen use for sustainable agriculture.

INEGI. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 2000. "XII Censo General de Población y Vivienda. Resultados Preliminares". México

INEGI. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 2001. Xochimilco, Distrito Federal. Cuaderno Estadístico Delegacional. México, 138 pp.

Jalali M. 2011. Nitrate pollution of groundwater in Toyserkan, Western Iran. *Environ. Earth Sci.* 62, 907–913.

Jiao Y., Hendershot, W.H., Whalen, J.K. 2004. Agricultural practices influence dissolved nutrients leaching through intact soil cores. *Soil Science Society of America*, 68: 2058-2068.

Jinfeng Y, Qunjun G. 2009. Impact of land use change on groundwater quality in Oasis. In: *IEEE, Information Engineering and Computer Science*. pp 1–4.

Jørgensen, P.R., Urup, J., Helstrup, T., Jensen, M.B., Eiland, F., and Vinther, F.P. 2004. Transport and reduction of nitrate in clayey till underneath forest and arable land. *J. Contam. Hydrol.* 73: 207-226.

Ju X.T., Kou C.L., Zhang F.S., Christie P. 2006. Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination. Comparison among three intensive cropping systems on the North China Plain. *Environ. Pollut.* 143: 117-125.

Kim J.W., Kim J., Choi H., Schwartz F.W. 2004. Modeling the fate and transport of organic and nitrogen species in soil aquifer treatment process. *Water Sci. Technol.* 50, 255-261.

Kleinjans J.C.S., Albering H.J., Marx A, van Maanen JMS., van Agen B., ten hoor F., swaen G.M.H., Mertens P.L.J. 1991. Nitrate contamination of drinking water: evaluation of genotoxic risk in human populations. *Environ. Health Perspectives.* 94: 189-193.

Koolman J., Rohm K.H. 2004. *Bioquímica: texto y atlas*. 3a. edición. Edit. Médica Panamericana. España. 488 pp.

REFERENCIAS

- Kolpin D.W., Burkart M.R., Thurman, E.M. 1994. Herbicides and Nitrate in Near-surface aquifers in the Midcontinental United States, 1991. U.S. Geological Survey Water-supply Paper 2413, U.S. Geological Survey, Denver, Colorado, pp. 1-5 y 15-33.
- Korom S. 1992. Natural denitrification in the saturated zone: a review. *Water Resour Res.* 28(6):1657–68.
- Kralova, M., Masscheleyn, P.H., Lindau, C.W., Patrick, W.H. 1992. Production of Dinitrogen and Nitrous Oxide in Soil Suspensions as Affected by Redox Potential. *Water Air Soil Poll.* 61: 37-45.
- Kramer, R., 1987, Report on Septic Tank Systems in Arizona, Report to the Legislature, Arizona Department of Health Services, 26 p.
- Kundu M.C., Mandal B.P. 2009. Nitrate enrichment in groundwater from long-term intensive agriculture: its mechanistic pathways and prediction through modeling. *Environ. Sci. Technol.* 43 (15):5837–5843.
- Kunkel R., Bach M., Behrendt H., Wendland F. 2004. *Water Science and Technology.* 49(3): 11–19. IWA Publishing
- Landon M.K., Green C.K., Belitz K., Singleton M.J., Esser B.K. 2011. Relations of hydrogeologic factors, groundwater reduction-oxidation conditions, and temporal and spatial distributions of nitrate, Central-Eastside San Joaquin Valley, California, USA. *Hydrogeol. J.* 19(6): 1203-1224.
- Lee YW., Dahab M.F., Bogardi, I. 1992. Nitrate risk management under uncertainty. *J. Water Resour. Plann. Manage.* 118(2):151-165.
- Lee M.S., Lee K.K., Hyuna Y., Clement T.P., Hamil, D. 2006. Nitrogen transformation and transport modeling in groundwater aquifers, *Ecol. Model.* 192:143-159.
- Leson M., Wisotzky F. 2012. Hydrogeochemical studies of the influence of nitrate input and possible denitrification processes. *Grundwasser.* 17(3): 137-145.
- Lesser I. J.M., Sánchez D.F., González P. D. 1986. Hidrogeoquímica del acuífero de la ciudad de México. *Ing. Hidrául. Méx.* 1(4): 64-77.
- Lesser I. J.M., Sánchez D.F., González P., D.1990. Aspectos geohidrológicos de la Ciudad de México. *Ing. Hidrául. Méx.* 5(1): 52-60.
- Lesser I. J.M.1992. Hidrología subterránea en el Valle de México. *Ing. Hidrául. Méx.* 2(1): 90-98.
- Lesser y Asociados. 1993. Fuentes de contaminación al agua subterránea y alternativas de saneamiento. Departamento del Distrito Federal, Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica, Reporte, México, D.F., 110 pp.
- Lesser J.M., González P.D., Lesser L.E. 1997. Balance de agua subterránea del acuífero de la Ciudad de México. *DGCOH. Rev. Hidr. Urbana.* 4(Julio)

REFERENCIAS

- Lesser I. J.M., Cortés P. M.A. 1998. El hundimiento del terreno de la Ciudad de México y sus implicaciones en el sistema drenaje. Ing. Hidr. Méx. XIII (3): 13–18.
- MacQuarrie K.T.B., Sudicky, E., Robertson, W.D., 2001. Numerical simulation of a fine-grained denitrification layer for removing septic system nitrate from shallow groundwater. J. Hydrol. 52: 29–55.
- Mariotti A., 1986. Denitrification in groundwaters, principles and methods for its identification: a review. J. Hydrol. 88:1–23.
- Marsal R.J. y Mazari M. 1959. El subsuelo de la Ciudad de México, México, D.F. UNAM. Fac. Ing. p.377.
- Martin del Pozzo A. L. 1982. Monogenetic Vulcanism in Sierra Chichinautzin, México. Bull. Volcanol. 45-1, 9-24.
- Martínez B. J.J., Arauzo M., Valladolid M. 2010. Intrinsic and specific vulnerability of groundwater in central Spain: the risk of nitrate pollution. 18(3): 681-698.
- Martínez D., Moschione E., Bocanegra E., Glok G.M., Aravena R. 2014. Distribution and origin of nitrate in groundwater in an urban and suburban aquifer in Mar del Plata Argentina. Environ. Earth Sci. 72: 1877-1886.
- Mazari H.M., Alberro J. 1990. Hundimiento de la ciudad de México en J. Kumate y M. Mazari (coords). Problemas de la Cuenca de México. El Colegio Nacional. México pp. 83-114.
- Mazari H.M., Mackay D.M. 1993. Potential for Groundwater Contamination in Mexico City. Environ. Sci. & Technol. 27 (5): 794-801.
- Mazari H.M., Torres B.B., Velázquez E., Calva J.J., Pillai S.D. 1999. Bacterial and viral indicators of fecal pollution in Mexico City's southern aquifer. J. Environ. Sci. Health A34 (9): 1715-1735.
- Mencio A., Mas-Pla J., Otero N. 2011. Nitrate as a tracer of groundwater flow in a fractured multilayered aquifer. Hydrol. Sci. J. 56(1): 108-122.
- Mercado A., Libhaber M., Soares M.I. 1988. *In situ* Biological groundwater denitrification: concepts and preliminary field tests. Water Sci. Tech. 20 (3): 197–209.
- Metcalfe L., Eddy H.P. 1991. Wastewater Engineering. Treatment, disposal and reuse.3rd. ed. Mc Graw Hill, USA. 1334 pp.
- Mirvish S.S. 1977. N-nitroso compounds: their chemical and in vivo formation and possible importante as environmental carcinogens. J. Toxicol. Environ. Health 2: 1267-1277.
- Mirvish S.S. 1991. The significance for human health of nitrate, nitrite and N-nitroso compounds. En: Nitrate contamination: Exposure, consequence, and control. (I. Bogardi, R.D. Kuzelka, W.G. Ennenga Edits.). NATO ASI S. G: Ecological Sciences 30; Springer-Verlag, Berlin, Alemania, pp 253-266.

