



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA

Flujo, movimiento, transporte, entradas y transformaciones de nitratos en el agua subterránea en las inmediaciones de Tlahuelilpan. Valle del Mezquital, Hidalgo

T E S I S
Q U E P R E S E N T A :

MARTHA CAROLINA CORTES ORTIZ

PARA LA OBTENCIÓN DEL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS DE LA TIERRA

DIRECTORA DE TESIS: DRA. ELOISA DOMÍNGUEZ MARIANI

MÉXICO, D.F.

2011



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 OBJETIVO	3
1.2 HIPÓTESIS	3
1.3 MARCO TEÓRICO	3
1.3.1 CICLO DEL NITRÓGENO	3
1.3.2 EXCESO DE NITRÓGENO	7
1.3.3 NITRATOS Y SALUD	9
2. ANTECEDENTES	11
2.1 USOS DEL AGUA RESIDUAL EN EL VALLE DEL MEZQUITAL	11
2.2 CRÓNICA DE LOS PROYECTOS DE DRENAJE PARA LA CIUDAD DE MÉXICO.	11
2.3 HISTORIA DEL USO DEL AGUA RESIDUAL	12
2.3.2 LA AGRICULTURA EN EL VALLE DEL MEZQUITAL	13
2.4 TRABAJOS PREVIOS EN EL VALLE DEL MEZQUITAL	13
3. MEDIO FÍSICO	15
3.1 LOCALIZACIÓN	15
3.2 CLIMA	15
3.3 SUELOS	15
3.4 VEGETACIÓN	15
3.5 FISIOGRAFÍA	16
3.6 GEOLOGÍA REGIONAL	18
3.7 ESTRATIGRAFÍA	19
3.8 HIDROLOGÍA SUPERFICIAL	21
3.8.1 DISTRITO DE RIEGO 03 TULA.	23
3.9 HIDROESTRATIGRAFÍA	24
3.9.1 USOS Y DISTRIBUCIÓN DE LA EXPLOTACIÓN	25
3.9.2 FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA ACUÍFERO	25
4. METODOLOGÍA	26
4.1 MUESTREO A ESCALA REGIONAL	26
4.1.1 CENSO DE NORIAS Y POZOS	26
4.1.2 NIVELACIÓN TOPOGRÁFICA DE NORIAS Y POZOS	27
4.1.3 OBTENCIÓN DE NIVELES PIEZOMÉTRICOS	29
4.1.4 MUESTREO DE AGUA EN NORIAS Y POZOS	30
4.1.5 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS DE CAMPO A LAS MUESTRAS DE AGUA DE NORIAS Y POZOS	31
4.2 MUESTREO ESCALA LOCAL	33
4.2.1 PERFILES DE SUELO	33
4.2.2 DETERMINACIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA (K)	34
4.2.3 TOMA DE MUESTRAS DE AGUA EN LISÍMETROS DE SUCCIÓN	34
4.3 ANÁLISIS DE LABORATORIO	35
4.4 ACTIVIDADES DE GABINETE	36
4.4.1 RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN PARA EL ESTUDIO DEL MEDIO GEOLÓGICO REGIONAL Y LOCAL	36
4.4.2 TRATAMIENTO DE DATOS	36

5. ANÁLISIS DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN	37
5.1 AGUA RESIDUAL	37
5.1.1 RESULTADOS DE CAMPO	38
5.1.2 RESULTADOS ANALÍTICOS	38
5.2 COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO DE LA ZONA NO SATURADA	40
5.1.3 HIDROGEOQUÍMICA DE LA ZONA NO SATURADA	41
5.3 COMPORTAMIENTO HIDROGEOLÓGICO DE LA ZONA SATURADA	43
5.3.1. COMPORTAMIENTO PIEZOMÉTRICO EN EL ACUÍFERO SOMERO	45
5.3.2. COMPORTAMIENTO PIEZOMÉTRICO EN EL ACUÍFERO PROFUNDO	46
5.3.3. DIRECCIÓN DEL FLUJO SUBTERRÁNEO	46
5.3.4. COMPOSICIÓN HIDROGEOQUÍMICA ZONA SATURADA	48
5.4 ESPECIES DE NITRÓGENO	53
5.4.1. ACUÍFERO SOMERO	53
5.4.2. ACUÍFERO PROFUNDO	55
5.5 COMPORTAMIENTO NO_3^- VS NH_4^+ A PROFUNDIDAD	56
6. CONCLUSIONES	58
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	60

Índice de Figuras

Fig. 1.1. Hectáreas bajo riego con agua residual en el mundo.	1
Fig. 1.2. Distritos de riego del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.	2
Fig. 1.3. Transformaciones de nitrógeno en la biósfera (Jacobson <i>et al.</i> , 2000).	3
Fig. 1.4. Ciclo del nitrógeno (adaptado de Bacon, 1995).	4
Fig. 1.5. Ciclo del nitrógeno a través del suelo y zona no saturada hasta el agua subterránea (modificado de Canter, 1996).	7
Fig. 3.1. Localización del área de estudio. Valle del Mezquital, México.	16
Fig. 3.2. Localización del Valle del Mezquital, donde se muestran poblaciones y elevaciones topográficas importantes. Asimismo, se muestra la ubicación de la zona de estudio.	17
Fig. 3.3. Mapa Geológico de la zona de estudio (adaptado de COREMI, 1998).	18
Fig. 3.4. Columna estratigráfica. (Adaptado de SGM, 2009).	20
Fig. 3.5. Localización de ríos, presas y obras de drenaje en el Valle del Mezquital.	22
Fig. 4.1. Localización de la zona de estudio.	26
Fig. 4.2. Funcionamiento del GPS Diferencial; adaptado de Correia (2000).	28
Fig. 4.3. Nivelación simple.	28
Fig. 4.4. Nivelación compuesta.	29
Fig. 4.5. Localización de las parcelas de estudio UNAM y Languera y puntos de muestreo	33
Fig. 4.6. Distribución de perfiles de suelos y puntos donde se determinó Ks	34
Fig. 5.1. Localización de las parcelas de estudio y los puntos de muestreo de agua residual.	37
Fig. 5.2. Diagrama de Piper correspondiente a las muestras de agua residual.	39
Fig. 5.3. Distribución de puntos de análisis de suelos; parcela La Languera, enero 2010.	40
Fig. 5.4. Diagrama de Piper muestras de solución de suelo de la zona no saturada.	43
Fig. 5.5. Curvas de nivel topográfico para la zona de estudio.	44
Fig. 5.6. Profundidad del nivel estático en norias, 12 de marzo 2010.	45
Fig. 5.7. Elevación y dirección del flujo subterráneo en norias.	47
Fig. 5.8. Variación de la elevación de los niveles estáticos de las norias de la zona de estudio y la influencia de riego y temporada de lluvias.	47
Fig. 5.9. Relación NO_3^- vs NH_4^+ en norias resultados de campo.	49
Fig. 5.10. Relación NO_3^- vs NH_4^+ en pozos de campo.	50
Fig. 5.11. Diagrama de Piper correspondiente al acuífero somero en la zona de estudio.	52
Fig. 5.12. Diagrama de Piper correspondiente al acuífero profundo en la zona de estudio.	52
Fig. 5.13. Concentraciones de NO_3^- y NH_4^+ (meq/L) en las distintas muestras de agua.	53
Fig. 5.14. Isoconcentraciones de NH_4^+ en el acuífero somero, 12 de marzo del 2010 (meq/L).	54
Fig. 5.15. Isoconcentraciones de NO_3^- en el acuífero somero, 12 de marzo del 2010 (meq/L).	54
Fig. 5.16. Isoconcentraciones de NH_4^+ en el acuífero profundo, 12 de marzo de 2010 (meq/L).	55
Fig. 5.17. Isoconcentraciones de NO_3^- en el acuífero profundo, 12 de marzo de 2010 (meq/L).	55
Fig. 5.18. Concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- (meq/L) de muestras de agua residual (2008),	57

Índice de tablas

Tabla 4.1. Coordenadas geográficas de norias y pozos dentro de la zona de estudio.	28
Tabla 4.2. Resultados de alturas obtenidas con el teodolito para pozos y norias en la zona de estudio.	30
Tabla 4.3. Número de mediciones obtenidas del nivel piezométrico de norias.	31
Tabla 5.1. Parámetros promedio obtenidos en campo de agua residual.	38
Tabla 5.2. Resultados de iones del agua residual.	39
Tabla 5.3. Resultados de los valores de Ks obtenidos en cada perfil de suelo dentro de la parcela La Languera; enero 2010.	41
Tabla 5.4. Resultados de laboratorio de las muestras de agua tomada de los lisímetros instalados en las parcelas en estudio. Los resultados de 2008 y 2009 corresponden a muestras tomadas en la parcela UNAM y los de 2010 a la parcela La Languera.	42
Tabla 5.5. Valores de longitud, latitud y altitud (msnm) obtenidos por dos diferentes técnicas para norias y pozos que integran la red de monitoreo en el Valle del Mezquital.	43
Tabla 5.6. Niveles estáticos de norias.	45
Tabla 5.7. Niveles estáticos de pozos.	46
Tabla 5.8. Parámetros obtenidos en campo para los diferentes puntos de monitoreo de agua subterránea en el valle del Mezquital.	49
Tabla 5.9. Resultados de laboratorio para los diferentes puntos de monitoreo de agua subterránea en el valle del Mezquital.	51

RESUMEN

En zonas semiáridas donde el agua es escasa, el riego con agua residual es, en ocasiones, la única opción para el desarrollo de la agricultura. Sin embargo, su uso prolongado tiene un impacto directo sobre el agua subterránea, ya que modifica el funcionamiento hidrogeológico de la región y altera la calidad de la misma.

Con el propósito de evitar inundaciones y desalojar las aguas residuales del Valle de México, a partir de 1800, el agua de desecho comenzó a ser enviada hacia el Valle del Mezquital mediante la construcción de diferentes obras ingenieriles para su uso en la agricultura. Con el tiempo, el Valle del Mezquital, estado de Hidalgo, se convirtió en la zona con mayor extensión territorial bajo riego con aguas residuales en México y el mundo.

El presente estudio tiene como objetivo, conocer los mecanismos hidrogeoquímicos involucrados en el transporte y transformaciones de nitratos provenientes del agua residual, durante su movimiento hacia el agua subterránea en las inmediaciones de Tlahuelilpan, Valle del Mezquital, Hidalgo, en un área aproximada de 2 km² que corresponden a dos parcelas de estudio y experimentación llamadas parcela *UNAM* y *La Larguera*.

La metodología consistió en mediciones periódicas del nivel freático, las cuales, se realizaron aproximadamente cada mes durante un periodo de ocho meses, así como de un muestreo de agua residual, del agua de la zona no saturada, y del agua subterránea. El muestreo de agua de residual se realizó directamente de los canales de abastecimiento cercanos a la zona de estudio.

Se tomaron 37 muestras provenientes de lisímetros de succión, los cuales, fueron instalados dentro de los perfiles de suelo de las parcelas. Los sitios de muestreo de agua subterránea fueron tres norias (Las Palmas, Tlahuelilpan 1 y Tlahuelilpan 2) de 8 y 25m de profundidad y cuatro pozos (Las Palmas, 5 de Mayo, Miravalle y Muntepec) entre 70 y 100 m de profundidad; los cuales, fueron muestreados por un periodo aproximado de cuatro meses.

A las muestras de agua, se les determinaron en campo los siguientes parámetros: temperatura, pH, CE y alcalinidad total; NO₃⁻ y NH₄⁺ mediante colorímetro. La determinación de aniones: F, Cl, NO₂, NO₃, HPO₄ y SO₄ y cationes: Ca₂, Mg₂, Na y K se realizó en el laboratorio de Física de Suelos del Instituto de Geología de la UNAM.

El agua residual utilizada en el Valle del Mezquital tiene un color amarillo-verdoso, olor fétido, pH alcalino y conductividad eléctrica de 1.6 a 2.10 mS/cm. El catión dominante es sodio de 7.82 a 10.43 meq/L, seguido por magnesio 2.64 a 4.67 meq/L y calcio 0.20 a 2.73 meq/L y en cuanto a aniones bicarbonato 9.70 a 15.50 meq/L y cloruro 3.11 a 7.26 meq/L la concentración de amonio varía entre 0.9-4.41 meq/l mientras que el nitrato va de valores menores al límite de detección hasta 0.56 (meq/L).

Para las muestras de agua tomadas de lisímetros el catión dominante también es el sodio (7.27-19.96 meq/L), seguido por el magnesio (2.5-5.55 meq/L) y calcio (0.23-6.65 meq/L). Para los aniones el ion dominante es el bicarbonato (0-12.50 meq/L) seguido por el cloruro (3.26-8 meq/L). El nitrato tiene concentraciones de 0.04-12.06 meq/L mientras que el amonio va de valores menores al límite de detección hasta 0.55 meq/L.

Para el caso el agua subterránea, el catión dominante es igualmente el sodio (12-36 meq/l) seguido por el calcio (1.72-7.13 meq/L) de los aniones el ion dominante es el bicarbonato (5.90-39.30 meq/L) y cloruro (3.97-7.93 meq/L). El amonio varía de menos del límite de detección a 0.177 (meq/L) mientras que el nitrato varía entre 0.048-0.322 (meq/L).

En el agua residual, la concentración de amonio es muy alta mientras que, la del nitrato es mucho menor. En las muestras de agua de lisímetros zona no saturada en comparación con el agua residual, el nitrato es la especie predominante es decir, el amonio ha disminuido. Esto se debe a que la zona no saturada es importante para los procesos de transformación de amonio a nitrato y ocurren procesos de nitrificación. Adicionalmente, se infiere que la disminución del NH₄ pueda deberse a su fijación en la biomasa, su posterior asimilación, así como a procesos de volatilización.

La zona de lisímetros está fuera de la acción de las raíces, por lo tanto, el nitrato ya no puede ser absorbido por las plantas y es lixiviado junto con el agua en el perfil del suelo. La carga negativa del nitrato impide que éste pueda ser retenido a las partículas y se movilice fácilmente hacia el agua subterránea; por otro lado el amonio, puede ser removido de la solución mediante intercambio catiónico. En el agua subterránea la concentración de nitrato será mayor que la de amonio ya que éste último ha sido transformado mediante procesos de nitrificación a nitrato.

ABSTRACT

In semi arid zones where available water is scarce, irrigation with wastewater is sometimes the only option for agricultural development. However, its prolonged use can have a direct impact on a region's hydrological function and groundwater quality.

Since the 1800s, wastewater has been channeled from the Mexican Valley to the Mezquital Valley in the state of Hidalgo through different engineering constructions to be used for agriculture purposes. Over time, the Mezquital Valley has become the largest territorial extension under wastewater irrigation in Mexico and the world.

The aim of the current investigation was to examine the hydrogeochemical mechanisms involved in nitrate transport and transformation coming from wastewater during its movement into groundwater near Tlahuelilpan, Hidalgo. The study area, approximately 2 km², was comprised of two experimental plots, labeled as UNAM and La Languera. Well sampling was conducted over a span of 4 months.

The methodology consisted of periodic measurements of the phreatic level, which were made approximately every month during a period of eight months. Samples of wastewater, groundwater, and water from the non-saturated zone were also taken. Wastewater samples were collected directly from nearby supply canals.

Thirty-seven samples were taken using suction lysimeters, which were placed in the soil profiles of the study plots. Seven wells were drilled to gain access to groundwater: three wells ranging in depth from 8 to 25 meters labelled as Las Palmas, Tlahuelilpan 1 and Tlahuelilpan 2 and four deeper wells with depths from 70 to 100 meters labelled as Las Palmas, 5 de Mayo, Miravalle y Munittepec.

The following parameters were determined in the field: temperature, pH, electric conductivity, total alkalinity; and, nitrate and ammonium by colorimeter. The measurements of anions: F⁻, Cl⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, HPO₄²⁻ y SO₄²⁻ and cations: Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ y K⁺ were carried out in the soil physics laboratory of the Geology Institute at the Universidad Nacional Autonoma de Mexico (UNAM).

The wastewater sampled from the Mezquital Valley had a green-yellow color, fetid odor, alkaline pH and electrical conductivity of 1.6 to 2.10 mS/cm. The dominant cation was sodium (7.82 to 10.43 meq/L), followed by magnesium (2.64 to 4.67 meq/L) and calcium (0.20 to 2.73 meq/L). The dominant anions were bicarbonate (9.70 to 15.50 meq/L) and chloride (3.11 to 7.26 meq/L). The concentrations of ammonium varied from 0.9 to 4.41 meq/L while nitrate varied from the detection limit up to 0.56 meq/L.

For the water samples taken with lysimeters, the dominant cation was sodium (7.27 to 19.96 meq/L), followed by magnesium (2.5 to 5.55 meq/L) and calcium (0.23 to 6.65 meq/L). For the anions, the dominant species was bicarbonate (0 to 12.50 meq/L) followed by chloride (3.26 to 8 meq/L). Nitrate had concentrations from 0.04 to 12.06 meq/L and ammonium varied from the detection limit to 0.55 meq/L.

In the case of groundwater, the dominant cation was also the sodium (12 to 36 meq/L), followed by calcium (1.72 to 7.13 meq/L). For the anions, the dominant ion was bicarbonate (5.90 to 39.30 meq/L) followed by chloride (3.97 to 7.93 meq/L). Ammonium varied from the detection limit to 0.177 meq/L while nitrate varied from 0.048 to 0.322 meq/L.

In the sampled wastewater, the ammonium concentration was very high while the nitrate was lower. In comparison, the nitrate was the dominant species in the lysimeter water samples while the ammonium concentration was lower. This is due to the transformation of ammonium to nitrate during nitrification that occurs in the non-saturated zone. In addition to this, it is inferred that the diminution of ammonium is due to its fixation in biomass and subsequent assimilation, as well as to volatilization processes.

The lysimeter zone is out of the reach of roots where nitrate cannot be absorbed by plants and instead leaches into the soil profile. Nitrate easily migrates into groundwater as the negative charge of the nitrate ion does not allow for retention by soil particles. On the other hand, the ammonium ion can be removed from solution by cationic interchange. In the groundwater the nitrate concentration will be higher than that of ammonium due to the process of nitrification.

1. INTRODUCCIÓN

En regiones áridas y semiáridas del mundo donde el agua es escasa, el uso de agua residual se convierte en una importante alternativa para la producción agrícola volviéndola un recurso de gran importancia para el desarrollo socioeconómico.

A nivel mundial, después de la República Popular de China, México es el segundo país en el mundo que más agua residual emplea para el desarrollo de actividades agrícolas (Fig 1.1) y en América Latina, es la nación con más hectáreas bajo riego (IWMI, 2010).

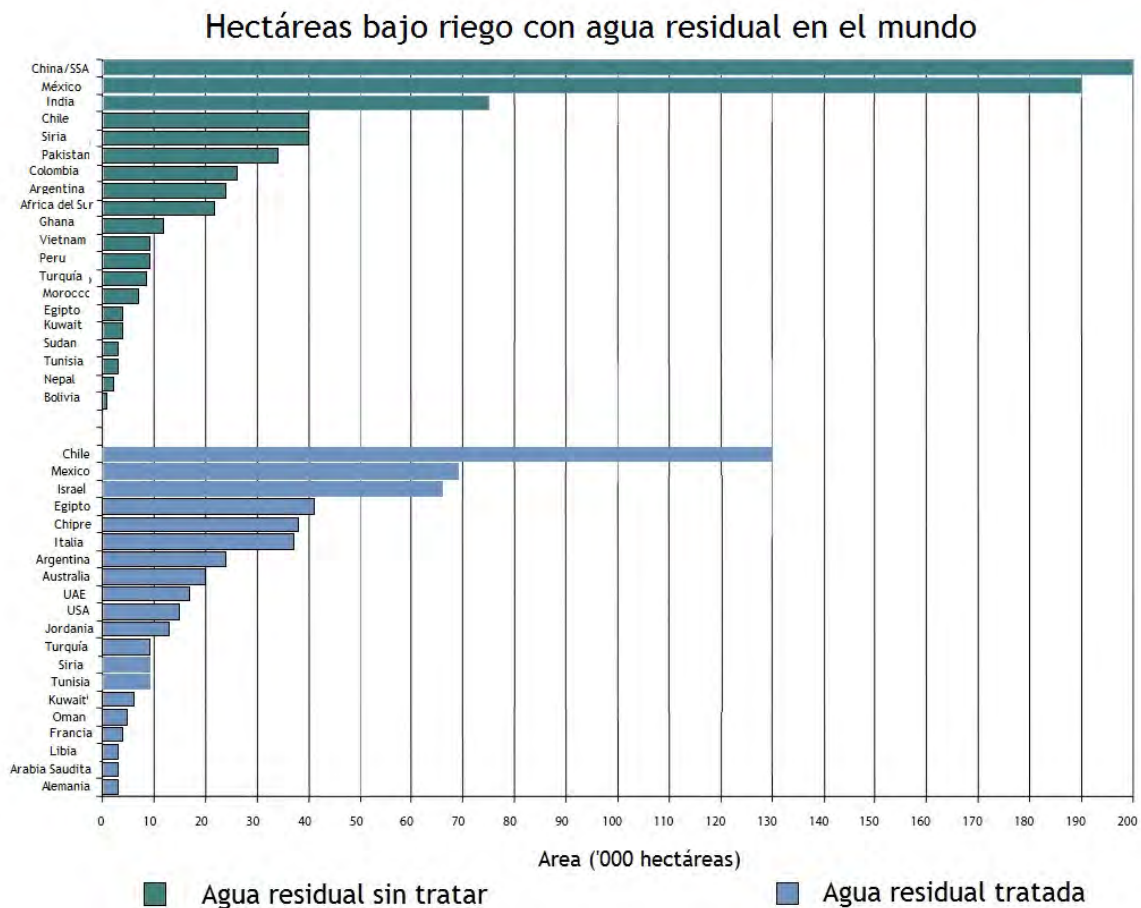


Fig. 1.1. Hectáreas bajo riego con agua residuales en el mundo. Tomado y modificado de IWMI (2010).

Actualmente, el Valle del Mezquital, Hidalgo (Fig. 1.2), es el campo agrícola más extenso en el mundo bajo riego con aguas residuales; tiene una extensión aproximada de 100 000 ha regadas con aguas negras provenientes de la Ciudad de México ($5 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{año}$) (Garza Almanza, 2000). La aplicación total de agua varía de 1.5 a 2.2 m/ha-año, de acuerdo con los requerimientos del cultivo, textura del suelo, profundidad y disponibilidad de agua a lo largo del año (Jiménez *et al.* 2004).

El agua residual contiene altas concentraciones de sólidos orgánicos e inorgánicos que se encuentran disueltos y/o suspendidos, entre los cuales tenemos: materia orgánica, hidrocarburos,

detergentes, metales pesados, fármacos, iones, y nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio (Helmer y Hespagnol, 1997; BGS, 1998).

El uso de aguas residuales para la producción agrícola puede incrementar el contenido de materia orgánica y de nutrientes en los suelos, lo cual contribuye a mantener o mejorar la fertilidad del suelo, sin embargo, también puede causar efectos nocivos que deterioren su calidad debido al alto contenido de sales y metales pesados. Por otro lado, la presencia de microorganismos como coliformes fecales pueden causar serios problemas a la salud humana (Ramón *et al.* 2009)

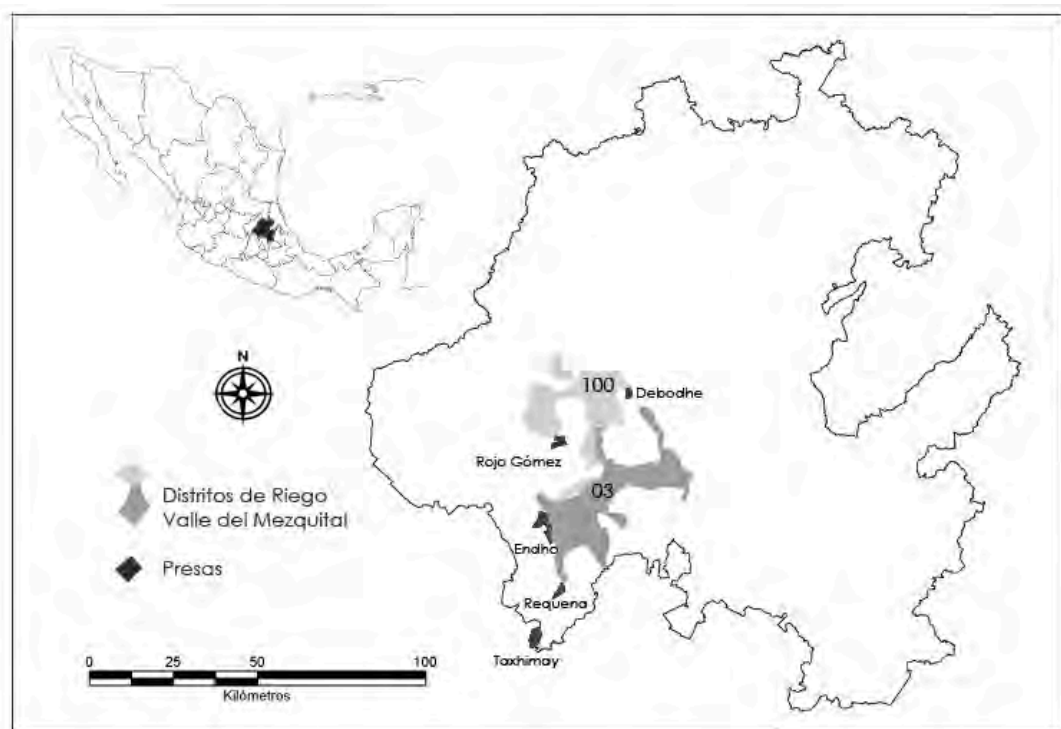


Fig. 1.2. Distritos bajo riego del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.

Un problema del aporte de nitrógeno por el agua residual es que las demandas con respecto al N y los aportes por el agua no siempre coinciden con los requerimientos del cultivo. El exceso de N, además de ser perjudicial para las plantas puede lixiviarse en forma de nitrato y contaminar las aguas subterráneas, además de constituir una pérdida económica (Vivanco Estrada, 2001).

El nitrógeno, especialmente en la forma de nitrato, tiene relevancia ambiental y puede ser perjudicial para la salud ya que la ingestión de aguas con alto contenido en nitrato tiene efectos tóxicos y puede desencadenar un trastorno sanguíneo ya que el cuerpo no puede renovar la hemoglobina y producir una enfermedad denominada metahemoglobinemia (Perdomo *et al.* 2001).

Por otro lado, el riego prolongado con agua residual puede tener impacto directo sobre el agua subterránea y en algunos casos, los grandes volúmenes de agua aplicados pueden llegar a modificar el funcionamiento hidrogeológico local y regional como es: cambiar el régimen de flujo, incrementar la recarga inducida, crear nuevas zonas de descarga; pero sobre todo, alterar la calidad del agua subterránea (BGS, 1998).

1.1 Objetivo

Estudiar las transformaciones que presenta el nitrógeno en forma de amonio proveniente del agua residual durante los periodos de riego, en particular, las transformaciones a nitrato durante su movimiento en la zona no saturada hacia el acuífero en las inmediaciones de Tlahuelilpan, Hidalgo.

1.2 Hipótesis

La concentración de amonio proveniente del agua residual y la presentes en el agua subterránea; muestran que, durante la infiltración del agua y su movimiento a través de la zona no saturada hacia el acuífero, están ocurriendo procesos de transformación de nitrato a amonio; es decir, procesos de nitrificación.

1.3 Marco teórico

1.3.1 Ciclo del Nitrógeno

El nitrógeno contenido en la atmósfera es relativamente inerte y no puede ser utilizado por las plantas sin que previamente se combine con algún otro elemento tal como: oxígeno, carbono, o hidrógeno (Thompson y Troeh, 1988).

Hasta un 95% del nitrógeno es transformado mediante procesos bioquímicos tales como: fijación, nitrificación, asimilación, amonificación inmovilización y desnitrificación (Fig. 1.3).

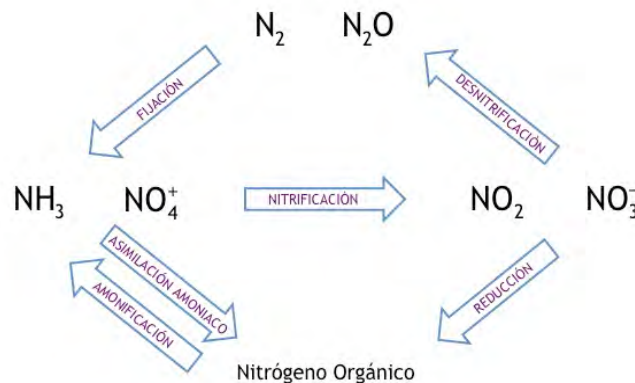


Fig. 1.3. Transformaciones de nitrógeno en la biosfera (Jacobson *et al.* 2000).

Fijación

La fijación del nitrógeno es el proceso mediante el cual el N_2 atmosférico reacciona con algún otro elemento para formar cualquier compuesto orgánico nitrogenado (Fig. 1.3). Este proceso se lleva a cabo en la naturaleza gracias a la acción de microorganismos principalmente bacterias y cianobacterias que se encuentran en el suelo y en ambientes acuáticos, las cuales, utilizan el nitrógeno como fuente de energía para su metabolismo (Jacobson *et al.* 2000).

La fijación se da por medio de la conversión de nitrógeno gaseoso (N_2) en amoníaco (NH_3) o nitratos (NO_3^-) y los microorganismos utilizan una enzima denominada nitrogenasa para su descomposición. La nitrogenasa sólo funciona en medios reductores por lo tanto, las bacterias requieren zonas con ausencia de oxígeno (Burt *et al.* 1993; Bacon 1995).

Nitrificación

La nitrificación es un proceso complejo que ocurre tanto en el suelo como en superficies acuosas y consiste en la oxidación del amonio (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-) teniendo el nitrito como producto intermedio (NO_2^-).

La nitrificación es realizada en dos pasos por diferentes bacterias. Primero, las *Nitrosomonas* oxidan el amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-) mediante la reacción:



Posteriormente, las *Nitrobacterias* convierten el nitrito (NO_2^-) en nitrato (NO_3^-) mediante:



Ambos grupos de bacterias son quimotroficas y utilizan la oxidación como un medio para producir energía (Novotny, 2003)

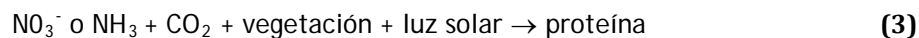
La conversión de NO_2^- a NO_3^- (2) es más rápida que la transformación de NH_4^+ a NO_2^- (1); consecuentemente muy poca cantidad de nitrito (NO_2^-) es acumulado en los suelos y sedimentos (Custodio y Llamas, 1983; Novotny, 2003).

Los nitratos al no poder ser retenidos a las superficies del suelo por intercambio iónico permanecen en solución y pueden ser movilizados y transportados fácilmente con el agua que percola hacia el agua subterránea (Burt *et al.*, 1993; Werner y Morgan, 1996; Novotny, 2003).

En la nitrificación se puede producir N_2O como producto secundario, el cual es liberado hacia la estratosfera y participa activamente en la destrucción de la capa de ozono (Fig. 1.3) (Werner y Morgan, 1996).

Asimilación

La asimilación es el proceso mediante el cual las plantas absorben a través de sus raíces nitrato (NO_3^-) o amoníaco (NH_3) producto de la nitrificación (Fig. 1.3) de la siguiente forma (Jacobson *et al.*, 2000):



Estas moléculas son incorporadas como parte de la biomasa a las proteínas y ácidos nucleicos de las plantas. Cuando los animales consumen los tejidos de las plantas, de igual manera, están asimilando nitrógeno.

Amonificación

Es el aporte de compuestos orgánicos nitrogenados en forma de amonio (NH_3) al suelo (Fig. 1.3). Ocurre cuando los organismos producen desechos que contienen nitrógeno como la orina (urea), descomposición de restos de plantas, animales y materia orgánica.

Las bacterias presentes en el agua y el suelo liberan el nitrógeno al medio mediante la ruptura bioquímica de proteínas (Novotny, 2003) y se puede expresar de la siguiente manera:



Inmovilización

Es el proceso contrario a la mineralización (Fig. 1.3), por medio del cual, las formas inorgánicas: amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) son asimiladas y convertidas por los microorganismos presentes en el suelo a formas orgánicas y constituir la biomasa microbiana (Bacon, 1995).