REFERENCIAS

Lesser I.J.M., Sánchez D.F., González P.D. 1990. Aspectos geohidrológicos de la Ciudad de México. Ing.Hidr.Méx. enero-abril.

Mooser F., Molina, C. 1993. Nuevo modelo hidrogeológico para la Cuenca de México. Boletín del Centro de Investigación Sísmica de la Fundación Javier Barros Sierra. México, D.F., 3(1):68-84.

Morales C.E., Escolero A. O., Arce L. J. 2014. Resultados del pozo San Lorenzo Tezonco y sus implicaciones en el entendimiento de la hidrogeología regional de la cuenca de México. Rev. Mex. Cienc. Geol. 31(1):64-75.

Munster, J.E., Hanson G.N., Liu Q., Bokuniewicz H.J. Major ion chemistry and mixing proportions of nitrate sources in groundwater.
<https://dspace.sunyconnect.suny.edu/bitstream/handle/1951/48092/munster-nitrate-mixing.pdf?sequence=1>

Navarro A., Carbonell M. 2007. Evaluation of groundwater contamination beneath an urban environment: The Besòs River Basin (Barcelona, Spain).

Nolan B.T., Ruddy B. C., Hitt K.J., Helsel D.R. 1998. A national look at nitrate contamination of groundwater. Conditioning Purification 39:76-79.

Nolan B.T. 2001. Relating nitrogen sources and aquifer susceptibility to Nitrate in shallow ground waters of de United States. Groundwater. 39(2): 290-299.

Ortega G.A., Farvolden R.N. 1989. Computer analysis of regional groundwater flow and boundary conditions in the basin of Mexico. J. Hydrol. 10 (3-4): 271-294.

Ortega, G.A., Cherry, J.A., Rudolph, D.L. 1993. Large scale aquitard consolidation near Mexico City. Ground Water, 31(5):708-718.

Ortega, G.A., Rudolph, D.L., Cherry, J.A. 1999. Analysis of long-term land subsidence near Mexico City: Field investigations and predictive modeling. Water Resources Research. 35(11): 3327-3341.

Pang X.P., Letey, J. 2000. Organic Farming: Challenge of Timing Nitrogen Availability to Crop Nitrogen Requirements. Soil Sci. Soc. Am. J., 64: 247-253.

Parker J.M., Booth S.K., Foster S.S.D. 1987. Penetration of nitrate from agricultural soils into the groundwater of the Norfolk Chalk. P. I. Civil Eng. 83(2): 15-32.

Pathak D.R., Hiratsuka A. 2010. An investigation of nitrate and iron concentrations and their relationship in shallow groundwater systems of Kathmandu. Desalination Water Treat. 19 (1-3): 191-197.

Pauwels H., Lachaassagne P., Bordenave P., Foucher J.C. and Martelat, A. 2001. Temporal Variability of nitrate concentration in a Schist Aquifer and Transfer to Surface Waters. Applied Geochem. 16: 583-596.

Pekny V., Skorepa J, Vrba J. 1989. Impact of nitrogen fertilizers on groundwater quality: some examples from Czechoslovakia. J. of Contaminant Hydrol. 4: 51-67.

REFERENCIAS

PEMEX. Petróleos Mexicanos. 1988. Cortes litológicos y registros geofísicos de los pozos profundos exploratorios Roma-1, Mixhuca-1, Tulyehualco-1 y Copilco-1. Fundación J. Barros Sierra, A.C. México, D.F.

Pérez –Cruz, G. 1988. Estudio sísmológico de reflexión del subsuelo de la Ciudad de México. Tesis de Maestría. DEPMI, UNAM. México, D.F. 83 pp.

Perkins R.J. 1984. Septic Tanks, Lot Size and Pollution of Water Table Aquifers, J. Environ. Health 46(6): 298-304.

Pitre, Ch., V. 1994. Analysis of induced recharge from a water canal through fractured clays in Mexico City. MSc. Thesis. University of Waterloo, Ontario Canada. 224 pp.

Postma D, Boesen C, Kristiansen H, Larsen F.1991. Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling. Water Resour. Res. 27(8):2027–45.

Price, Michael.2007. Agua subterránea. Edit. Limusa, México, 330 pp.

Puckett, L.J. 2004. Hydrogeologic controls on the transport and fate of nitrate in ground water beneath riparian buffer zones: results from thirteen studies across the United States. Water Science and Technology, 49, 47-53.

Ramos Leal, J.A., Noyola Medrano, C., Tapia Silva, F.O. 2010. Aquifer Vulnerability and Groundwater Quality in Mega Cities: Case of the Mexico Basin. Environ. Earth Sci. 61 (6): 1309-1320.

Rivera A.E., Ledoux E., de Marsily G. 1991. Nonlinear modeling of groundwater flow and total subsidence of de Mexico City aquifer-aquitard system. En Johnson A. I. Proceedings, Fourth International Symposium on Land Subsidence. Int. Assoc. of Hydro Sci. Washington, D.C.

Rivett, M.O., Buss, S.R., Morgan, P., Smith, J.W.N., Bemment, C.D., 2008. Nitrate attenuation in groundwater: a review of biogeochemical controlling processes. Water Res. 42: 4215-4232.

Robertson, W.D., Cherry, J.A., Sudicky, E.A., 1991. Ground-water contamination from two small septic systems on sand aquifers. Ground Water 29:1., 82–92.

Rodríguez C., R., Ochoa, A.C. 1989. Estudio geoelectrico del sistema acuifero de la Cuenca de México. Geof. Int. 28(2): 191-205.

Rodvang S., Simpkins W. 2001. Agricultural contaminants in Quaternary aquitards: A review of occurrence and fate in North America. Hydrogeol. J. 9: 44-59.

Rudolph D.L., Cherry J.A., Farvolden R.N. 1991. Groundwater flow and solute transport in fractured lacustrine clays near Mexico City. Wat. Resour. Res. 27: 2187-2201.

Ryan, M.C., 1989. An investigation of inorganic nitrogen compounds in the groundwater in the Valley of Mexico. Geof. Int. 28(2): 417-433.

REFERENCIAS

- Sánchez Rojas, L.E. 1987. Estratigrafía relativa a detalle de la Formación Tarango, al Poniente de la Ciudad de México. Tesis licenciatura Ing. Geólogo. UNAM. México, D.F. 63 pp.
- Sánchez Pérez, J.M., Trémolières, M., Takatert, N., Ackerer, P., Eichhorn, A., Maire, G. 1999. Quantification of nitrate removal by a flooded alluvial zone in the Ill floodplain (Eastern France). *Hydrobiol.* 410: 185-193.
- SARH. Secretaría de Recursos Hidráulicos. 1988. Estudio para evitar la contaminación del acuífero del Valle de México. Contrato CAVM 85-406, realizado por la UNAM para la CAVM. México D.F.
- Shamrukh M, Corapcioglu M, Hassona F. 2001. Modeling the effect of chemical fertilizers on ground water quality in the Nile Valley Aquifer, Egypt. *Groundwater.* 39(1):59–67.
- Singleton, M.J., Esser, B.K., Moran, J.E., Hudson, G.B., McNab, W.W., Harter, T. 2007. Saturated zone denitrification: Potential for natural attenuation of nitrate contamination in shallow groundwater under dairy operations. *Environ. Sci. Technol.* 41: 759-765.
- Sloan, A. J., Gilliam J. W., Parsons J. E., Mikkelson R. L., Riley R. C.. 1999. Ground water nitrate depletion in a swine-lagoon-effluent-irrigated pasture and adjacent riparian area. *J. Soil Water Conserv.* 54:651-656.
- Smith, R.L., Howes, B.L., Duff, J.H., 1991. Denitrification in nitrate contaminated groundwater: occurrence in steep vertical geochemical gradients. *Geochem. Cosmochem. Acta* 55 (7): 1815–1825.
- Smith, R. T., Ritzi, R. W. 1993. Designing a Nitrate Monitoring Program in a Heterogeneous, Carbonate Aquifer. *Ground Water*, 31: 576–584
- Smolders, A.J.P., Lucassen, Bobbink, R., Roelofs, J.G.M. , Lamers, L.P.M. 2010. How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater fed wetlands: the sulphur bridge. *Biogeochem.* 98: 1-7.
- Snoeyink, V., Jenkins, D. 2009. Química del agua. Edit. Limusa. México. 508 pp.
- Soriano D. J.M., Gómez I., Navarro P.J. 2012. The influence of soil properties on the water pollution (nitrate, phosphate and COD) Following a single application of sewage sludge to 70 contrasting agricultural soils. *Water Air Soil Poll.* 223 (4): 1783-1790.
- Soto G.E., Mazari H., Bojórquez T., L.A. 2000. Entidades de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México propensas a la contaminación de agua subterránea. *Bol. Inst. Geog. UNAM*, 43: 60-75.
- Spalding, R. F., Exner, M.E. 1993. Occurrence of nitrate in ground water - a review. *J. Environ. Qual.* 22:392-402.
- SSA. Secretaría de Salud. 2000. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de