El suelo y los parámetros ambientales controlan la tasa de mineralización, nitrificación e inmovilización y, a su vez, estos procesos son controlados por los microorganismos del suelo y todos aquellos parámetros que afecten la actividad biológica tales como: tipo de suelo, temperatura, contenido de humedad, capacidad de aireación y pH (Burt *et al.* 1993; Bacon, 1995).

Parte del N del suelo es disuelto y se mueve rápidamente dentro de la solución del suelo hacia el agua subterránea. Una significativa cantidad de los compuestos nitrogenados en especial NH_4^+ pueden ser inmovilizados, sin embargo, el nitrato siempre se encuentra móvil (Novotny, 2003).

Entre los procesos de fijación se pueden mencionar:

- Fijación de amonio a minerales arcillosos.
- Fijación de amonio a sustancias derivadas de lignina en la materia orgánica.
- Reacciones de aminoácidos derivadas de plantas y síntesis microbianas.
- Inmovilización biológica la cual involucra la asimilación de NH_4^+ por bacterias heterotróficas.

Relación C:N

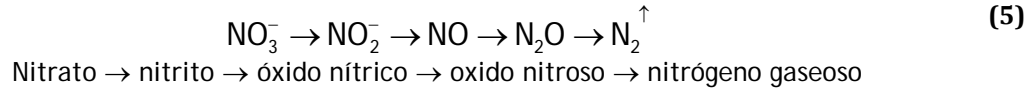
Las propiedades químicas y físicas de la materia orgánica pueden influir en las reacciones de mineralización-inmovilización que ocurren en el suelo, entre las propiedades más importantes se encuentra la relación Carbono-Nitrógeno (C:N).

Los compuestos orgánicos que son ricos en C y bajos en N ($\text{C:N} > 25:1$) como la composta pueden proveer largas fuentes de energía para los microorganismos del suelo causando la inmovilización del N y la saturación en la solución del suelo con N inorgánico; de este modo, la población microbiana se incrementará así como su biomasa y la lixiviación de NO_3^- se reduce (Bacon, 1995).

Por otro lado cuando se tiene una relación baja en C:N como el presente en el estiércol de aves pueden mineralizar rápidamente; los suelos involucrados deben ser sujetos a un manejo cuidadoso para sincronizar la disponibilidad de N con los requerimientos de las plantas y prevenir que el lixiviado de NO_3^- (Bacon, 1995).

Desnitrificación

La desnitrificación consiste en la reducción de nitrato (NO_3^-) a cualquier especie de nitrógeno en forma de gas (Fig. 1.3). Es llevada a cabo por bacterias que revierten el proceso de fijación del nitrógeno, regresándolo a la atmósfera en forma de gas de la siguiente manera:



La desnitrificación ocurre bajo condiciones anóxicas. Cuando el agua rellena los poros vacíos en el suelo y en condiciones de mucha humedad, la falta de oxígeno obliga a ciertos microorganismos a emplear nitrato en vez de oxígeno para su respiración. Sin embargo, algunas plantas tienen la habilidad de transferir oxígeno hacia las raíces y crear zonas aerobias cercanas a éstas (Novotny, 2003).

Es el proceso que por excelencia moviliza de manera eficiente el exceso de nitrógeno de los suelos (Novotny, 2003). Sin embargo la desnitrificación es un proceso mediado por la acción de las bacterias por lo tanto no es reversible. El N_2 no puede ser nuevamente oxidado a NO_3^- mediante la actividad biológica es decir, la trayectoria de transformación del N_2 a NO_3^- deberá comenzar nuevamente desde la fijación del N_2 hasta la nitrificación (Stumm y Morgan, 1996).

La desnitrificación es el proceso que por excelencia moviliza de manera eficiente el exceso de nitrógeno. En suelos irrigados con aguas residuales generalmente se incrementa el potencial de pérdida de nitrógeno por desnitrificación. Se incrementa la capacidad del suelo de mantener humedad y la rápida descomposición microbiana de la materia orgánica agota el O_2 presente en los poros del suelo creando las condiciones anaeróbicas necesarias para la desnitrificación (Bacon, 1995).

La desnitrificación tiene efectos adversos al ambiente. Los productos intermedios de la misma (NO_2^- y N_2O) no solo provocan lluvia ácida; gradualmente se difunden hacia la atmósfera donde son catalizados por la luz solar y afectan la capa de ozono; reduciendo la capacidad de la misma para funcionar como barrera contra la radiación UV (Bacon, 1995; Stumm y Morgan, 1996).

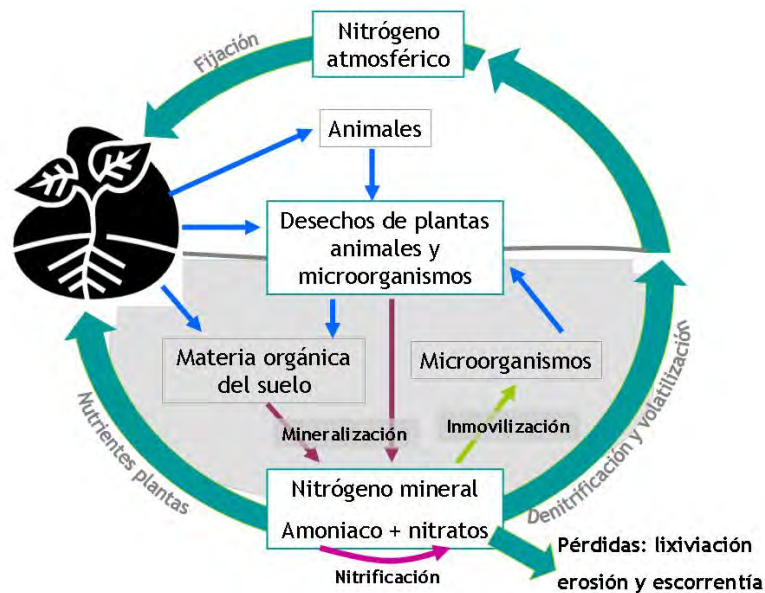


Fig. 1.4 Ciclo del nitrógeno (adaptado de Bacon, 1995).

1.3.2 Exceso de nitrógeno

La aplicación excesiva de N puede incrementar el riesgo de pérdida de N. En la zona no saturada ocurren diversos procesos (Fig. 1.4). El nitrógeno puede salir del sistema mediante volatilización. El nitrógeno mineral puede ser utilizado como alimento por las planta, inmobilizado y posteriormente mineralizado o, pueden ocurrir procesos de desnitrificación. Los nitratos serán acumulados temporalmente en la zona radicular o lixiviados fuera de la misma, dependiendo de las condiciones de agua y contenido de oxígeno que prevalezcan (Bacon, 1995; Canter, 1996).

Debido a la baja capacidad de la mayoría de los suelos para retener aniones, el N en forma de NO_3^- puede ser transportado hacia el agua subterránea mediante lixiviación (Fig. 1.5). En general, cualquier flujo de agua a través del perfil del suelo puede ocasionar lixiviación de nitratos; sin embargo, la magnitud del proceso es proporcional a la concentración de NO_3^- en la solución del suelo y a la cantidad de agua involucrada (Bacon, 1995).

El agua involucrada en la lixiviación, puede provenir de la agua de lluvia o de la irrigación. Si el agua se infiltra, ésta se moverá uniformemente a través del suelo o a través de zonas con flujo preferencial (Bacon, 1995).

La lixiviación de NO_3^- tiene consecuencias económicas y ambientales. La pérdida de nitrato por lixiviación por debajo de la zona de influencia de las raíces representa pérdidas en la cantidad de nutrientes disponibles para las plantas y por consiguiente incrementa los costos en la agricultura. Por otro lado, si el nitrato alcanza el agua subterránea puede desencadenar dos problemas ambientales: (1) si el agua contaminada llega a ser ingerida por animales o humanos las altas concentraciones de nitrato se puede asociar a severos problemas de salud, siendo el mas serio la metahemoglobinemia en infantes (deficiencia de O_2 en la sangre); (2) si el agua subterránea descarga a cuerpos de agua, a largo plazo puede contribuir a la eutrofización (Bacon, 1995).

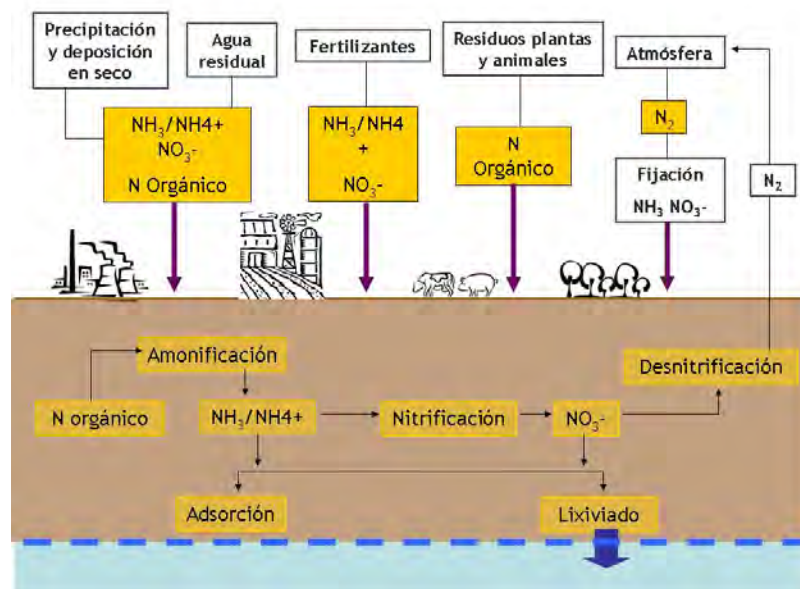


Fig. 1.5. Ciclo del nitrógeno a través del suelo y zona no saturada hasta el agua subterránea (modificado de Canter, 1996).

Foster y Bath (1983) estudiaron la zona no saturada de una parcela agrícola en un sitio cercano a Cambridge, Inglaterra. El campo fue sembrado durante el periodo de 1960 a 1980 mediante la aplicación de fertilizantes inorgánicos. Se observó que en los primeros metros la concentración de nitrato era mayor a los 1100 kg/nitrato/hectárea lo cual favorecía la lixiviación del mismo de la zona no saturada. Las tasas de movilización se incrementaban: conforme las practicas de

agricultura fueron mas intensas, se incrementaba la fertilización ó se incrementaba la infiltración (Canter, 1996).

Nitrato en el agua subterránea

El nitrógeno, en particular en forma de nitrato, es el contaminante más común presente en el agua subterránea. La agricultura es considerada como la fuente antropogénica de nitrato más sustancial (Hatfield y Follett, 2008). Sin embargo, el nitrato también puede provenir del uso de agua residual para riego, descomposición de materia orgánica vegetal y animal, precipitación y deposición seca (Canter, 1996).

En contraste con otros contaminantes inorgánicos, el nitrógeno no puede ser absorbido al suelo por lo cual es fácilmente transportado hacia el agua subterránea (Novotny, 2003).

Las fuentes de nitrato en el agua subterránea pueden ser divididas en cuatro categorías:

1. **Fuentes naturales:** el nitrógeno proveniente del material geológico puede ser movilizado y lixiviado hacia el agua subterránea de manera natural.
2. **Materiales de desecho:** Abono animal, desechos provenientes de fosas sépticas y aguas residuales de los municipios, industrias y casas.
3. **Agricultura.** Pérdidas de nitrato debido al excesiva aplicación de fertilizantes, deficiente absorción de nitrógeno por los cultivos y mineralización del mismo.
4. **Irrigación en la agricultura.** Debido a la irrigación la cual, incrementa la lixiviación de los nitrato cuando hay exceso de nitrógeno disponible.

Aunque el nitrato es la principal forma presente en el agua subterránea, también puede encontrarse nitrógeno disuelto como nitritos (NO_2^-), amoníaco (NH_3^+), nitrógeno (N_2) y óxido de nitrógeno (N_2O). En algunos casos se combina el valor del NO_3^- y NO_2^- y se reporta sólo como nitrato debido a que el nitrito está presente en concentraciones muy pequeñas, además de ser el producto intermedio entre la nitrificación y desnitrificación, lo que lo vuelve muy inestable (Burt *et al.* 1993; Hatfield y Follett, 2008).

La contaminación por nitrato en el agua subterránea ocurre cuando la concentración del mismo excede a los límites permitidos y/o atribuidos a condiciones naturales. En condiciones normales, la concentración de nitrato suele ser muy pequeña e incluso no presentarse con frecuencia sin embargo, durante las últimas décadas el nitrato se ha convertido en el principal contaminante del agua subterránea asociado a la actividad humana (Hatfield y Follett, 2008).

Se han reportado una gran cantidad de acuíferos con concentraciones alta de nitrato (Hatfield y Follett, 2008). Para acuíferos que no han sido afectados por la actividad humana la concentración de nitrato suele ser menor a 10 mg/L (Feth, 1996) sin embargo, en casos específicos los valores naturales o de fondo suelen diferir siendo menores como el caso de Ohio de 0.2 mg/L (Baker *et al.* 1989) o demasiado superiores como el de 100 mg/L en Sahel, África (Edmunds y Gaye, 1997). Para el caso de México la NOM-127 (1994) establece que el límite máximo permisible de nitrato como nitrógeno en el agua subterránea es de 10 mg/L.

La dinámica de los nitrato en agua subterránea suele ser compleja, incluso en sistemas hidrogeológicos sencillos, la relación entre nitrato-agricultura-superficie así como las transformaciones de los mismos afectan la calidad del agua subterránea a través del tiempo (Hatfield y Follett, 2008).

Se ha documentado que el uso continuo de fertilizantes incrementa la concentración de nitrato en el agua subterránea, como en el caso del Valle de San Joaquín, California, donde durante el periodo de 1950 a 1980, el uso de fertilizantes nitrogenados aumentó de 51,756 a 338,230 m^3 por año. Lo cual ha tenido como consecuencia directa el incremento de la concentración de nitrato

en el agua subterránea, que incrementó de 2 a 5 mg/l en el mismo periodo de tiempo (Hatfield y Follett, 2008).

Por otro lado, se ha documentado que los nitratos muestran variaciones conforme se incrementa la profundidad. En un estudio realizado en zonas cultivadas de Karup Dinamarca, se encontró que la concentración de nitrato en pozos era de 5 a 25 mg/L en la zona saturada y mientras que, la profundidad se va incrementando, la concentración de nitrato va disminuyendo incluso hasta llegar a valores cercanos a cero (Canter, 1996).

Un factor que contribuye en gran medida a la vulnerabilidad de los acuíferos es la irrigación con aguas residuales. En regiones donde ésta práctica va en incremento como en Asia o México, se observa que el acuífero se vuelve mas vulnerable a la contaminación por lixiviación de nitratos (Hatfield y Follett, 2008).

En México se encuentra el Valle del Mezquital, Hidalgo y es la zona con mayor extensión territorial que se ha encontrado bajo riego con aguas residuales durante los últimos 100 años (Gutiérrez Ángeles y Silva de la Rosa, 1998). Considerando que las aguas residuales pueden tener un contenido de nitrógeno de 20 a 40 mg/L (Vivanco-Estrada, 2001); de acuerdo a Gutiérrez Ángeles y Silva de la Rosa (1998) la mayoría de los pozos dentro del valle tienen concentraciones de nitrógeno total que varían desde los 14 hasta los 19.3 mg/l y según la BGS et al., (1998) el contenido oscila entre 1.6 y 14.7 mg/l. En algunos casos éstos valores llegan a sobrepasar los límites máximos permisibles de $\text{NO}_3^- \text{N}$ de 10mg/l estipulados por la NOM-127 (1994).

1.3.3 Nitratos y salud

Las proteínas son esenciales en la dieta del humano y éstas se obtienen a partir de la sintetización de los aminoácidos. A diferencia de las plantas el humano no es capaz de digerir las formas simples del N por lo tanto, depende de que las plantas sintetizen los aminoácidos en proteína, la cual puede ser ingerida directamente a través del consumo de productos animales o vegetales (Hatfield y Follett, 2008).

Lamentablemente mediante la ingesta de agua contaminada, el N puede ser absorbido en forma de nitrato, nitrito e incluso compuestos N-nitrosos, de donde es fácil que éstos compuestos sean adsorbidos por el intestino. El riesgo principal asociado al consumo de NO_3^- proveniente de agua contaminada es el desarrollo de *metahemoglobinemia* (Hatfield y Follett, 2008).

Metahemoglobinemia

El hierro contenido dentro de la hemoglobina en los glóbulos rojos de la sangre se encuentra en estado reducido (ferroso), cuando éste se oxida a férrico, la hemoglobina resultante se identifica con el acrónimo MHb (Hatfield y Follett, 2008).

La MHb de manera natural llega a estar presente en el cuerpo en muy bajas concentraciones, aproximadamente 1% del total de hemoglobina. De este modo, los glóbulos rojos tienen mecanismos para prevenir la oxidación e incluso, son capaces de convertir a la MHb de vuelta a hemoglobina no obstante, con el paso del tiempo esta habilidad se va perdiendo (Hatfield y Follett, 2008).

Aunque la MHb es un producto normal del metabolismo del cuerpo, la metahemoglobinemia es una enfermedad que ocurre en condiciones anormales de la concentración de MHb, lo cual, afecta el transporte de oxígeno en el cuerpo. Una de las manifestaciones mas evidentes de la metahemoglobinemia es la cianosis, donde la piel comienza a verse de color azulado debido a la deficiencia de oxígeno en la sangre. La metahemoglobinemia en niños se denomina "síndrome del bebé azul" y es evidente cuando los niveles de MHb llegan a ser del 5 al 10% de la hemoglobina total (Hatfield y Follett, 2008).

La mayor parte de los casos de metahemoglobinemia se presentan cuando se ingiere agua con concentraciones mayores a 45 mg/L de nitrato; sin embargo, algunos autores han establecido que la concentración se incrementa considerablemente cuando se hierve el agua para su potabilización y posterior ingesta aunque la mayor cantidad de casos se presentan en infantes (Hatfield y Follett, 2008).

Por otro lado, algunos problemas ambientales relacionados con el nitrato se mencionan a continuación (Bacon, 1995):

1. Eutrofización del agua por la sedimentación de nitrógeno orgánico o nitrato soluble.
2. Formación de ácido nítrico en la atmosfera por el óxido nitroso emitido del suelo, resultando en "lluvia ácida".
3. Foto-oxidación del ozono estratosférico por el óxido nitroso, lo cual incrementa la radiación UV que incide en la superficie terrestre aumentando el riesgo de desarrollar cáncer de piel así como afectar directamente en el cambio climático (Bacon, 1995).

2. Antecedentes

2.1 Usos del agua residual en el Valle del Mezquital

El agua residual es generada a partir de fuentes domésticas e industriales así como del escurrimiento superficial. El agua residual de origen doméstico se genera en las zonas residenciales, comerciales, institucionales y recreativas. En el medio rural, los efluentes y sistemas de recolección de aguas pluviales son menos comunes. Los problemas de manejo de agua residual se encuentran asociados a patógenos en la materia fecal (Helmer y Hespanhol, 1997).

El agua residual se caracteriza por poseer una alta carga de diversos contaminantes: materia orgánica, microorganismos patógenos, nutrientes (N y P), micro contaminantes, metales pesados, compuestos orgánicos y sólidos disueltos entre otros; los cuales, causan efectos negativos en los ambientes donde son descargados. Por otro lado, el tratamiento del agua residual se vuelve una tarea complicada debido a que se requieren prácticas específicas para remover los distintos contaminantes (Helmer y Hespanhol, 1997).

Por lo anterior, el reuso del agua residual puede brindar beneficios económicos e incrementar la productividad en las zonas donde los cultivos se limitaban a las temporadas de lluvias. Un buen ejemplo es el caso del Valle del Mezquital (Helmer y Hespanhol, 1997).

El Valle del Mezquital es, la zona con mayor extensión territorial bajo riego con agua residual durante tantas décadas en México. (Gutiérrez Ángeles y Silva de la Rosa, 1998).

Por sus condiciones climatológicas el Valle de Tula carece de agua para la agricultura. En cambio, con el propósito de evitar inundaciones y desalojar el agua residual del Valle de México; hacia finales del siglo XVIII el excedente del agua de lluvia y el agua residual comenzaron a ser desalojado y fue enviado hacia el Valle del Mezquital mediante la construcción de grandes obras de ingeniería (Jiménez *et al.* 2004).

El agua residual de la ciudad de México que es enviada al Valle del Mezquital de acuerdo con Ramírez-Fuentes *et al.* (2002) es de origen municipal e industrial, de color amarillo-verdoso, olor fétido; posee un pH alcalino (8.4) y tiene una alta conductividad eléctrica entre el rango de 0.75 y 2.3 mS/cm atribuida a la gran cantidad de sales disueltas que contienen. Es rica en compuestos orgánicos, alta en coliformes fecales, detergentes y materia orgánica. El catión dominante es sodio (8.9 meq/L), seguido por el calcio (2.7 meq/L); en cuanto a aniones los iones de mayor concentración son el bicarbonato (4.84 meq/L) y cloruro (6.43 meq/L); mientras que las concentraciones de nitrato son insignificantes.

2.2 Crónica de los proyectos de drenaje para la Ciudad de México

El Valle de México está situado en la parte meridional y más alta del Altiplano Mexicano. Geográficamente está limitado por cordilleras, por lo que no existe una salida natural para las aguas provenientes de las lluvias, escurrimiento superficial así como las de desecho. Estas características han provocado que a lo largo de la historia se hayan realizado diversas obras hidráulicas con el fin de evitar catástrofes como inundaciones y epidemias. Y a la vez, funcionan para canalizar el agua para el aprovechamiento de los asentamientos humanos para su uso en la agricultura, ya que ese recurso hídrico es altamente valorado debido a su contenido de materia orgánica (CNA, 2003).

En 1607, con la finalidad de sacar el agua residual fuera del valle, se comenzó la construcción del Tajo de Nochistongo, obra con la cual se cruzó el parteaguas mediante un túnel de cerca

de 7 km de longitud, en el municipio de Huehuetoca, Estado de México; y de éste modo, drenar el agua hacia la cuenca del río Tula. Sin embargo, la falta de revestimiento en la galería del túnel ocasionó varios derrumbes que lo dejaron inservible por muchos años. En 1789, se retomó el proyecto, y en lugar de reparar el túnel, se realizó un tajo a cielo abierto el cual aunque sirvió durante algún tiempo para librar a la ciudad de las inundaciones, sin embargo, pronto comenzó a ser insuficiente (Domínguez 2000; CNA 2003).

En 1885 se propuso la apertura de un canal de 39.5 km de longitud que partiría desde el lago de Texcoco y se uniría con un túnel de 10 km que daría salida al agua del Valle de México a través del río Salado, en Tequixquiac, Estado de México. El "Gran Canal" o "Canal del Desagüe" constituyó la segunda salida artificial para el drenaje del Valle de México y fue terminada en el año 1900. En 1962 se inauguró el Túnel Emisor Poniente, con el cual se evitaría la sobrecarga del Gran Canal de Desagüe (Domínguez, 2000; CNA 2003).

En 1967, comenzó la construcción del Drenaje Profundo integrado actualmente por un Emisor Central y nueve Interceptores, con una longitud total de 153.3 kilómetros y para 1975, la obra se convirtió en el componente principal del actual Drenaje Profundo.

El Emisor Central tiene una longitud de 50 kilómetros, inicia en Cuauhtepac, en la Delegación Gustavo A. Madero y concluye en el Valle del Mezquital, en el estado de Hidalgo. El túnel descarga en el río El Salto, afluente del Tula, y continúa hasta el Distrito de Riego 03, del Valle del Mezquital. Tiene una capacidad máxima de 200 metros cúbicos por segundo, su profundidad mínima es de 50 metros y su máxima es de 237 metros.

Desde su concepción, el drenaje maneja aguas pluviales; sin embargo, a partir de 1992, como resultado de la pérdida de nivel del Gran Canal, se conduce el agua residual que recibe del interceptor oriente y del central. Actualmente, el Sistema de Drenaje Profundo cuenta con el Emisor Central, Interceptor Central, Interceptor Centro-Centro, Interceptor Oriente, Interceptor Centro-Oriente, Interceptor del Poniente, Interceptor Iztapalapa, Interceptor Obrero Mundial, Interceptor Oriente Sur y Canal Nacional-Canal Chalco.

2.3 Historia del uso del agua residual

El agua que llegaba al Valle comenzó a ser aprovechada de forma oficial en 1989 para la generación de energía eléctrica, mientras que existen registros de que el riego con aguas residuales inició de manera informal en 1896 en las inmediaciones de Tlaxcoapan, Tlahuelilpan y Mixquiahuala; para esta primera etapa, el agua era transportada únicamente por el Río Salado (BGS, 1998 Jiménez *et al.* 2004;).

Sorprendentemente, el empleo del agua residual mejoró la economía de la región y para 1920 se implementaron programas de desarrollo de infraestructura para distribuir y regular el flujo de agua residual para la agricultura. La construcción de la presa Requena, la primera en el área, estuvo terminada para 1926 con una capacidad de 71 Mm³; posteriormente en 1936 el sistema de flujo fue complementado con la construcción de las presas Taxhimay con una capacidad de 50 Mm³ y la presa Endho de 182 Mm³. Para 1938 la mayor parte del área entre Tula y Mixquiahuala se encontraba bajo riego; la cual forma parte del Distrito de Riego 03 (BGS, 1998; Jiménez *et al.* 2004;).

Con la construcción del Emisor Central en 1975 el área bajo riego continuó creciendo hacia la parte este hasta 1964; subsecuentemente fue necesario se desarrollarán construcciones que incluyeran mayores canales de abastecimiento que cubrieran la parte sur (BGS, 1998).

El Valle del Mezquital recibe aproximadamente 70% del agua residual que se produce en la Ciudad de México y son utilizadas para regar 85000 ha, las cuales, se encuentran distribuidas dentro de 3 distritos de riego: el 03 Tula, 100 Alfajayucan y 25 Ixmiquilpan. Éste efluente, constituye la principal fuente de agua y sustenta la producción agrícola de la zona, la cual, de manera natural tiene una limitación en el abastecimiento del agua (BGS, 1998).

2.3.2 La Agricultura en el Valle del Mezquital

Los habitantes del valle se dedican principalmente a actividades agrícolas, complementándose con la producción ganadera, actividades que tienen como eje el uso de agua residual, de este modo, el estándar de vida de la población que no tiene acceso al uso del agua residual para el riego es mucho menor al que si puede disponer de ésta (Helmer y Hespanhol, 1997).

El agua es altamente valorada por los agricultores debido a que, desde el punto de vista económico y de fertilidad, mejora la calidad del suelo y por su fuerte carga de nutrientes permite aumentar la productividad a un bajo costo (Helmer y Hespanhol, 1997). Sin embargo, por su contenido de organismos fecales, metales pesados y fármacos constituye un riesgo para la salud de los agricultores y consumidores de esos productos (BGS *et al.* 1998).

En suelos agrícolas que se encuentran regados con agua residual, las láminas de riego pueden llegar a aportar desde 200 kg hasta 600 kg de nitrógeno anual por hectárea (Vivanco-Estrada *et al.* 2001; Rivera Vázquez *et al.* 2002). Sin embargo, el aporte proveniente del agua de riego es mayor y muchas veces rebasa los requerimientos por parte de los cultivos, lo que favorece que el excedente se lixivie hacia el agua subterránea (Rivera Vázquez *et al.* 2002)

Considerando que el contenido de nitrógeno total es de 20 a 40 mg/L en el agua residual (Vivanco-Estrada, 2001); mientras que la mayoría de los pozos dentro del valle extraen agua con concentraciones de NO_3^- que varían desde los 14 hasta los 19.3 mg/l (Gutiérrez Ángeles y Silva de la Rosa, 1998); 1.6 y 14.7 mg/L (BGS *et al.*, 1998). Algunos de los valores determinados llegan a sobrepasar los límites máximos permisibles, de 10 mg/L estipulados por la NOM-127 (1994).

La diferencia entre las concentraciones de nitrato proveniente del agua residual y las presentes en el agua subterránea hace pensar que en su paso hacia el acuífero, están ocurriendo procesos de transformación los cuales, impiden que grandes concentraciones de nitrato se movilice hacia el acuífero. Es necesario primero determinar y luego estudiar dichos procesos, para posteriormente poder determinar si la capacidad del medio de transformar o retener nitrato se puede perder o afectar su eficiencia.

2.4 Trabajos previos en el Valle del Mezquital

El Valle del Mezquital en una zona de gran interés para estudiar diversos procesos ambientales, por lo tanto, ha sido el sujeto de diversos estudios alrededor del uso del agua residual, agua subterránea, geología, entre otros, los cuales se mencionan a continuación.

Dentro de ésta área se han realizado múltiples investigaciones. En 1936, Díaz L. E., realizó un estudio geológico del Valle, en el cual determinó la geología, estratigrafía y agua superficial; posteriormente en 1992 el Consejo de Recursos Minerales realizó la monografía geológico-minera de la zona (COREMI, 1992).

El agua subterránea fue estudiada por Arenal (1985) quien definió la presencia de tres acuíferos en relación al comportamiento hidráulico y la geología general de la zona. Determinó tres facies hidrogeoquímicas: sódica-bicarbonatada, bicarbonatada y cálcica-bicarbonatada; siendo la primera la predominante en el área. Observó que existía la influencia del agua de riego principalmente en el acuífero localizado en terrenos volcánicos y en menor proporción, en el acuífero localizado en terrenos sedimentarios.

Gutiérrez Ángeles y Silva de la Rosa (1998) a partir de un muestreo de agua subterránea (pozos, norias y manantiales) y de la comparación de sus resultados con la Norma NOM-127-SSA1-1994 encontraron que en 26 de los 36 aprovechamientos analizados, no se cumple con la norma en por lo menos un parámetro químico, siendo los principales: nitrato, sodio, sólidos totales disueltos, cloruro y fluoruro. Los autores atribuyeron el alto contenido de nitrato en el agua subterránea (hasta 19mg/L) a la infiltración del agua residual hacia el acuífero. Posteriormente realizaron un modelo hidrogeoquímico con PHREEQC, en el cual únicamente

utilizaron los puntos de muestreo donde los valores de nitrato rebasaban la norma; encontraron que las especies acuosas que pueden formarse en las aguas residuales como en el subterránea son del tipo bicarbonatadas y sulfatadas; en ambos casos, únicamente difieren en la magnitud de la concentración, siendo mayores, en el agua subterránea.

El British Geological Survey (1998) realizó un estudio acerca del impacto del riego con agua residual en el agua subterránea dentro del Valle del Mezquital. Encontraron que el prolongado uso del agua residual ha modificado el régimen hidrogeológico en especial la recarga y el flujo del agua subterránea, favoreciendo la formación de un acuífero somero, producto de la excesiva infiltración. Encontraron que el este nivel acuífero aflora nuevos puntos de descarga en forma de manantiales y determinaron que el nivel estático del agua subterránea se localizaba entre los 60-80 m de profundidad y en las partes más someras llegó a ser menor a 10 m. La dirección preferencial de flujo es de sur a norte.

El NO_3^- y el cloruro son buenos indicadores del impacto de la infiltración del agua subterránea; el British Geological Survey (1998) encontró que tres cuartas partes de los pozos analizados excedieron los estándares permitidos para nitrato en el agua subterránea, con concentraciones de hasta $24\text{mg NO}_3^- \text{-N/L}$ mientras que para el caso del cloruro, una tercera parte de los pozos excedió el límite.

Vivanco-Estrada *et al.* (2001) mediante columnas inalteradas de suelo, estimaron el flujo de N_T en suelos regados durante diversos periodos de tiempo (0, 40 y 80 años) con agua residual. Determinaron *in situ* la volatilización y mineralización y la absorción de N de la planta; y en laboratorio la desnitrificación, fijación, mineralización y lixiviación. Encontraron que la volatilización y desnitrificación aumentan con el número de años de riego, así como que la desnitrificación fue mayor que la volatilización. Por otro lado determinaron que las pérdidas de N por estos procesos son superiores a la absorción por el cultivo, además no detectaron lixiviación.