REFERENCIAS

calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación, 22 de noviembre de 2000.

Steele, K. F., McCalister, W.K. 1991. Potential nitrate pollution of ground water in limestone terrain by poultry litter, Ozark region, USA. In Nitrate contamination: Exposure, consequence, and control; Bogardi, I, Kuzelka, R. D., Eds. Springer-Verlag: Berlin. NATO ASI Ser. 13 G: Ecolog. Sci. 30; 209-218.

Strathouse M.S., Sposito G., Sullivan P.J., Lund, L.J. 1980. Geologic Nitrogen: A potential Geochemical hazard in the San Joaquin Valley, California. *J. Environ. Qual.* 9(1): 54-60.

Stuart M.A., Rich F.J., Bishop G.A. 1995. Survey of nitrate contamination in shallow domestic drinking water wells of the inner coastal plain of Georgia. *Ground Water* 33(2): 284-290.

Styczen, M., Storm B. 1993. Modelling of N-movements on catchment scale—a tool for analysis and decision making: 1. Model description. *Fert. Res.* 36:1–6.

Tapia V.G., López B.J. 2002. Mapeo geomorfológico analítico de la porción central de la Cuenca de México: unidades morfogénicas a escala 1:100 000 *Rev. Mex. C. Geol.* 19(1): 50-65.

Tsezou, A., Kitsiou-Tzeli, S., Galla, A., Gourgiotis, D., Papageorgiou, J., Mitrou, S., Molybdas, P.A., Sinaniotis, C. 1996. High nitrate content in drinking water: cytogenetic effects in exposed children: *Arch. Environ. Health* 51: 458-461.

Tisdale, S.L., Nelson, W.L., Beaton, J.D., and Havlin, J.L. 1993. Soil fertility and fertilizers. 5th. Edition. Macmillan Publishing Company. New York, NY. 634 pp.

Ullah S., Faulkner S. P. 2006. Denitrification potential of different land-use types in an agricultural watershed, lower Mississippi valley. *Ecol. Eng.* 28(2): 131-140

UNESCO. United Nations for Education, Science and Culture Organization. 2006. Resumen del plan integral y estructural de gestión del polígono de Xochimilco, Tláhuac y Milpa Alta, inscrito en la lista del Patrimonio Mundial de la UNESCO. Gobierno del D.F., México, D.F. 120 pp.

van den Brink C., Zaadnoordijk W.J. 1994. Evaluation of groundwater contamination from non-point sources: A case study. *Ground Water* 3(33): 356-365.

van Es, H. M, Sogbedji, J. M., Schindelbeck, R.R. 2006. Effect of Manure Application Timing, Crop, and Soil Type on Nitrate Leaching. *J. Environ. Qual.* 35:670-679.

Vázquez-Sánchez E. 1987. Comportamiento hidrogeoquímico del agua subterránea en la zona norte y centro del Estado de Morelos. Tesis de licenciatura. Fac. Ing. UNAM. 110 pp

Vázquez-Sánchez E. y Jaimes-Palomera R. 1989. Geología de la Cuenca de México. *Geof. Int.* 28(2): 133-189.

REFERENCIAS

- Vázquez-Sánchez, E. 1995. Modelo conceptual hidrogeológico y características hidráulicas del acuífero en explotación en la parte meridional de la Cuenca de México. Tesis maestría UNAM. 187 pp.
- Vinten, A.J.A., Dunn S.M. 2001. Assessing the effects of land use on temporal change in well water quality in a designated nitrate vulnerable zone. *Sci. Total Environ.* 265:253–268.
- Vogel, J.C., Talma, A.S., Heaton, T.H.E., 1981. Gaseous nitrogen as evidence for denitrification in groundwater. *J. Hydrol.* 50 (1–3):191–200.
- Wakida, F.T., Lerner, D.N., 2005. Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. *Water Res.* 39:1, 3–16.
- Ward M.H., Mark S.D., Cantor K.P., Weisenburger D.D., Correa V.A., Zahm S.H. 1996. Drinking water nitrate and the risk of non-Hodgkin's lymphoma. *Epidemiology* 7: 465-471.
- Weisenburger DD. 1991. Potential health consequences of ground-water contamination by nitrates in Nebraska. *NATO ASI. G30:309–15.*
- Welch H.L., Green C.T. Coupe R.H. 2011. The fate and transport of nitrate in shallow groundwater in northwestern Mississippi, USA. *Hydrogeol. J.* 19(6): 1239-1252.
- Weyer, P. 2001. Municipal drinking water nitrate level and cancer risk in older women: the Iowa women's health study. *Epidemiol.* 12: 327-338.
- White, D.E., 1957. Magmatic conate and metamorphic waters. *Bull. Geol. Soc. Amer.*, 68: 1659- 1682.
- Wilhelm, S.R., Schiff, S.L., Robertson, W.D., 1994. Chemical fate and transport in a domestic septic system: unsaturated and saturated zone geochemistry. *Environ. Toxicol. Chem.* 13(2): 193–203.
- Wolfe, A.H., Patz, J.A. 2002. Reactive nitrogen and human health: acute and long term implications. *AMBIO. J. Hum. Environ.* 31 (2): 120-125.
- Xu J., Hao Z.W., Xie C.S., Lv X.S., Yang Y.P., Xu X.H. 2012. Promotion effect of Fe^{2+} and Fe_3O_4 on nitrate reduction using zero-valent iron. *Desalination.* 284: 9-13
- Zotarelli, L., Scholberg, J. M., Dukes, M.D., Muñoz-Carpena, R. 2007. Monitoring of Nitrate Leaching in Sandy Soils: Comparison of Three Methods. *J. Environ. Qual.* 36:953-962.