Ramírez-Fuentes *et al.* (2002) estudiaron como la aplicación de agua residual a suelos por diversos periodos de tiempo afectaban la dinámica y mineralización de N. Encontraron que aunque incrementa la materia orgánica del suelo por el riego, la mineralización del N en el suelo es demasiado lenta como para proveer suficiente N inorgánico para mantener la producción de los cultivos, por lo que, la aplicación de fertilizantes inorgánicos ha sido una práctica frecuente. El riego con agua residual y la aplicación de fertilizantes inorgánicos, ha propiciado la lixiviación de nitrato hacia el agua subterránea. Las características de los suelos (capacidad de intercambio catiónico, distribución de las partículas, conductividad eléctrica, C inorgánico y pH) parecen no haberse deteriorado a pesar de los años bajo riego, sin embargo, la sodicidad, salinidad, C orgánico y N total se incrementaron.

Cervantes y Armienta (2004) integraron la información estratigráfica reportada por la Comisión Federal de Electricidad desde 1985, así como, la litología correspondiente a 29 pozos construidos tanto por la CFE como por parte de PEMEX. Realizaron un muestreo en manantiales, piezómetros y pozos con profundidades desde 5.40 m hasta 205 m.

Reportaron la dirección del flujo SE-NW hacia la parte sur del Valle y encontraron una discontinuidad en el gradiente hidráulico hacia las inmediaciones de Tlahuelilpan, la cual, adjudicaron a un probable fallamiento; y concluyeron que existe una fuerte relación entre el comportamiento hidrogeológico de la zona y el marco estructural. Por otro lado, reportaron concentraciones de nitrato de 4.3 mg/L a 12.5 mg/L en las zonas cercanas a las fallas; ellos concluyeron que la distribución del NO_3^- en el agua subterránea puede ser explicada por la infiltración de agua residual al acuífero a través de las fallas.

3. Medio físico

3.1 Localización

El Valle del Mezquital se localiza en la parte sur-occidental del estado de Hidalgo dentro del Valle de Tula (Fig. 2.1), en lo alto del Altiplano Mexicano y se extiende en una cuenca que colinda al sur con el Valle de México aproximadamente a 100 km (Jiménez *et al.* 2004).

El Valle del Mezquital cuenta con una superficie aproximada de 2365 km² entre los paralelos 19°54´ y 20°30´ de latitud norte y 99°22´ y 98°56´ longitud oeste a una altitud promedio de 1900 msnm.

El Valle del Mezquital está compuesto por tres Distritos de Riego: 03 Tula, 100 Alfajayucan y 25 Ixmiquilpan. Los distritos utilizan aguas residuales crudas para el desarrollo de la agricultura provenientes del área Metropolitana de la Ciudad de México. Para el caso del presente trabajo de investigación, la zona de estudio queda localizada en la parte sur del Distrito de Riego 03 Tula (Fig. 3.1).

3.2 Clima

El Valle del Mezquital tiene un clima semiseco a templado con una temperatura media anual del orden de 17 a 20°C; siendo los meses más calurosos de abril a mayo (Jiménez *et al.* 2004, Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

La precipitación media anual varía de 450 a 500 mm y la evapotranspiración de 1750 mm, la temporada de lluvias abarca de mayo a septiembre siendo los meses con mayor precipitación entre junio a septiembre propiciado el dominio de climas semi-secos y secos (Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998; Jiménez *et al.* 2004).

3.3 Suelos

Los suelos del Valle del Mezquital se clasifican como leptosoles, feozems y vertisoles. Los leptosoles son suelos poco profundos (0 a 30 cm), lo que limita el desarrollo de las raíces, la capacidad de retención de agua y el contenido de nutrimentos. Su capacidad productiva es baja pero puede llegar a ser moderada siempre y cuando se encuentren bajo riego y su fertilización sea la adecuada (Jiménez *et al.* 2004).

Los feozems son suelos de profundidad media, ricos en materia orgánica, de textura media y con capacidad productiva media a alta especialmente si se cuenta con riego. Los vertisoles son suelos profundos, de texturas medias a finas y contenidos medios a altos de materia orgánica; son los suelos más productivos de la zona, sin embargo, son vulnerables a ensalitrarse sobre todo si el agua de riego es rica en sales (Jiménez *et al.* 2004).

Los feozems y los vertisoles han sido los más utilizados para el desarrollo de la agricultura en el Valle del Mezquital por ser suelos profundos, con texturas medias a finas, así como por tener altos contenidos de materia orgánica.

3.1 Vegetación

La vegetación natural de la zona se limita a las partes montañosas y se compone de matorrales xerófilos principalmente mezquites (*Prosopis juliflora*) huizaches (*Acacia Farnesiana*), yucas (*Yucca sp.*) así como una gran variedad de cactáceas (Jiménez *et al.* 2004).

Los valles de la zona, están dedicados a la agricultura donde el maíz y la alfalfa representan de 60 al 80% de los cultivos, dependiendo del ciclo agrícola. En segundo término se cultiva avena, cebada, frijol y en menor proporción trigo y hortalizas (Jiménez *et al.* 2004).

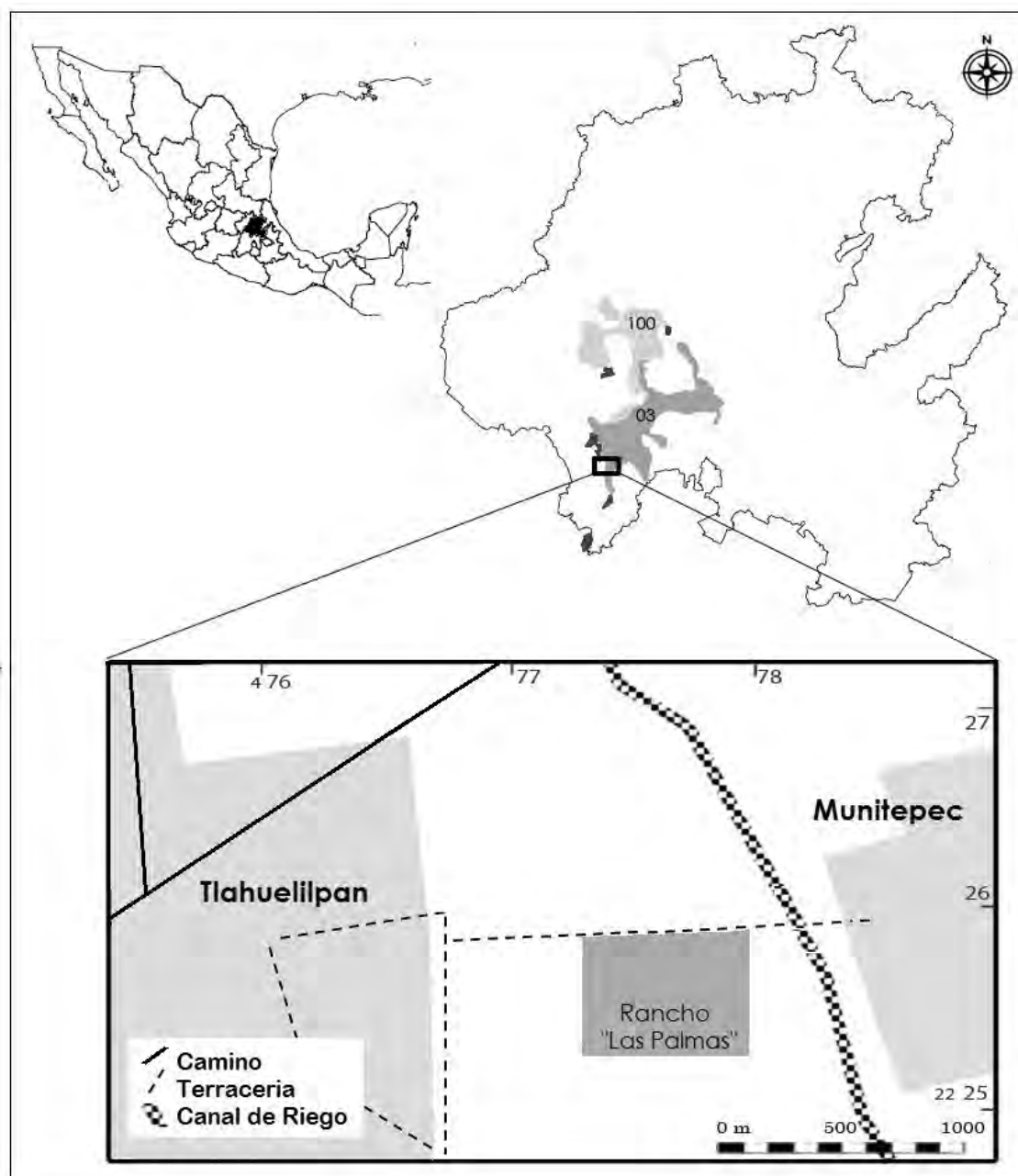


Fig. 3.1. Localización del área de estudio. Valle del Mezquital, México.

3.2 Fisiografía

El Valle del Mezquital (Fig. 3.1) se encuentra ubicado en la parte sur-occidental del estado de Hidalgo. Forma parte del Altiplano Mexicano dentro de la Provincia Fisiográfica del Eje Neovolcánico, el cual, atraviesa transversalmente la República Mexicana a la altura del paralelo 20° N (COREMI, 1992; CNA, 2002).

Éste largo valle es una cuenca de origen lacustre, ocupa las depresiones formadas por el relieve montañoso (Fig. 3.2), conformado por rocas volcánicas compuestas principalmente por andesitas, riolitas y material piroclástico (COREMI, 1992; Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998; CNA, 2002).

El Valle del Mezquital está limitado hacia el norte por las elevaciones montañosas de Juárez y Santuario las cuales separan al valle de la vertiente del Río Amajac (Amacuzac) hacia el norte. Hacia al noreste el valle está limitado por las estribaciones de la Sierra Madre Oriental que principia por el Cerro de Cuxmoye y lo sucede el Cerro Hundri el cual, se prolonga hacia el sur-sureste y se entrelaza con la Serranía de los Frailes (Órganos de Actopan) la cual separa por el noreste y el este la Cuenca del Mezquital de las vertientes de los Ríos de San Andrés Tonicapa, San José y de las avenidas de Pachuca (Díaz, 1936).



Fig. 3.2. Localización del Valle del Mezquital, donde se muestran poblaciones y elevaciones topográficas importantes. Asimismo, se muestra la ubicación de la zona de estudio.

Hacia el oeste el valle queda limitada por las estribaciones sudoccidentales del Cerro de Juárez y la Serranía que se prolonga hacia el sur en la que se distinguen los Cerros de Oreja Desnit, Picudo, Dado, Pilón y Mixquiahuala, los cuales, separan al Valle del Mezquital por el Oeste de la cuenca del río de San Juan del Río (Díaz, 1936).

Entre los flancos SW del Cerro del Pilón y la Sierra del Mexe se extiende un lomerío entre las que se distinguen los Cerros Xicuco y Huite entre el último y los flancos meridionales del cerro Pilón se abre paso el Río Tula (Díaz, 1936).

Respecto al relieve interno de la cuenca el más importante es el macizo montañoso de San Miguel de la Cal. Este núcleo montañoso se introduce en la parte occidental del Valle; en realidad no es más que un apéndice de la serranía de la parte occidental del valle el cual fue cortado por el paso del Río Tula (Díaz, 1936).

La presencia de macizo de San Miguel de la Cal permite dividir al Valle en 3 regiones:

- La Región del Valle de Ixmiquilpan, la cual queda comprendida entre los cerros que limitan a la cuenca por el norte y los flancos septentrionales de la Sierra de San Miguel por el sur.
- Región de Actopan, la cual se encuentra entre los flancos orientales de la Sierra de San Miguel y su continuación hacia el Oriente.
- Región del Mexe, dentro de la cual está comprendida la zona de estudio (Fig. 3.2) y corresponde a la porción de la cuenca comprendida entre los flancos meridionales de la sierra de San Miguel de la Cal y la porción oeste de la Sierra del Mexe (Díaz, 1936).

3.3 Geología regional

El Valle del Mezquital se encuentra rodeado por montañas, las cuales, están compuestas en su mayoría por rocas volcánicas y sedimentos calcáreos. Las unidades litológicas presentes en el Valle del Mezquital quedan comprendidas entre el periodo del Cretácico al Reciente (BGS, 1998; Cervantes y Armienta, 2004).

Las rocas más antiguas son las correspondientes a la Formación El Doctor, la Formación Mezcala y la Formación Soyatal del Cretácico Inferior; afloran principalmente en las montañas hacia el norte y suroeste del valle y se encuentran a profundidad. Estas rocas son de origen marino sedimentario y están compuestas por calizas y calizas dolomitizadas, las cuales se encuentran intensamente fracturadas (BGS, 1998).

Para las formaciones del Oligoceno, Mioceno y Plioceno se tiene la presencia de flujos de lavas y cenizas de composición basáltica y andesítica con intercalaciones de arcillas y depósitos calcáreos lacustres. El fracturamiento que tuvo lugar durante el Oligoceno controló el depósito de estas formaciones y los principales afloramientos se localizan en las montañas del norte y sureste del valle (BGS, 1998).

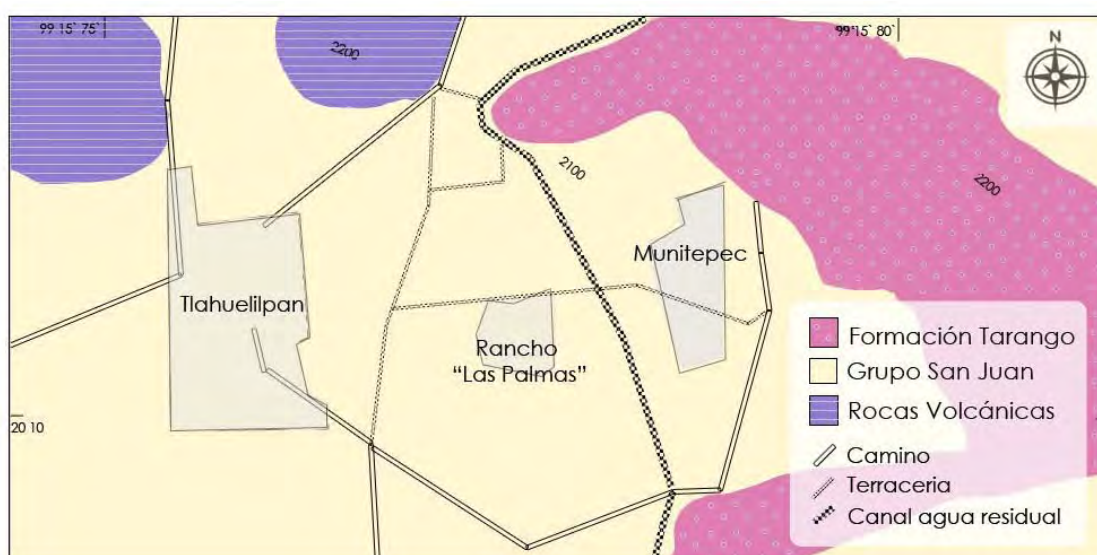


Fig. 3.3. Mapa Geológico de la zona de estudio (adaptado de COREMI, 1998).

Las montañas al sur del valle están compuestas principalmente por derrames de lava del Holoceno al Reciente correspondientes a la Formación San Juan (Fig. 3.3); estos flujos son de composición basáltica y andesítica y tienen intercalaciones de secuencias aluviales y en algunas partes del valle se encuentran a profundidad (BGS, 1998).

Existen secuencias aluviales asociadas a los ríos Tula y Actopan formadas por la erosión de sedimentos volcánicos de edades Holocénicas al Reciente que consisten en arenas y arcillas con gravas subyaciendo a la Formación Tarango, lo cual hace difícil su identificación (BGS, 1998).

La Formación Tarango, en especial los depósitos localizados dentro de la zona de estudio (Fig. 3.3), es una secuencia del Plioceno-Cuaternario que aflora de manera extensiva en el valle y en las partes de baja pendiente alrededor de las montañas, principalmente cubriendo a los sedimentos del Cretácico. Esta formación está constituida por depósitos sedimentarios de origen fluvial intercalados con material volcánico. Los sedimentos están compuestos por materiales volcánicos retrabajados, areniscas, arcillas y calizas; mientras que el material volcánico está compuesto por cenizas volcánicas y flujos de lava basáltica fuertemente fracturados (BGS, 1998).