ANEXO A

Resultados de los análisis
realizados en laboratorio

ANEXO A

Pozo	Clave	Nombre	x	y	T	pH	C.E. $\mu\text{S/cm}$	NO_3^- (HPLC)	NO_2^- (HPLC)	CO_3^{2-}	HCO_3^-
227	DF1101	Nativitas 1	490162.76	2127398.37	15.4	7.68	170	15.264	n.d.	nd	72.5
279	DF1102	Nativitas 3	490460.09	2126471.22	14.4	7.54	280	24.70	n.d.	nd	96.6
N-1	DF1103	Noria 1	486614.80	2129772.25	17.5	7.69	438	13.42	n.d.	nd	181.2
N-2	DF1104	Noria 2	486878.89	2129493.12	17.6	8.01	408	12.48	n.d.	nd	171.5
N-6	DF1105	Noria 6	487795.28	2127726.39	15.4	7.64	224	23.50	n.d.	nd	78.5
N-7	DF1106	Noria 7	489321.20	2127860.51	14.5	7.6	430	9.51	n.d.	nd	176.4
PER-8	DF1107	Periférico 8	485558.06	2131800.27	13.9	7.39	346	28.15	n.d.	nd	119.6
S-5	DF1108	San Lorenzo Atemoaya 1	489625.97	2126940.23	13.6	7.58	165	13.56	n.d.	nd	71.3
SL-2	DF1109	San Luis 2	497500.85	2128984.22	17.3	7.74	387	11.84	n.d.	nd	153.4
	DF1110	Villa Olímpica 1	480408.56	2134589.95	24.3	7.58	511	2.10	n.d.	nd	235.5
273	DF1111	Mirador 1	494252.12	2127666.91	14.8	7.93	161	6.50	n.d.	nd	82.1
275	DF1112	Mirador 3	494248.01	2126802.54	14.1	7.88	202	12.32	n.d.	nd	90.6
211	DF1113	San Gregorio Atlapulco 1	489280.87	2127516.79	14	7.07	743	22.33	n.d.	nd	269.4
SL-7	DF1114	San Luis 7	496505.16	2129167.48	13.9	7.22	470	13.76	n.d.	nd	210.2
SL-9	DF1115	San Luis 9	496124.20	2128603.22	13.2	7.5	216	12.82	n.d.	nd	91.8
S-7	DF1116	S-7	492434.41	2127253.56	16.3	7.3	370	18.67	n.d.	nd	145
S-9	DF1117	S-9	486028.42	2130204.76	15.9	7.46	349	30.19	n.d.	nd	128
S-10	DF1118	S-10	485172.30	2130335.54	15	7.34	396	44.99	n.d.	nd	123.2
219	DF1119	Tepepan 1	484921.53	2130425.15	14.7	7.35	316	37.43	n.d.	nd	96.6
220	DF1120	Tepepan 2	485533.93	2131252.06	15.5	7.38	331	41.20	n.d.	nd	91.8
221	DF1121	Tepepan 3	486194.09	2129746.49	18	7.65	331	17.85	n.d.	nd	137.7
PS-1	DF1122	Tulyehualco Sur 1	489339.61	2133259.35	19.5	7.6	474	2.00	3.06	nd	206.6
PS-2	DF1123	Tulyehualco Sur 2	488321.24	2132873.05	20.1	7.59	493	2.37	n.d.	nd	215
PS-4	DF1124	Tulyehualco Sur 4	487885.78	2132664.84	17.8	7.75	404	6.14	n.d.	nd	169.1
PS-5	DF1125	Tulyehualco Sur 5	487482.91	2132528.45	18	7.58	389	5.11	n.d.	nd	157
PS-6	DF1126	Tulyehualco Sur 6	486881.04	2132213.25	16.3	7.58	367	5.36	n.d.	nd	146.2
PS-7	DF1127	Tulyehualco Sur 7	486621.51	2132140.62	15.1	7.21	407	29.38	n.d.	nd	155.8
PS-8	DF1128	Tulyehualco Sur 8	486034.89	2131951.03	15	7.18	370	25.10	n.d.	nd	123.2
PS-9	DF1129	Tulyehualco Sur 9	485003.68	2131959.04	15	7.2	310	22.14	n.d.	nd	107.5
PS-10	DF1130	Tulyehualco Sur 10	484652.31	2132115.02	14.5	7.18	212	17.16	n.d.	nd	73.7
PS-12	DF1131	Tulyehualco Sur 12	483920.90	2132967.44	15.1	7.18	420	26.11	n.d.	nd	149.8
PS-29	DF1132	Xochimilco 29	484656.09	2133316.30	13.8	7.2	317	5.71	n.d.	nd	119.6
281	DF1133	Bosque de Tlalpan	479536.82	2133363.26	13.3	7.18	365	30.65	n.d.	nd	86.1
172	DF1134	Villa Olímpica 2	480474.91	2133999.09	18.8	6.88	420	23.97	n.d.	nd	129.2
173	DF1135	Villa Olímpica 3	479779.33	2133470.26	14	6.86	720	18.03	n.d.	nd	184.2
291	DF1136	Padierna 2	476758.51	2135036.10	16.7	7.05	256	9.16	n.d.	nd	126.8
293	DF1137	Padierna 5	477727.88	2133671.67	15.2	7.15	340	37.76	n.d.	nd	74.2
054	DF1138	Hidalgo	480847.69	2132875.54	13	8.4	400	26.25	n.d.	nd	82.5
320	DF1139	Deportivo Xochitl	480761.13	2132657.19	15	7.35	290	38.71	n.d.	nd	77.7
296	DF1140	Peña Pobre Artesanías	479872.81	2133017.98	13.6	7.08	244	17.12	n.d.	nd	74.2
284	DF1141	Fuentes brotantes	481274.31	2132354.86	14.4	7.45	220	14.56	n.d.	nd	86.1
319	DF1142	Vivanco	481929.13	2132821.83	17.7	7.75	163	6.80	n.d.	nd	78.9

ANEXO A

Pozo	F	Cl	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	SO ₄ ²⁻	Zn	Mn	Fe	NO ₃ (UV)	As	Pb ppb	Balance, %
227	0.207	5.4	8.5	9.1	13.1	1.6	9.6	nd	nd	nd	15	nd	6	-0.38
279	0.268	12.6	13.8	12.3	23.3	2.7	20.2	nd	nd	nd	23.6	nd	8	0.21
N-1	0.242	25.9	19.4	25	33.5	4.9	39.8	nd	nd	nd	15.3	0.007	16	-1.60
N-2	0.255	25.2	11.7	23.3	37.4	4.2	28	nd	nd	nd	12.4	0.009	17	-0.98
N-6	0.214	7.7	8.1	12	16.5	2.6	17.2	nd	nd	nd	21.4	nd	8	-1.72
N-7	0.3	19.3	17.8	17.9	40.7	7.3	41.7	nd	0.13	nd	10.9	nd	12	-1.76
PER-8	0.38	13.3	19.4	17.9	11	4.1	40.9	nd	nd	nd	25.7	nd	12	-9.52
S-5	0.222	4	8.5	8.6	12.4	1.8	7	nd	nd	nd	14.2	nd	6	1.77
SL-2	0.314	23.9	17.8	20.6	19	4.4	30.1	nd	nd	nd	14.3	0.008	13	-6.63
	0.233	50.1	14.6	29.5	49.8	5.1	15.9	nd	nd	nd	2.1	0.008	14	-1.78
273	0.326	4.3	6.9	10.6	16.8	1.6	4.1	nd	nd	nd	6.7	nd	5	8.57
275	0.342	5.1	8.1	7.9	20.8	1.6	5.3	nd	nd	nd	12.9	0.003	7	1.12
211	0.319	28.5	40.5	38.3	63.1	6.3	105.1	nd	nd	nd	22.3	nd	17	1.85
SL-7	0.31	21	23.5	25	38.1	3.7	39.2	nd	nd	nd	15.1	nd	10	-1.09
SL-9	0.333	8	9.7	10.3	17.9	1.4	13.2	nd	nd	nd	13.4	nd	5	-1.90
S-7	0.305	18.1	16.2	17.7	35.4	3.6	29.8	nd	nd	nd	18	nd	8	0.93
S-9	0.32	15.7	16.2	19.6	26	4	34	nd	nd	nd	32.2	0.007	9	-1.32
S-10	0.286	14.8	19.4	23.6	21.8	3.9	45.2	nd	nd	nd	45.2	nd	11	-1.98
219	0.337	11.2	16.6	17.4	19.5	4	33.9	nd	nd	nd	40.5	0.003	10	-0.24
220	0.581	11.5	14.6	18.7	18.8	3.3	36.7	nd	nd	nd	42.4	nd	10	-1.83
221	0.322	15.1	13	15.7	26.7	4.1	19.8	nd	nd	0.12	11.7	0.008	9	-2.92
PS-1	0.227	38	13.8	24	47	5	21	nd	nd	nd	2	0.007	12	-1.06
PS-2	0.22	40.2	16.2	24	49.4	5	21.7	nd	nd	nd	2.4	0.008	11	-0.97
PS-4	0.228	32.4	13	19.6	41.5	4.4	22.4	nd	nd	nd	5.7	0.008	9	-0.99
PS-5	0.254	28	13	17.9	37.9	4.4	21.4	nd	nd	nd	4.1	0.008	9	-0.28
PS-6	0.268	25.6	10.7	18.9	33.9	3.3	20.6	nd	nd	nd	4.7	0.008	9	0.01
PS-7	0.336	19.4	22.6	23.2	28.6	4.7	44.3	nd	nd	nd	25.8	0.003	11	-1.27
PS-8	0.338	14.7	18.9	20.2	22.6	4.1	39.5	nd	nd	nd	23.9	nd	10	0.20
PS-9	0.483	9.3	17.3	16.5	19	4	39.2	nd	nd	nd	21.2	nd	9	-1.15
PS-10	0.476	6.5	11.5	10.5	15.6	3.6	24.2	nd	nd	nd	17.7	nd	7	0.26
PS-12	0.379	12.1	20.1	24.7	21.6	4.4	48.4	nd	nd	nd	26.3	0.004	12	-1.89
PS-29	0.274	20.5	13.1	17.4	24.5	3.7	32.9	nd	nd	nd	5.1	0.006	10	-1.28
281	0.666	25.6	8.2	14	36.8	4.2	33.6	nd	nd	nd	30.7	0.021	10	-1.40
172	0.449	45.7	14	20.2	41.8	5.9	25.1	nd	nd	nd	25.2	0.009	12	-0.11
173	0.517	103.8	11.5	27.9	80.1	7.6	26.3	nd	nd	nd	18.3	0.031	15	-1.98
291	0.179	23.5	10.7	12	30.5	4.3	7	nd	nd	1.07	9.2	nd	7	-1.43
293	0.486	17	16.4	14.2	25.1	4.4	43.5	nd	nd	nd	42	0.003	8	-0.69
054	0.353	40.6	9.9	13	56.9	4.5	18.5	nd	nd	nd	27.9	0.003	10	11.09
320	0.353	16.1	13.6	15.5	18.7	4.3	27.3	nd	nd	0.72	39.5	nd	9	-1.05
296	0.402	14.8	9.9	9.7	20.6	4.3	17.7	nd	nd	nd	17	0.003	7	-0.02
284	0.559	7.1	9.9	11.5	16.6	3	13.9	nd	nd	nd	15.7	0.005	6	1.68
319	0.559	7.4	4.9	6.5	18	2.9	8.4	nd	nd	0.38	6.7	0.009	5	-5.19