3.4 Estratigrafía

La geología del Valle del Mezquital está constituida por un basamento de rocas metamórficas de edad precámbrica que soporta en discordancia una potente secuencia de rocas sedimentarias paleozoicas. Rocas sedimentarias mesozoicas del Triásico-Jurásico y Cretácico sobreyacen en discordancia angular a las rocas anteriores estando éstas a su vez, cubiertas por secuencias del Cenozoico que en su base son rocas marinas y hacia la cima volcánicas de composición andesítica y basáltica (Fig. 3.4).

A continuación se hace una descripción detallada de las formaciones que componen la columna estratigráfica dentro de la zona de estudio; en orden desde la más antigua hasta las unidades más recientes.

MESOZOICO

Formación El Doctor (Cretácico Inferior)

Está constituida por rocas sedimentarias; calizas de color claro bien estratificadas que forman estratos masivos con capas de espesores variable, generalmente las más gruesas se encuentran en la base y las delgadas hacia la cima. Ésta formación se encuentra ampliamente distribuida en la zona norte del Valle del Mezquital y corresponde a un ambiente de depósito de plataforma con facies arrecifal.

Formación Soyatal (Cretácico Superior)

Constituida por calizas de estratos gruesos y compactos, interestratificadas con bandas de pedernal y arcillas. Tiene un espesor medio de 300 m. Aflora en la parte N-NW del Valle del Mezquital y forma lomeríos de pendientes suaves. Subyace en forma discordante a la Formación Mezcala.

Formación Mezcala (Cretácico Superior)

Compuesta por sedimentos marinos de grano variable; en su sección inferior presenta una alternancia de limolitas, lutitas, margas, calizas y areniscas; mientras que hacia su parte superior predominan los terrígenos, incluyendo intercalaciones conglomeráticas, y van desapareciendo los horizontes calcáreos. Tiene un espesor del orden de 1000 m. Aflora hacia las proximidades de Mixquiahuala.

CENOZOICO

Formación El Morro (Terciario Continental)

Conglomerado fluvio-lacustre, constituido por rocas sedimentarias continentales cementado con inclinaciones que varían entre los 20° y los 60°. Tiene como componentes principales fragmentos de calizas, areniscas, pedernal y rocas volcánicas alojadas en una matriz arenosa. Forma cuerpos de poco espesor y extensión reducida en localidades aisladas dentro del valle.

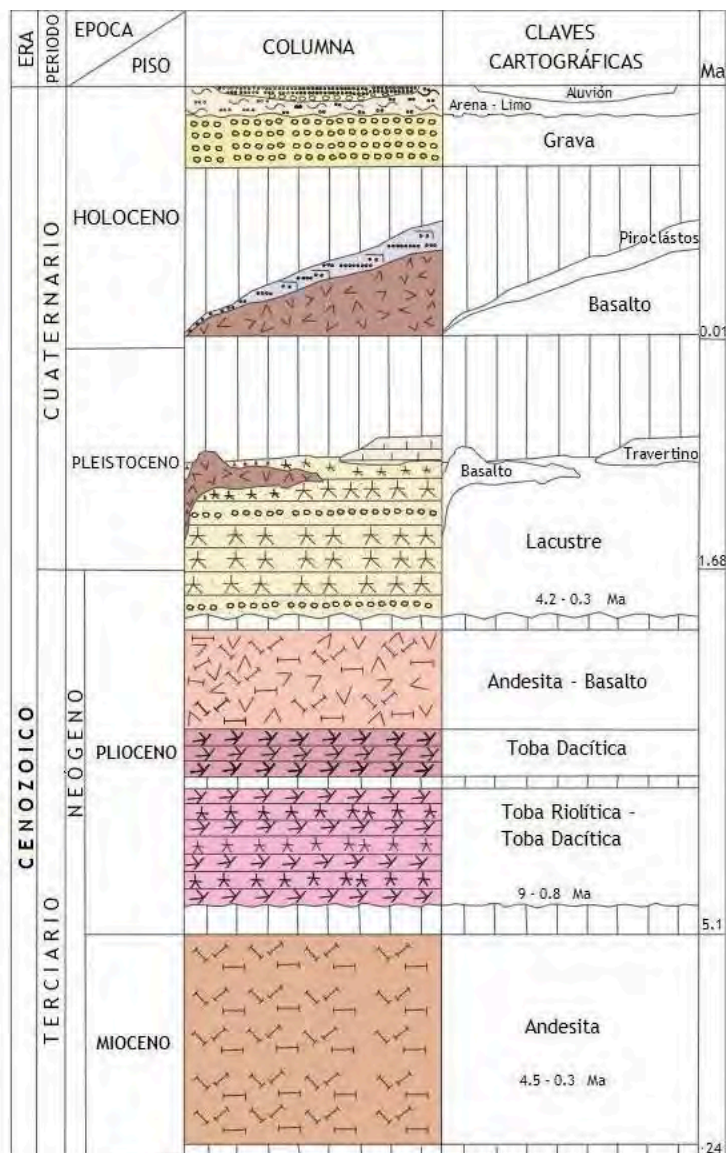


Fig. 3.4. Columna estratigráfica. (Adaptado de SGM, 2009).

Formación Tarango (Terciario Volcánico)

Formada por material clástico de ceniza volcánica y derrames de lava que se acumulan rellenando amplios valles. Esta formación fue depositada por corrientes de agua superficial que acumularon gravas, arenas, limos y arcillas. Tiene un espesor aproximado de 400 m y se encuentra dispersa en la mayor parte del Valle del Mezquital.

Material Aluvial (Cuaternario)

Es la unidad superficial y se encuentra conformada por el material erosionado de las rocas volcánicas, lavas y cenizas volcánicas; es de origen fluvial y aflora a lo largo de los ríos Actopan y Tula así como en las proximidades de Ixmiquilpan.

3.5 Hidrología superficial

La zona de estudio se encuentra comprendida dentro del Distrito de Riego 03 Tula. El agua superficial que circula en la cuenca del Valle del Mezquital se encuentra dentro de la subcuenca del Río Tula (Fig. 3.5), la cual colinda al norte con la cuenca del Bajo Pánuco, al sur con el Valle de México, al sureste con la Cuenca del Río Lerma y al poniente con la Subcuenca del Río San Juan del Río (Díaz, 1936; Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

Existen tres corrientes principales de régimen perenne que cruza a la zona con una dirección preponderante sur a norte las cuales, están formados por los ríos Tula, Actopan y Salado (Díaz, 1936; Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

Río Tula.

Es el río más importante de la zona; nace en la Sierra la Catedral bajo el nombre del Río San Jerónimo; al llegar a la presa Taximay cambia su dirección al N-NE y su nombre por el de Río Tepeji (Fig. 3.5). Aguas abajo lo intercepta la presa Requena y ahí cambia su nombre al de Río Tula (Díaz, 1936; Arenal, 1985).

A la salida de la presa Requena el Río Tula aumenta su caudal debido al aporte de agua residual procedente del Valle de México por el Río El Salto; continua su transcurso dirección norte donde cruza la ciudad del mismo nombre y posteriormente descarga su agua a la presa Endhó (Díaz, 1936; Arenal, 1985).

El Río Tula continúa su recorrido con dirección norte-noreste y pasando el poblado de Tezontepec de Aldama recibe el aporte más importante de agua residual constituido por el Río Salado, cuyo origen, es el agua residual que proviene del Estado de México por el Gran Canal del Desagüe. Continúa su recorrido prácticamente dirección hacia el norte y obtiene aportes de menor importancia hasta llegar a Mixquiahuala donde tiene un recorrido irregular (Díaz, 1936; Arenal, 1985).

El Río Tula es de régimen permanente durante todo el año, ya que se abastece en promedio por 1521.5 Mm³/año de agua residual desalojada por la Ciudad de México, además de 67.4 Mm³/año proveniente de la parte alta del Río Tepeji (Secretaría de Obras Públicas, 2011).

Río Actopan.

Se origina al noroeste de la Ciudad de Pachuca con una dirección sureste hasta llegar a la presa El Durazno, aguas abajo se une al arroyo Las Cajas y toma el nombre de arroyo Chicavasco.

En las inmediaciones de la Ciudad de Actopan, hacia la parte oriental de la cuenca cambia su nombre por el de Río Actopan (Fig. 3.5); el cual se forma en las inmediaciones de las poblaciones de Estanduela, Tilcuautla, Ixcuintlapilco y Santiago de Tlapacoya, al este y sureste de la Sierra del Mexe. Atraviesa este macizo y continúa hacia el norte de la cuenca donde cambia su dirección hacia el occidente. Posteriormente se une al canal Xotho hasta desembocar a la presa Debodhé (Díaz, 1936; Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

Río Salado.

Se origina en el Cerro El Epazote con el nombre de arroyo Tenguedó, cerca de la población de Hueypoxtla y toma éste nombre hasta llegar a la confluencia con el túnel Tequixquiac, en donde cambia su nombre por el de Río Salado (Fig. 3.5); recibe el agua residual proveniente del Gran Canal de Desagüe (Arenal, 1985).

Tiene una dirección preferente sur-norte y pasa por las cercanías de los poblados de Atitalaquia, Taxcoapan y Tlahuelilpan hasta que se une al Río Tula. Parte del agua proveniente del Río Salado se deriva al Distrito de Riego 03. (Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).



Fig. 3.5. Localización de ríos, presas y obras de drenaje en el Valle del Mezquital.

Río El Salto.

Es el origen del Río Tula y lleva este nombre desde la salida artificial del Interceptor Poniente en donde toma el agua sobrante de los ríos Cuautitlán y Tepetzotlán (Arenal, 1985).

3.5.1 Distrito de Riego 03 TULA.

Desde el siglo XVIII, el Valle de México comenzó a enviar el agua residual de la ciudad mezclada con el agua de lluvia hacia el Valle del Mezquital, con la finalidad de evitar inundaciones y desalojar el exceso de agua de la cuenca (Jiménez *et al.* 2004)

Desde principios del siglo XX, el Valle del Mezquital recibe el agua residual proveniente del Valle de México mediante obras de ingeniería. El sistema de canales dentro del Valle del Mezquital comienza con la recepción de agua cruda proveniente de la Ciudad de México y para su traslado se utilizan el Emisor Central, Interceptor Poniente, y el Gran Canal del Desagüe (Fig. 3.5) (Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

Posteriormente, la red proveniente del Valle de México es conectada mediante tajos y túneles a las principales corrientes superficiales dentro del Valle (Fig. 3.5): El Emisor Central alimenta al Río Tula en el punto de salida del agua de la Presa Requena, el Interceptor Poniente incrementa el caudal del Río El Salto mientras que el aporte del Gran Canal se efectúa por medio del Río Salado (Arenal 1985; Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

El agua residual es empleada como recurso principal para el desarrollo agrícola dentro del distrito 03 Tula beneficiando a más de 100,000 ha con 1521.5 Mm³/año de agua residual proveniente del Valle de México (Secretaría de Obras Públicas, 2011).

El agua residual es distribuida mediante cuatro sistemas de riego mencionados a continuación, los cuales, están compuestos por presas almacenadoras y sistemas de canales (Arenal, 1985; Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

Sistema del Río el Salto.

El Río el Salto lleva este nombre desde el Tajo de Nochistongo, el cual introduce el agua residual mediante el Interceptor Poniente, así como los escurrimientos captados en el río Hondo; posteriormente vierte su agua al río Tula aguas abajo de la presa Requena (Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

Sistema Requena.

El agua de este sistema proviene del suroeste y oeste del área, está mezclado en ocasiones con los desechos líquidos que conduce el Río el Salto. La presa Requena se utiliza para administrar el agua proveniente principalmente del río Tepeji. El objetivo de este sistema es abastecer de agua para uso agrícola al Distrito de Riego 03; tiene una superficie inundable de 727 ha y una capacidad de almacenamiento de 52.42 Mm³. El canal principal del Sistema Requena tan sólo en su tramo inicial y final se encuentra revestido, mientras que la porción restante está construido en el suelo (Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

Sistema Endhó.

Recibe agua directamente de los dos sistemas anteriores (ríos el Salto y presa Requena), así como de los ríos Tlautla y Rosas, los cuales, descargan al Río Tula. El canal principal Endhó transporta su agua con dirección sureste-noreste y mediante este sistema se derivan volúmenes al Distrito de Riego 100 Alfajayucan, ubicado al norte de la presa Endhó mediante un canal lateral (Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

Sistema del Río Salado.

Este sistema es alimentado por los túneles de Tequixquiac que conducen gran parte del agua residual proveniente de la Ciudad de México y la cual es transportada por el Gran Canal de Desagüe, además, de el agua residual del Dren General del Valle de México. Tiene una superficie inundable de 1263.9 ha y una capacidad de almacenamiento de 182.90 Mm³

Este sistema tiene dos canales principales de derivación que son el canal Juandhó y Dendhó, el primero de estos está construido en tierra y el segundo se encuentra parcialmente revestido desde el inicio hasta el poblado de Mixquiahuala; parte de esta agua sirve para generar energía eléctrica en la Termoeléctrica Juandhó. Como parte del manejo de esta agua se encuentra el Río Chicavasco, los escurrimientos superficiales que se originan dentro de la cuenca son captados por éste y conducidos fuera del área (Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

El agua residual que llega al Valle del Mezquital proveniente de la Ciudad de México es una mezcla de agua; aproximadamente el 57% del total del agua residual está compuesto por el agua de origen tanto doméstico como municipal mientras que el otro 47% proviene de las industrias además de un porcentaje no cuantificado correspondiente al escurrimiento superficial (Downs et al., 1999).

3.6 Hidroestratigrafía

Debido a que el Valle del Mezquital está constituido por materiales geológicos diversos, las características hidrogeológicas no son homogéneas y se encuentran, en gran medida, controlada por la estructura y fallamiento de las rocas; así como de la porosidad y permeabilidad de los depósitos volcánicos; lo cual, aunado con el prolongado riego ha favorecido la formación de pequeños acuíferos colgados en algunas áreas del valle (BGS, 1998; Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

En el Valle del Mezquital se han definido tres unidades hidrogeológicas localizadas dentro de los aluviones cuaternarios, en las rocas volcánicas del Terciario y la Formación Tarango y en las calizas del Cretácico Inferior (Arenal, 1985; BGS, 1998; Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998; Cervantes y Armienta, 2004).

El primer acuífero es somero, de profundidad variable y extensión irregular. Está localizado en los materiales aluviales del Cuaternario de origen fluvial. Su recarga proviene de las infiltraciones del agua de lluvia, aporte lateral subterráneo pero principalmente por la infiltración del excedente de las láminas de riego. Se considera como un acuífero libre (Arenal, 1985).

El segundo acuífero está localizado principalmente en los flujos de lava del Terciario y la Formación Tarango; constituye la unidad acuífera más importante y es la principal fuente de abastecimiento de agua subterránea en la zona. Se encuentra aproximadamente a 150 m de profundidad.

El conjunto de flujos de lava tiene espesor variable y una alta conductividad hidráulica, la cual está en función del grado de fracturamiento; los flujos de lava se encuentran intercalados con lentes de cenizas y tobas, lo cual crea depósitos de menor permeabilidad dándole la forma de un acuífero multicapa. Se considera que cercano a la superficie es libre y conforme se incrementa la profundidad se vuelve semi-confinado. Por otro lado, el acuífero localizado dentro de la Formación Tarango tiene una alta permeabilidad, sin embargo tiene intercalaciones de lentes de arcilla, los cuales afectan la transmisibilidad y favorecen el flujo horizontal.

Este segundo acuífero se considera que cambia su estado de confinado a no confinado en diferentes partes del valle dependiendo de los cambios en la litología y en el espesor de los lentes de arcilla (Arenal, 1985; Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998; Cervantes y Armienta, 2004).

El tercer acuífero se localiza en las calizas del Cretácico inferior. Es de gran importancia debido a su productividad y tiene un espesor aproximado de 200 m (Arenal, 1985; Cervantes y Armienta 2004). En algunas áreas del valle hay diferencias en la conductividad hidráulica debido a la presencia de secuencias de arcillas donde la permeabilidad disminuye; por lo tanto, se infiere que en algunas ocasiones se manifiesta como acuífero libre y en otras como

acuifero parcial o completamente confinado (Arenal, 1985; BGS, 1998; Cervantes y Armienta 2004).