Resultados en mg/L a menos que se indique otro tipo de medición

Fuente: Armienta M. A. y Rodríguez C. R. 2011

ANEXO B

CORRELACIÓN GEOLÓGICA DEL SUR DE LA CUENCA DE
MÉXICO

ANEXO B

UNIDADES HIDROGEOLÓGICAS					
Vázquez Sánchez (1995)	Cardona (1996)	Ruvalcaba (2009)	Birkle, 1998 (superf)	Campos (1997) Subcuenca de Chalco	Huizar(2004)
Acuitardo superior. Depósitos lacustres del Cuaternario	Depósitos lacustres no consolidados de baja conductividad hidráulica	Acuitardo superior. Materiales arcillosos con un espesor promedio de 20 m. Q1a	Capa confinante superior , compuesta de arcillas lacustres muy porosas de baja permeabilidad, con un muy alto contenido de humedad y relación de vacíos. Se intercalan aquí las " capas duras " y capas de cenizas presentes en toda la Cuenca, formando acuíferos semiconfinados.	Unidad A* . Cenizas volcánicas y arena intercaladas con arcillas. Se presentan muchas capas delgadas de diatomitas y tefra. Tiene un espesor promedio de 100 m	Acuífero altamente compresible compuesto por depósitos lacustres y fluviales del Cuaternario Reciente y se encuentra cubierto parcialmente por materiales anisotrópicos fracturados y granulares.
Acuífero superior. Sedimentos aluvio-lacustres y rocas basálticas ambas del Cuaternario; depósitos piroclásticos y Rocas andesíticas ambas del Plio-Cuaternario y rocas andesíticas del Plioceno Superior	Rocas consolidadas de baja conductividad hidráulica	Acuífero principal. Materiales granulares y arcillosos con un espesor promedio de 400 m. Qa1, Tpl, Qb, Tpba. Actualmente en explotación	Acuífero principal, compuesto por tobas, conglomerados, aglomerados y brechas volcánicas que forman rellenos aluviales, incluyen la <i>Formación Tarango</i> y depósitos volcánicos de rocas basálticas-andesíticas del Pleistoceno Reciente.	Unidad B* . Con espesor entre 100 a 200 m en una secuencia de gravas y arenas arcillosas con intercalaciones de horizontes arenosos delgados. *Estas unidades constituyen un acuitardo de baja permeabilidad y alto contenido en sales	Acuífero de espesor de 2000 m en promedio. Se extiende más allá del área de la cuenca y está compuesto por: b.-depósitos del Plioceno c. Materiales volcánicos y clásticos del Terciario
Acuitardo inferior. Depósitos piroclásticos y lacustres del Plioceno Inferior y rocas andesíticas del Mioceno.	Rocas y sedimentos consolidados de alta conductividad hidráulica		Acuíferos potenciales compuestos de lavas basálticas y andesíticas del Mioceno y Oligoceno presentes en las partes bajas de algunos pozos (profundidades cercanas a 1100 m). Se presentan bajas capacidades de almacenamiento y transporte debido a que se encuentran presiones altas que han ocasionado que los poros de los materiales se hayan cerrado así como las fracturas, éstas últimas selladas por minerales secundarios. Aún así los núcleos fracturados de las rocas muestran permeabilidades al menos del doble respecto a los parámetros anteriores, en el rango de valores que presentan las lavas sin fracturas	Unidad C⁽¹⁾ . Con un espesor de 3 m. Consiste en arenas volcánicas granulares de medias a finas. Se conoce localmente como "capa dura". Se encuentran muchas capas de esta unidad intercaladas en las unidades A y B	
Acuífero Inferior. Rocas carbonatadas del Cretácico		Acuífero profundo. Rocas volcánicas fracturadas y con espesores promedio de 200 m cuya base se propone a los 1600 msnm. Tppc	Un acuífero potencial kárstico compuesto de calizas cretácicas cuyo uso como acuífero es limitado debido a su profundidad y a la ocurrencia de mineralización secundaria.	Unidad D⁽¹⁾ . Compuesta de capas de arena gruesa y grava. En su base se encuentran materiales piroclásticos y basaltos fracturados ⁽¹⁾ Forman un acuífero semiconfinado. En la orilla del área lacustre el acuífero se convierte en no confinado debido a su sobreposición por depósitos volcánicos permeables en lugar de arcillas lacustres. En su parte inferior una secuencia volcánica superior forma la base del acuífero, Sin embargo parte de ella pertenece al acuífero. Constituido por basaltos fracturados y El contenedor del sistema hidrogeológico se completa con rocas volcánicas de las Sierras Nevada, Chichinautzin y Sta. Catarina.	

ANEXO B

UNIDADES HIDROGEOLÓGICAS (cont.)