Sin embargo, el riego prolongado ha modificado el funcionamiento hidrogeológico original de la zona y la infiltración del agua residual ha incrementado los niveles freáticos de los acuíferos existentes y ha propiciado la aparición de nuevos puntos de descarga de agua como el manantial Cerro Colorado ubicado en la porción este de Tlahuelilpan (Arenal, 1985; BGS, 1998).

3.6.1 Usos y distribución de la explotación

De acuerdo con Gutiérrez y Silva de la Rosa; (1998) en el censo realizado en 1992 en el Valle del Mezquital y zonas aledañas, se tenía un total de 380 fuentes de agua subterránea, 289 son pozos, 66 norias, 22 manantiales y tres galerías. La profundidad total de las norias variaba de 3 a 40 m en la zona de Tula; en general las norias se ubicaban en las márgenes de los ríos Tula y Salado, así como en algunos arroyos tributarios mientras que la profundidad de los pozos variaba de 50 a 450 m en la zona de Tula.

El agua subterránea se utilizaba principalmente para uso industrial en un 32.5%, para uso agrícola en un 25% y para uso doméstico se ocupaba el 16.94 % (Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

3.6.2 Funcionamiento del sistema acuifero

La recarga en el acuifero se produce por la precipitación que se origina en las partes altas del Valle del Mezquital; en dichas zonas se encuentran rocas fracturadas que permiten la infiltración y entradas horizontales de zonas circundantes de acuerdo a Gutiérrez y Silva de la Rosa (1998).

Por otro lado, otra forma de recarga se produce principalmente por la infiltración de los excedentes en las láminas de riego, así como en los canales de abastecimiento que no tienen revestimiento. También existe recarga por infiltración proveniente de los ríos Tula y Salado en la porción sur, y del arroyo Chicavasco y el Río Actopan en la porción noreste; así como la infiltración en cuerpos de agua de grandes extensiones como son las presas (Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

La descarga se presenta en forma de salidas horizontales hacia áreas vecinas, evaporación en zonas donde el nivel estático es somero y en forma de manantiales; así como la extracción por bombeo que se presenta en las zonas sur y norte principalmente (Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998).

La recarga calculada por Secretaria de Obras Públicas (2011) fue de 231.7 Mm³/año y la extracción asciende a 203.4 Mm³/año. Su condición geohidrológica es de subexplotación, ya que los niveles se han recuperado paulatinamente debido a la recarga se debe debido al retorno de agua residual utilizada para el producto el riego

Gutiérrez Ángeles y Silva de la Rosa (1998) reportaron la dirección del flujo subterráneo de SE-NW y la BGS (1998) en dirección S-N coincidiendo con la dirección del drenaje superficial. Sin embargo, seis años después, Cervantes y Armienta (2004) mencionan que es difícil definir la dirección del flujo subterráneo dentro del valle debido a que se encuentra influida por patrones de fracturamiento; ellos reportan hacia la zona sur del valle (ríos Tula y Actopan), una dirección SE-NW y hacia la zona centro del valle, una dirección suroeste-noreste encontrando una discontinuidad en el gradiente hidráulico hacia las inmediaciones de Tlahuelilpan causada por un posible fallamiento.

4. METODOLOGÍA

Para cumplir con los objetivos propuestos en el presente trabajo se realizó un estudio a dos escalas: una regional y otra local. Para el análisis a nivel regional, se estudió el área comprendida entre los poblados de Tlahuelilpan y Muntepec, en donde se evaluaron 3 norias y 4 pozos. En la parte central de dicha área, se encuentra el Rancho Las Palmas; dentro del cual, para el estudio a escala local se utilizaron 2 parcelas de cultivo llamadas: "La Larguera" y "UNAM" (Fig. 4.1).

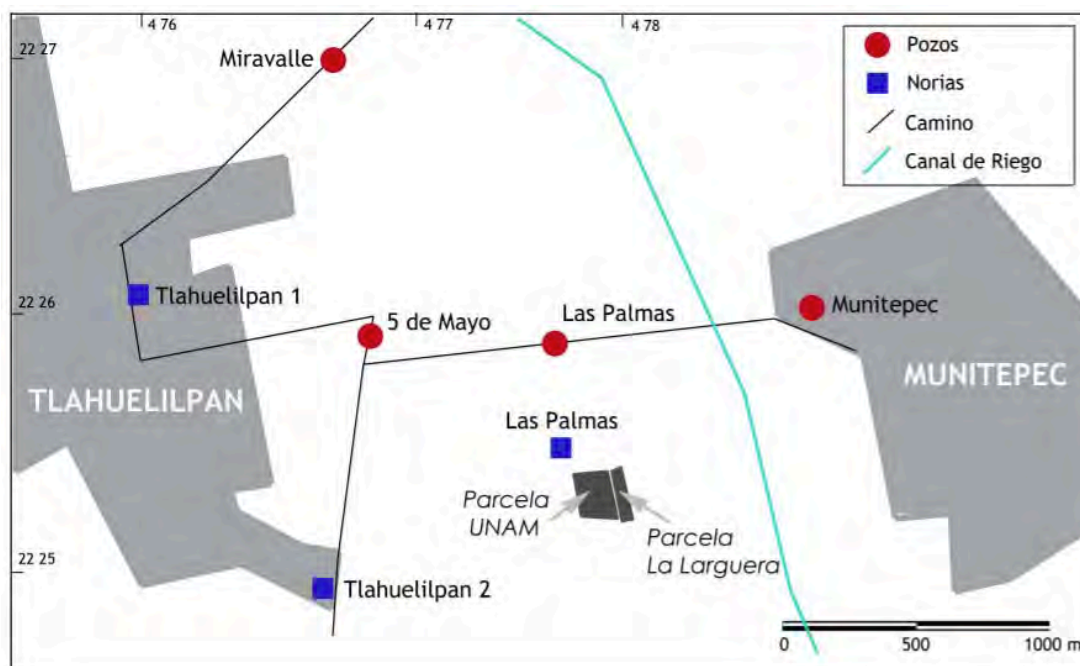


Fig. 4.1. Localización de la zona de estudio.

Las actividades realizadas a cada escala de trabajo se mencionan a continuación:

4.1 Muestreo a escala regional

4.1.1 Censo de norias y pozos

Para cuantificar la concentración de nitrato en el agua subterránea a escala regional, fue necesario contar con puntos de muestreo que se encontraran distribuidos de manera homogénea dentro del área de estudio comprendida entre los poblados de Tlahuelilpan y Muntepec.

Se consultó con las autoridades de la Comisión de Agua de ambos poblados, así como, con el encargado del Rancho "Las Palmas" sobre la localización de norias y pozos de abastecimiento de agua para consumo humano.

Se encontraron tres norias dentro de la zona; la primera dentro del Rancho llamada: *Las Palmas*; y las otras dos dentro de la zona urbana del poblado de Tlahuelilpan denominadas *Tlahuelilpan 1* y *Tlahuelilpan 2* (Fig. 4.1).

Para el caso de los pozos se encontraron pozos dentro de los poblados de Tlahuelilpan y Muntepec. El primer pozo se encontró dentro de la localidad de Muntepec el cual fue llamado con ese mismo nombre. El pozo *Muntepec* es importante, debido a que ésta

localidad se encuentra topográficamente por encima del canal principal de riego de agua residual y queda fuera de la zona bajo riego, es decir, nos ofrece un punto fuera de la influencia de infiltración de agua residual (Fig. 4.1).

Por otro lado, el poblado de Tlahuelilpan cuenta con tres pozos profundos de abastecimiento de agua para consumo humano; el pozo *Las Palmas* localizado en la entrada del Rancho de su mismo nombre y los pozos *5 de Mayo* y *Miravalle* ubicados en las afueras de la zona urbana (Fig. 4.1).

Tanto para las norias como los pozos de agua para consumo humano, se pidió la autorización de los propietarios y/o encargados para tener acceso a los mismos, medir el nivel estático además de extraer una muestra de agua subterránea durante la duración del periodo de muestreo.

Por último, los siete puntos de interés fueron georeferenciados con un GPS modelo e-Trex marca Garmin. En la Tabla 4.1 se muestran sus coordenadas en unidades UTM.

Tabla 4.1. Coordenadas geográficas de norias y pozos dentro de la zona de estudio.

	Coordenadas	
	UTM X	UTM Y
Norias		
Las Palmas	14 Q 477587	2225484
Tlahuelilpan 1	14 Q 475943	2226080
Tlahuelilpan 2	14 Q 476648	2224900
Pozos		
Las Palmas	14 Q 477553	2225895
5 Mayo	14 Q 476842	2225917
Miravalle	14 Q 476699	2226977
Munitepec	14 Q 478544	2226049

4.1.2 Nivelación topográfica de norias y pozos

Se realizó la nivelación topográfica de los pozos y norias encontrados en la zona de estudio para conocer su altitud sobre el nivel medio del mar y para referir a este el nivel piezométrico medido en cada visita al campo y obtener la dirección del flujo subterráneo, así como, sus variaciones a lo largo de la temporada de lluvias.

La nivelación topográfica realizó mediante el uso de dos técnicas distintas: GPS diferencial y nivelación con teodolito para tener mayor precisión posible al comparar los resultados obtenidos con cada método.

GPS diferencial

Un sistema de GPS Diferencial o DGPS tiene la finalidad de mejorar la precisión de los resultados de los dispositivos de posicionamiento geográfico convencionales corrigiendo el error en la posición proporcionada por algún dispositivo GPS mediante la ayuda de estaciones de referencia, tal como se muestra en la Fig. 4.2.

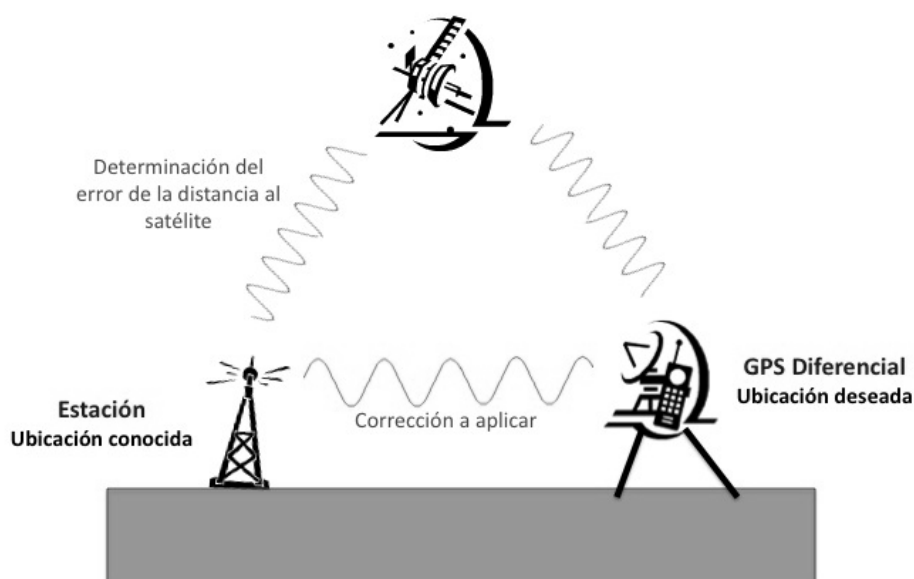


Fig. 4.2. Funcionamiento del GPS Diferencial; adaptado de Correia (2000).

Las estaciones de referencia o radioemisores se encuentran ubicados en puntos fijos de la Tierra, cuya posición es conocida con muy alta exactitud con lo cual el DGPS puede determinar el error introducido por cada satélite. Cada estación emite señales que contienen los valores de corrección para cada satélite y a su vez, el receptor DGPS está capacitado para corregir la pseudodistancia que ha sido determinada por cada uno de los satélites para definir la posición geográfica de cada DGPS con una precisión incluso de milímetros (Correia, 2000).

Para la zona de estudio, se colocó el GPS diferencial (marca SPECTRA Precision modelo Recon N324) durante aproximadamente una hora en cada pozo y noria para recopilar el mayor número de datos. Posteriormente, con la ayuda del software propio del GPS se obtuvieron los datos finales de latitud, longitud y altitud ya corregidos.

Teodolito

El desnivel entre dos puntos se determina topográficamente mediante una nivelación topográfica, la cual se obtiene mediante la diferencia de alturas a una visual horizontal con la ayuda de un teodolito y estadal (Cabezas, 2007).

La nivelación consiste en determinar el desnivel por la diferencia de lecturas obtenidas al dirigir visuales horizontales en el teodolito, a miras verticales en el estadal. Se realiza normalmente empleando el método del punto medio ya sea simple o compuesto (Cabezas, 2007).

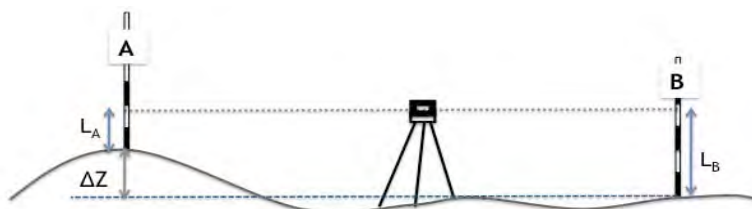


Fig. 4.3. Nivelación simple.

$$\Delta Z_A^B = L_A - L_B$$

Donde:

L_A : lectura hacia atrás.

L_B : lectura hacia adelante.

ΔZ : diferencia topográfica entre los puntos A y B.

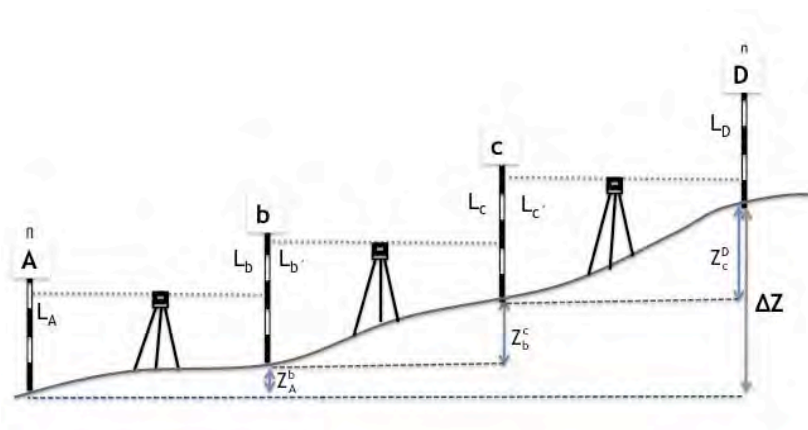


Fig. 4.4. Nivelación compuesta.

La nivelación simple entre dos puntos que no excedan los 80 m de distancia se obtiene restando la lectura de la mira en el punto A, a la lectura determinada en B (Fig. 4.3).

Sin embargo, cuando la distancia entre los dos puntos supera dicha longitud, los puntos no son visibles simultáneamente entre sí, y/o el desnivel entre ellos es mayor que el que puede medirse en una sola vez, es necesario realizar las mediciones realizando varias nivelaciones simples sucesivas (Fig. 4.4); en éste caso se realiza una sucesión encadenada de nivelaciones simples, en las que se van obteniendo desniveles parciales (Cabezas, 2007).

Para la zona de estudio, la nivelación topográfica se realizó con el equipo Digital Transit Theodolite modelo DWT10. La nivelación se inició a partir del *Munitepec* y de ahí se realizó una sucesión de nivelaciones simples hacia los otros pozos encadenándolos entre sí, para obtener el desnivel relativo entre ellos.

Tabla 4.2. Resultados de alturas obtenidas con el teodolito para pozos y norias en la zona de estudio.

	Teodolito
	Altitud (m.s.n.m.)
Norias	
Las Palmas	2077.250
Tlahuelilpan 1	2054.528
Tlahuelilpan 2	2060.117
Pozos	
Las Palmas	2076.740
5 Mayo	2064.088
Miravalle	2057.197
Munitepec	2103.890

4.1.3 Obtención de niveles piezométricos

Para realizar las medidas piezométricas se utilizó la denominada sonda de nivel, la cual, realiza medidas instantáneas y precisas del nivel del agua en un pozo o noria. La sonda es capaz de determinar la profundidad del agua mediante el cierre de un circuito eléctrico en el momento en que la sonda alcanza el nivel de la interfase aire-agua y se establece un contacto eléctrico el cual provoca una señal sonora y/o luminosa.