	González (1999)	Rodríguez, Ochoa (1989)
Sistema acuífero	Acuífero confinado compuesto por 2 unidades, uno de material granular proveniente de sedimentos aluviales piroclásticos y otro de rocas volcánicas fracturadas. En los márgenes de la cuenca existe una zona de transición con una capa superior permeable. En el sureste se intercalan lavas basálticas y productos piroclásticos con materiales aluviales y lacustres	Acuífero en explotación de material granular más grueso: piroclastos, conglomerados y otro tipo de material volcánico. Espesor mayor a 200 m en general, subyacen rocas volcánicas fracturadas cuyo basamento puede estar a los 2000 en el centro, disminuyendo en los márgenes de la Cuenca
	Acuífero profundo incluye rocas volcánicas fracturadas del Terciario. Se encuentra hidráulicamente conectado con el acuífero superior. Las calizas subyacentes del Cretáceo podrían estar presentes allí con una permeabilidad relativamente buena.	Contenedor impermeable compuesto por rocas volcánicas y calizas

ANEXO B

Zona de estudio	
Cuaternario	Basalto y ceniza
	Arcilla lacustre y arcilla lacustre con arena
	Depósito aluvial (arcilla, arena y grava)
Terciario	Clásticos del terciario (conglomerado, grava, arena)
	Basalto y ceniza
	Andesita
	Depósitos aluviales y piroclastos (toba, Formación Tarango)
	Arcilla lacustres

ANEXO C

RESULTADOS DEL ANÁLISIS MULTIVARIADO POR MEDIO
DE COMPONENTES PRINCIPALES

ANEXO C

Correlation Matrix

	T	C.,E.	NO3-1 (HPLC)	HCO3 -1 mg/L	Cl- mg/L	Ca2+ mg/L	Mg2+ mg/L	Na+ mg/L	K+ mg/L	SO42- mg/L
Correlation T	1.000	.263	-.424	.493	.369	-.046	.336	.352	.266	-.210
C.,E.	.263	1.000	-.005	.866	.769	.687	.935	.876	.824	.657
NO3-1 (HPLC)	-.424	-.005	1.000	-.364	-.210	.283	.039	-.282	.030	.436
HCO3 -1 mg/L	.493	.866	-.364	1.000	.599	.637	.884	.795	.653	.476
Cl- mg/L	.369	.769	-.210	.599	1.000	.122	.597	.880	.722	.101
Ca2+ mg/L	-.046	.687	.283	.637	.122	1.000	.776	.349	.509	.918
Mg2+ mg/L	.336	.935	.039	.884	.597	.776	1.000	.717	.702	.707
Na+ mg/L	.352	.876	-.282	.795	.880	.349	.717	1.000	.750	.320
K+ mg/L	.266	.824	.030	.653	.722	.509	.702	.750	1.000	.531
SO42- mg/L	-.210	.657	.436	.476	.101	.918	.707	.320	.531	1.000

KMO and Bartlett's Test

Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy .		.595
Bartlett's Test of Sphericity	Approx. Chi-Square	634.944
	df	45
	Sig.	.000

Communalities

	Initial	Extraction
T	1.000	.546
C.,E.	1.000	.975
NO3-1 (HPLC)	1.000	.638
HCO3 -1 mg/L	1.000	.863
Cl- mg/L	1.000	.735
Ca2+ mg/L	1.000	.858
Mg2+ mg/L	1.000	.912
Na+ mg/L	1.000	.860
K+ mg/L	1.000	.721
SO42- mg/L	1.000	.940

Extraction Method: Principal Component Analysis

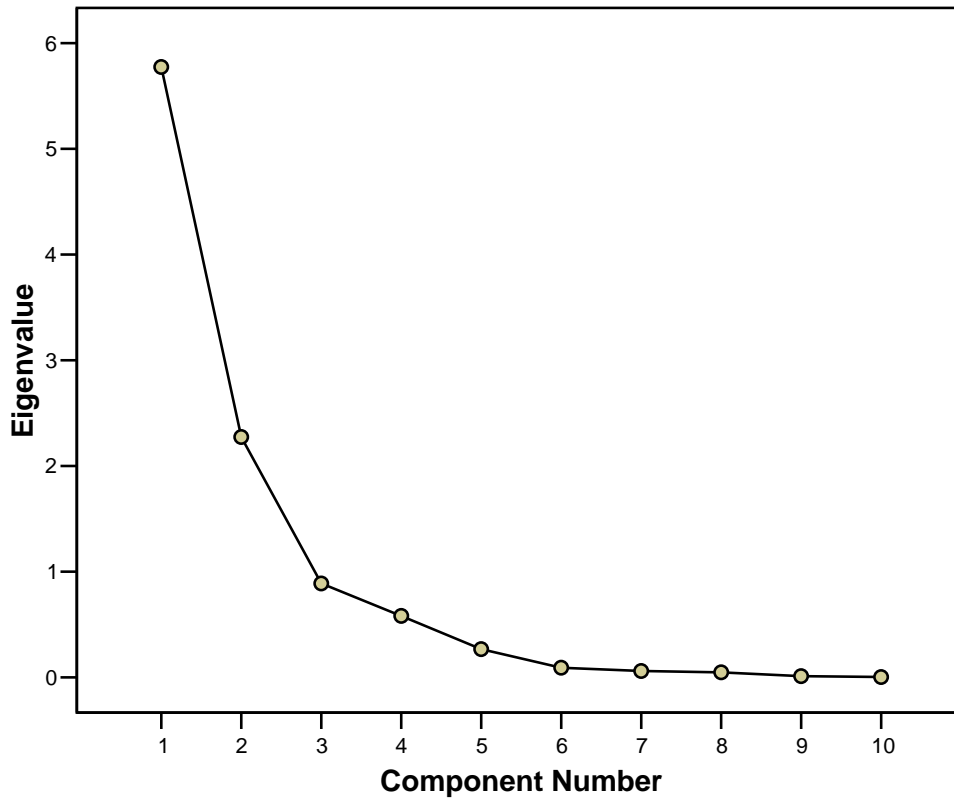
ANEXO C

Total Variance Explained

Component	Initial Eigenvalues			Extraction Sums of Squared Loadings			Rotation Sums of Squared Loadings		
	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %
1	5.774	57.743	57.743	5.774	57.743	57.743	5.768	57.677	57.677
2	2.274	22.738	80.481	2.274	22.738	80.481	2.280	22.804	80.481
3	.888	8.885	89.366						
4	.581	5.813	95.179						
5	.267	2.671	97.850						
6	.091	.915	98.765						
7	.060	.605	99.369						
8	.048	.479	99.848						
9	.012	.115	99.963						
10	.004	.037	100.000						

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Scree Plot



ANEXO C

Component Matrix

	Component	
	1	2
T	.355	-.648
C.,E.	.986	.045
NO3-1 (HPLC)	-.072	.796
HCO3 -1 mg/L	.909	-.191
Cl- mg/L	.742	-.428
Ca2+ mg/L	.707	.599
Mg2+ mg/L	.945	.134
Na+ mg/L	.870	-.322
K+ mg/L	.849	-.004
SO42- mg/L	.649	.720

Extraction Method: Principal Component Analysis.
 a. 2 components extracted.

Rotated Component Matrix

	Component	
	1	2
T	.382	-.632
C.,E.	.983	.087
NO3-1 (HPLC)	-.106	.792
HCO3 -1 mg/L	.917	-.151
Cl- mg/L	.760	-.396
Ca2+ mg/L	.680	.629
Mg2+ mg/L	.939	.175
Na+ mg/L	.883	-.284
K+ mg/L	.849	.033
SO42- mg/L	.617	.748

Extraction Method: Principal Component Analysis.
 Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.
 a. Rotation converged in 3 iterations.

Component Transformation Matrix

Component	1	2
1	.999	.043
2	-.043	.999

Extraction Method: Principal Component Analysis.
 Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

ANEXO C

Component Score Coefficient Matrix

	Component	
	1	2
T	.074	-.282
C.,E.	.170	.027
NO3-1 (HPLC)	-.028	.349
HCO3 -1 mg/L	.161	-.077
Cl- mg/L	.137	-.183
Ca2+ mg/L	.111	.268
Mg2+ mg/L	.161	.066
Na+ mg/L	.157	-.135
K+ mg/L	.147	.005
SO42- mg/L	.098	.321

Extraction Method: Principal Component Analysis.
Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

Component Score Covariance Matrix

Component	1	2
1	1.000	.000
2	.000	1.000

Extraction Method: Principal Component Analysis.
Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

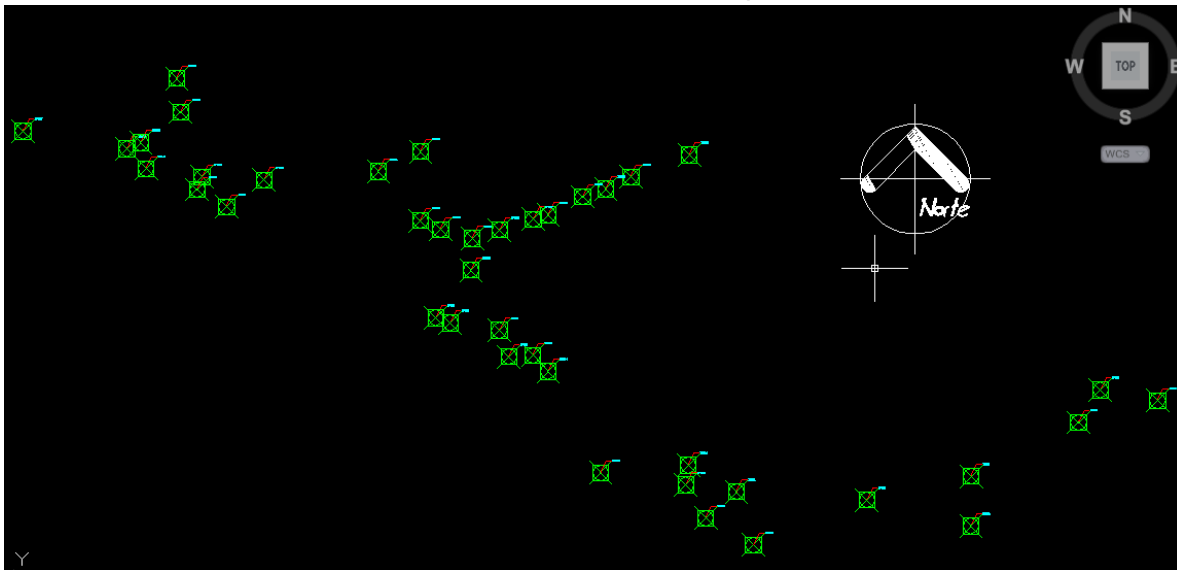
Anexo D

Cortes geológicos de los pozos estudiados

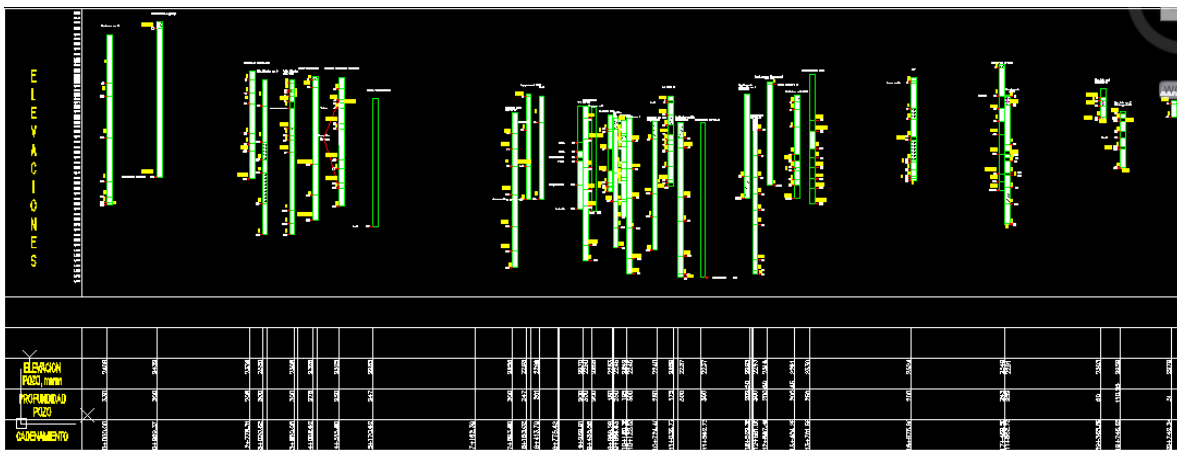
ANEXO D

Se dibujó el perfil geológico de 37 pozos de los 42 muestreados, con la información obtenida del SACM para realizar un corte geológico que englobe toda la zona.

Pozos muestreados. Vista en planta

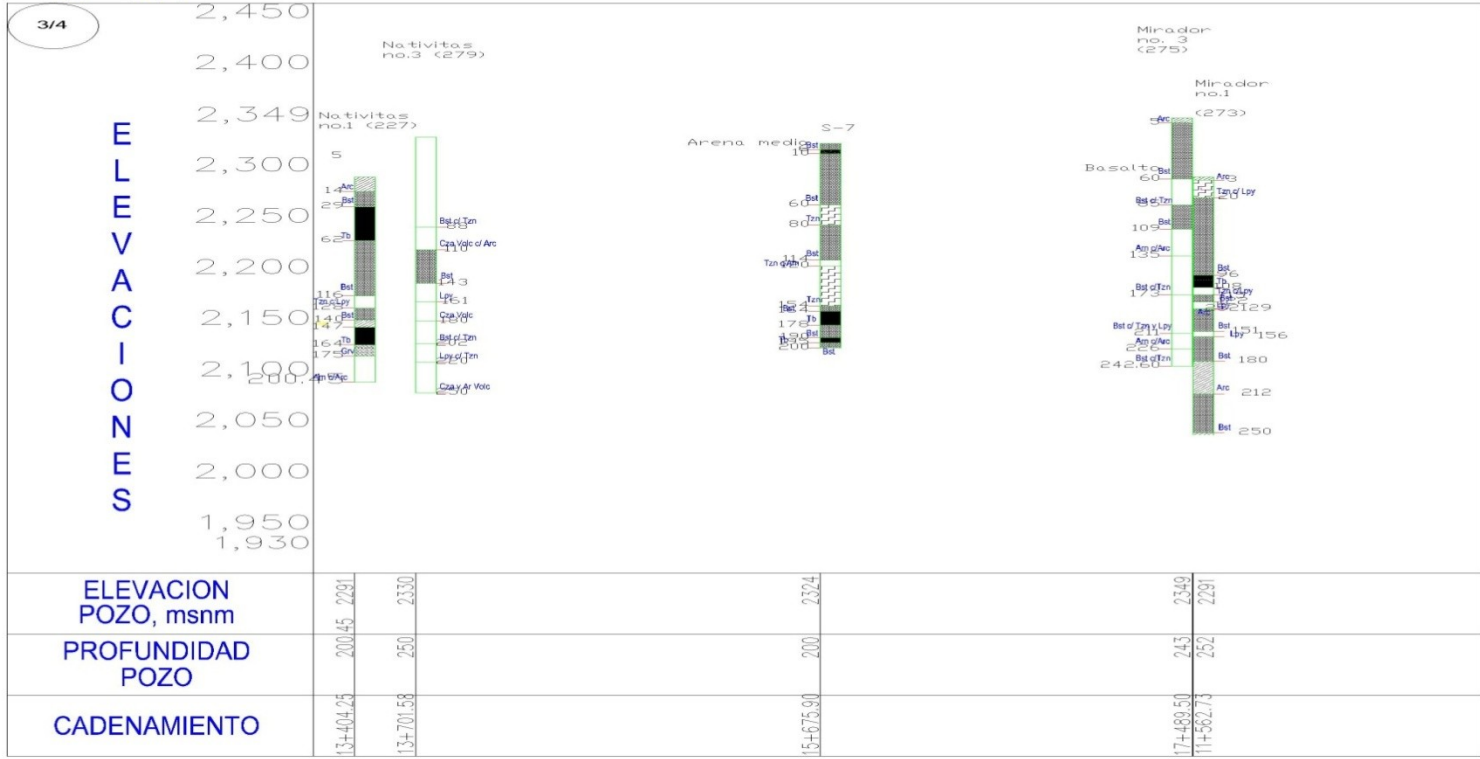
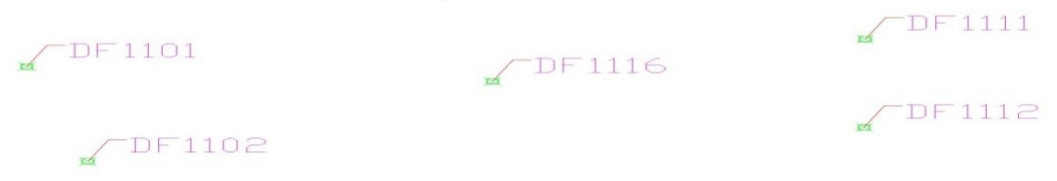


Corte geológico de pozos

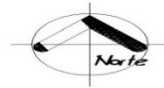


ANEXO D

SIMBOLOGÍA	
SIMBOLO	C O N C E P T O
Bst	Basalto
Grv	Gravas
Cng	Conglomerado
Adt	Andesita
Arc	Arcilla
Arn	Arena
Arn	Arena
Arn	Arena
Asc	Areniscas
CzaVolc	Ceniza volcánica
Tzn	Tezontle
Tb	Tobas
Lpy	Lapilly

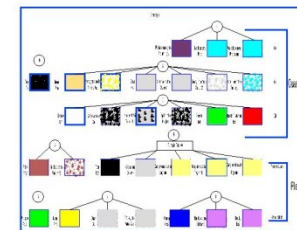
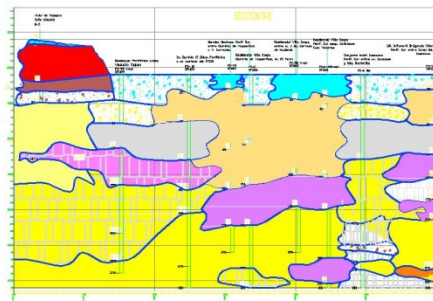
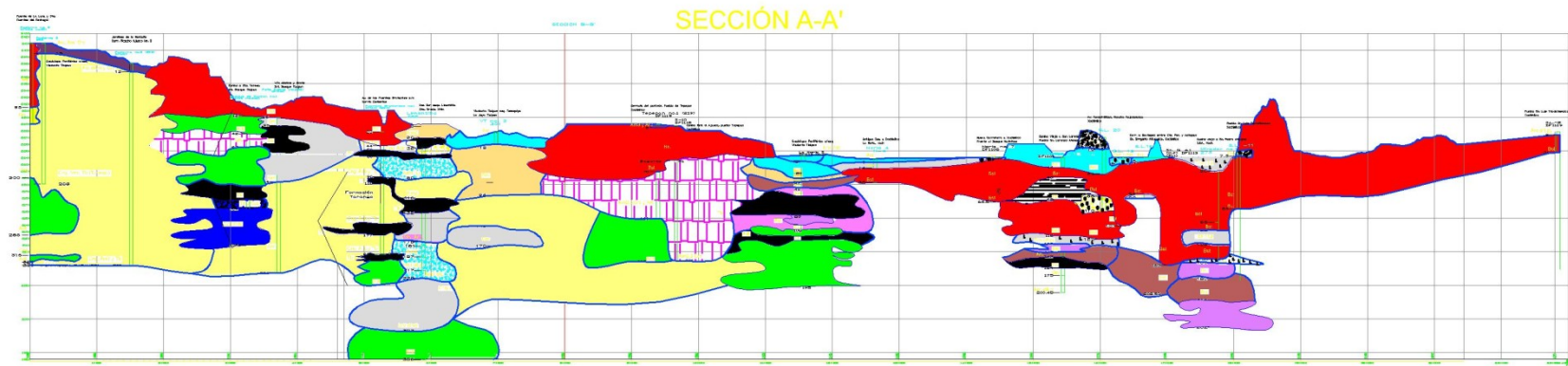


ANEXO D



<div style="border: 1px solid black; border-radius: 50%; width: 30px; height: 30px; display: flex; align-items: center; justify-content: center; margin: 0 auto;">4/4</div>	E L E V A C I O N E S	2,450 2,400 2,349 2,300 2,250 2,200 2,150 2,100 2,050 2,000 1,950 1,930																													
			<table border="1" style="margin: 0 auto; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th colspan="2">SIMBOLOGÍA</th> </tr> <tr> <th>SIMBOLO</th> <th>CONCEPTO</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Bst</td> <td>Basalto</td> </tr> <tr> <td>Grv</td> <td>Gravas</td> </tr> <tr> <td>Cng</td> <td>Conglomerado</td> </tr> <tr> <td>Adt</td> <td>Andesita</td> </tr> <tr> <td>Arc</td> <td>Arcilla</td> </tr> </tbody> </table> <table border="1" style="margin: 0 auto; border-collapse: collapse;"> <tbody> <tr> <td>Arn</td> <td>Arena</td> </tr> <tr> <td>Lpy</td> <td>Lapilly</td> </tr> <tr> <td>Asc</td> <td>Areniscas</td> </tr> <tr> <td>CzaVolc</td> <td>Ceniza volcánica</td> </tr> <tr> <td>Tzn</td> <td>Tezontle</td> </tr> <tr> <td>Tb</td> <td>Tobas</td> </tr> <tr> <td>Lpy</td> <td>Lapilly</td> </tr> </tbody> </table>	SIMBOLOGÍA		SIMBOLO	CONCEPTO	Bst	Basalto	Grv	Gravas	Cng	Conglomerado	Adt	Andesita	Arc	Arcilla	Arn	Arena	Lpy	Lapilly	Asc	Areniscas	CzaVolc	Ceniza volcánica	Tzn	Tezontle	Tb	Tobas	Lpy	Lapilly
SIMBOLOGÍA																															
SIMBOLO	CONCEPTO																														
Bst	Basalto																														
Grv	Gravas																														
Cng	Conglomerado																														
Adt	Andesita																														
Arc	Arcilla																														
Arn	Arena																														
Lpy	Lapilly																														
Asc	Areniscas																														
CzaVolc	Ceniza volcánica																														
Tzn	Tezontle																														
Tb	Tobas																														
Lpy	Lapilly																														
ELEVACION POZO, msnm			2303 2259 2279																												
PROFUNDIDAD POZO			60 110.55 31																												
CADENAMIENTO			19+365.69 19+746.65 20+742.34																												

SECCIONES ORIGINALES



ANEXO E

Familias de agua

ANEXO E

POZO	CLAVE	LOCALIDAD	FAMILIA
227, 279, N-1, N-7, S-5, SL-2, 275, SL-7-SL-9, S-7, S-9, 320, 296, 284	DF1101 a DF1103, DF1106, DF1108, DF1109, DF1112, DF1114 a DF1117, DF1139 a DF1141	Varias	Mg-Na-Ca-HCO ₃
N-2, N-6, 273, 221, PS-6, 319	DF1104, DF1105, DF1111, DF1121, DF1126, DF1142	Varias	Mg-Na-HCO ₃
PER-8	DF1107	Periférico 8	Mg-Ca-HCO ₃ -SO ₄
0, PS-1, PS-2, PS-4, PS-5	DF1110, DF1122 a DF1125	Varias	Mg-Na-HCO ₃ -Cl
211, S-10, 219, 220, PS-7 a PS-10, PS-12, 293	DF1113, DF1118 a DF1120, DF1127 a DF1131, DF1137	Varias	Mg-Na-Ca-HCO ₃ -SO ₄
PS-29	DF1132	Xochimilco 29	Mg-Na-HCO ₃ -SO ₄
281	DF1133	Bosque de Tlalpan	Na-Mg-HCO ₃ -Cl-SO ₄
172, 173, 291	DF1134 a DF1136	Varias	Na-Mg-HCO ₃ -Cl