La medición del nivel estático se realizó a la par que el muestreo de agua. Cabe destacar que en los pozos de abastecimiento de agua para la población no fue posible medir el nivel

piezométrico debido a que éstos se encontraban en constante bombeo y por dificultades presentadas para introducir la sonda. La profundidad del nivel piezométrico fue obtenida gracias a la información brindada por los encargados de los mismos. El número de mediciones que se obtuvieron en cada noria muestran a continuación:

Tabla 4.3. Número de mediciones obtenidas del nivel piezométrico de norias.

Punto.	Número de mediciones.
NORIAS.	
Las Palmas	14
Tlahuelilpan 1	5
Tlahuelilpan 2	3

4.1.4 Muestreo de agua en norias y pozos

El muestreo de agua es una operación delicada la cual debe ser llevada a cabo con el mayor cuidado posible, ya que de esto, depende la confiabilidad de los resultados que se obtengan en el laboratorio. Las muestras deben de ser homogéneas, representativas y durante su obtención se debe tener cuidado de no alterar las características físico-químicas originales de la misma.

Se tomaron muestras de agua de las norias y pozos profundos definidos en el censo de pozos y norias; para cada uno de los casos la forma de obtención de la muestra fue distinta. Todos los pozos de abastecimiento de agua potable contaban con bomba integrada, lo cual facilitó el trabajo en campo ya que solo se le pedía al encargado nos permitiera tomar la muestra antes de que el agua pasara por el sistema de clorado y asegurando que tuviera un tiempo de bombeo de al menos dos horas.

Caso contrario ocurrió con las norias las cuales no contaban con ningún sistema de bombeo a excepción de la noria *Tlahuelilpan 1*. Para las norias se bajaba un recipiente atado a una cuerda por debajo de la superficie para extraer la muestra de agua.

Todas las muestras de agua se recolectaron en botellas de polietileno con tapa y contratapa y se utilizó: jeringas y porta filtros; los cuales fueron previamente lavados en el laboratorio de Edafología Ambiental del Instituto de Geología de la UNAM siguiendo la metodología del lavado con agua acidulada:

1. Primero se lavó todo el material con jabón marca Extran y agua corriente hasta que se eliminara cualquier resto de espuma.
2. A continuación se enjuagó de 5 a 6 veces con agua destilada y se dejó escurrir para posteriormente ser introducido en un baño de agua acidulada por un periodo de aproximadamente 12 horas.
3. Transcurrido el tiempo, se enjuagó nuevamente con agua destilada las veces que fuera necesario hasta eliminar cualquier residuo del ácido.
4. Por último, se dejó escurrir y secar y se empacó de manera cuidadosa en bolsas de plástico para su posterior transporte a la zona de estudio. Para evitar cualquier tipo de contaminación la manipulación y lavado del material se realizó con guantes.

En cada punto de interés se tomaron muestras por triplicado en frascos debidamente etiquetados para el análisis de cationes, aniones y para el análisis en campo de nitratos y amonio con colorímetro. El agua se filtró mediante una membrana de acetato de celulosa con una abertura de 0.22μ Marca Millipore; cada botella se enjuagó tres veces con agua a muestrear previamente filtrada con la finalidad de eliminar cualquier residuo del lavado y posterior a esto se prosiguió al llenado de las mismas.

Las muestras destinadas para análisis de cationes se les agregó HNO_3 hasta disminuir el pH a menos de 2 con la finalidad de inhibir la actividad bacteriana y mantener en solución los cationes de interés hasta que éstas fueran analizadas. Durante todo muestreo el manejo de las mismas se realizó con guantes y de forma cuidadosa para evitar contaminar las muestras.

Por último, las muestras fueron debidamente empacadas y se mantuvieron en hielo para conservarlas a una temperatura aproximada de 4°C durante su transporte e ingreso al laboratorio de Física de Suelos del Instituto de Geología de la UNAM.

4.1.5 Determinación de parámetros de campo a las muestras de agua de norias y pozos

Al momento de extraer una muestra de agua, las características físico-químicas de la misma se ven afectadas por las condiciones propias del ambiente por lo tanto, es indispensable realizar mediciones *in situ* de parámetros tales como temperatura, pH, conductividad eléctrica y alcalinidad, entre otros, y de este modo obtener valores que se asemejen a las condiciones originales de la muestra.

En los distintos puntos de muestreo, se tomó una muestra fresca y se determinaron en el menor tiempo posible los siguientes parámetros:

a. Temperatura

Es uno de los parámetros más cambiantes y que ocurre en un menor lapso de tiempo; juega un papel importante en la determinación de diversos procesos tales como la alcalinidad, análisis de saturación y estabilidad de especies, depende de la profundidad y afecta al pH; por lo que, es de suma importancia sea determinada en el menor tiempo posible (Rodier, 1981). Para determinar la temperatura en campo se utilizó un termómetro de mercurio con una resolución de 0.1°C además del termómetro que tiene integrado el potenciómetro.

b. Potencial de hidrógeno (pH)

La determinación del pH es una de las más frecuentes e importantes pruebas en el estudio del agua; esto, debido a que procesos como precipitación, coagulación, sorción y adsorción entre otros, son dependientes del mismo.

El valor de pH se determinó mediante el uso de un potenciómetro marca Aqua Lytic modelo Senso Direct el cual, antes de cada medición era calibrado con soluciones buffer de pH conocidos (4.0, 7.0 y 10); posterior a esto, se introducía el electrodo en la muestra de agua y se esperaba hasta obtener una lectura estable.

c. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica se define como la capacidad de un medio para conducir una corriente eléctrica; generalmente ésta se encuentra asociada a la temperatura, movilidad, concentración y cantidad de iones en particular de sales, que se encuentren en solución.

La conductividad en campo se determinó con la ayuda de un conductímetro Aqua Lytic modelo Cdia. Las lecturas obtenidas estaban en unidades de microsiemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

d. Determinación de alcalinidad (carbonatos y bicarbonatos)

La presencia y concentración de iones bicarbonato, carbonato e hidroxilo se determina mediante la neutralización de un cierto volumen de agua por un ácido en presencia de un indicador, dicho procedimiento se denomina titulación, el procedimiento seguido en campo se describe a continuación.

Para las muestras de agua, se tomaron 50 ml del agua a analizar previamente filtrada con

una membrana de acetato de celulosa con una abertura de 0.22 μ Marca Millipore en un vaso de precipitado y se añadieron 1 o 2 gotas de fenoftaleína; en condiciones donde el pH del agua es mayor a 8.3 ésta desarrollaría una coloración rosada, sin embargo, dadas las características del agua de la zona de estudio ésta no mostraba coloración alguna. A continuación se añadieron algunas gotas de solución de anaranjado de metilo hasta que el agua presentara una coloración naranja y se procedió a realizar la titulación con ácido clorhídrico al 0.1N hasta que la coloración inicial viró a un color rosa-naranja; en ese momento, se cuantificaron los mililitros de ácido empleados para el viraje.

El cálculo de alcalinidad total en mg/L de CaCO_3 es mediante la fórmula:

$$\text{Alcalinidad} = \frac{va * N * 50000}{vm}$$

Donde N= normalidad de HCl utilizado

va= volumen de ácido

vm= volumen de la muestra de agua.

e. Nitratos y Amonio

Debido a que ciertos iones como los nitratos y amonio tienen tiempos de preservación cortos; tiempos referidos por el Standard Methods for the examination of water & wastewater se optó por realizar medidas en campo mediante el uso de un colorímetro marca LaMotte modelo Smart 2. Se determinaron las concentraciones de nitrato y amonio siguiendo las indicaciones de los sistemas de reactivos para cada uno de los parámetros a determinar.

Para el caso del nitrato se utilizó el método ZINC REDUCTION código 3689-SC del catálogo de La Motte que funciona bajo el principio de la reducción del zinc en un rango de 0.00 a 60 ppm de NO_3^- . El zinc es usado para reducir nitrato a nitrito. De este modo, el nitrito que estaba originalmente presente en la muestra adicionado al nitrito producto de la reducción, reacciona con el ácido cromotrópico y produce que la muestra se tinte de color rojo. La intensidad de la coloración que se obtenga, estará en proporción a la cantidad de nitrito presente en la muestra (LaMotte, 2001).

Para el caso del amonio el método de análisis que se utilizó fue el de NESSLERIZATION código 3546-SC del catálogo de La Motte con un rango de 0.00 - 4.00 ppm de NH_4^+ . A la muestra de agua se le adiciona el reactivo de Nesler, el cual, forma un complejo de color en proporción a la cantidad de amonio presente en la muestra; también se le agrega sal de Rochelle, para prevenir la precipitación de calcio o magnesio en las muestras sin destilar (LaMotte, 2001).

4.2 Muestreo escala local

Para el análisis a escala local se estudiaron dos parcelas de cultivo localizadas dentro del Rancho Las Palmas, el cual, se encuentra localizado entre los poblados de Tlahuelilpan y Muntepec. Las parcelas de estudio fueron las denominadas UNAM y La Languera (Mapa 4.2). Las actividades realizadas en dichas parcelas se mencionan a continuación.

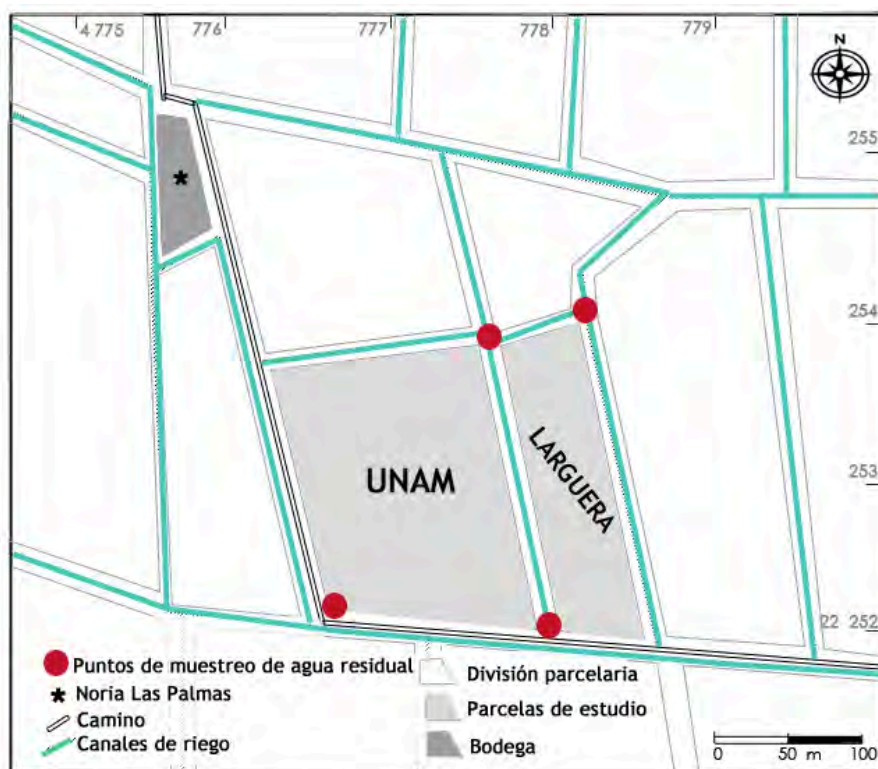


Fig. 4.5. Localización de las parcelas de estudio UNAM y Languera y puntos de muestreo de las muestras de agua residual dentro del Rancho Las Palmas.

4.2.1 Perfiles de suelo

Durante el curso de monitoreo ambiental correspondiente al año 2010 se realizaron tres perfiles de suelo dentro de la Parcela La Languera. En cada uno de ellos se realizó una evaluación edafocológica de acuerdo al manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo de Siebe *et al.* (1996). Los tres perfiles se encuentran distribuidos dentro a lo largo de la parcela como se muestra en la Fig. 4.5.

Los perfiles se construyeron de forma manual usando palas y pico. En cada uno de éstos perfiles se analizó la cantidad y espesor de horizontes, color por comparación con las tablas de Munsell; textura al tacto; densidad de raíces, porosidad y profundidad de perfil.

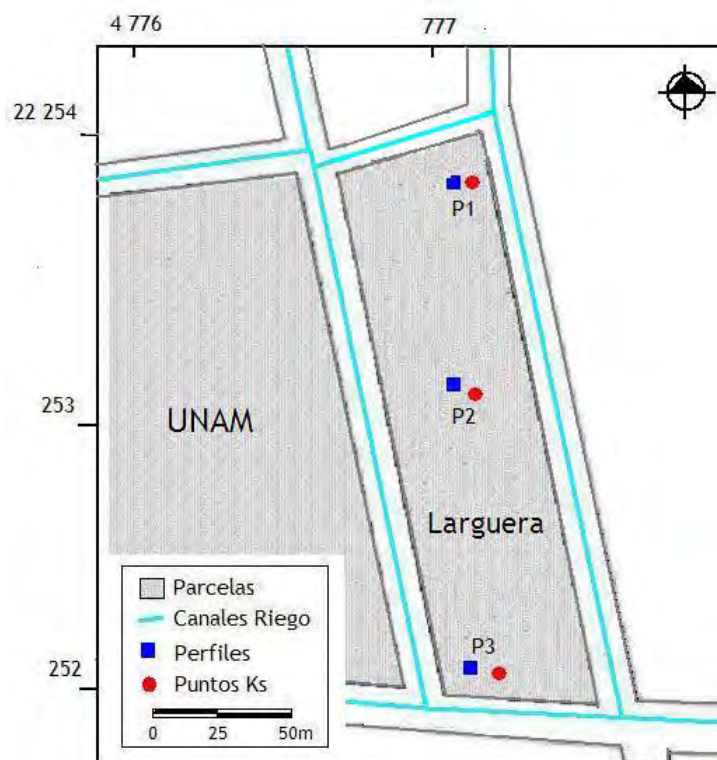


Fig. 4.6. Distribución de perfiles de suelos y puntos donde se determinó K_s dentro de la parcela La Languera, enero 2010.

4.2.2 Determinación de la conductividad hidráulica (k)

La medida de la conductividad hidráulica del suelo es necesaria, entre otras aplicaciones, para conocer la medida del volumen de agua infiltrado en función del tiempo (Santa Olalla *et al.* 2005). La infiltración nos da una idea de la entrada vertical de agua en el perfil del suelo y permite evaluar la cantidad de agua infiltrada así como la velocidad con la que ésta se moverá a través del perfil del suelo; aunque ésta dependerá de la homogeneidad del material y composición del suelo a profundidad.

Para determinar la conductividad hidráulica en campo se utilizó el método del Permeámetro Guelph. Éste método consiste en medir la velocidad de infiltración en estado estacionario de la recarga de agua en un suelo no saturado, a partir de una carga constante de agua. Dependiendo del tipo de suelo, las pruebas pueden durar entre media hora y dos horas (Santa Olalla *et al.* 2005).

Se realizaron 3 mediciones con el Permeámetro Guelph a un costado de cada perfil de suelo. En la figura 4.6 se muestran los puntos donde fue determinada la conductividad hidráulica en campo.

4.2.3 Toma de muestras de agua en lisímetros de succión

Los lisímetros de succión se utilizan para obtener muestras puntuales de agua a una determinada profundidad. En este caso, no se pueden calcular ni densidades de flujo ni volúmenes acumulados, únicamente se obtiene una muestra para el análisis posterior de la concentración de solutos (Santa Olalla *et al.* 2005).

Los lisímetros de succión colectan el agua retenida por el suelo en condiciones de no saturación. Al ejercer un vacío (tensión), el agua contenida en los poros del suelo entra dentro del lisímetro atravesando una membrana porosa y finalmente almacenándose en un depósito exterior (Santa Olalla *et al.* 2005).

En cada perfil de suelo construido en la parcela *La Languera* se colocaron lisímetros de succión a una profundidad donde éstos ya estuvieran localizados fuera de la acción de las raíces (desde 15 a 40cm aproximadamente).

Por último, las muestras fueron debidamente empacadas y se mantuvieron en hielo para conservarlas a una temperatura aproximada de 4° C durante su transporte e ingreso al laboratorio de Edafología Ambiental del Instituto de Geología de la UNAM.

4.3 Análisis de laboratorio

Las muestras obtenidas en campo debidamente empacadas y refrigeradas se trasladaron al Instituto de Geología de la UNAM donde se guardaron en un refrigerador y se mantuvieron a una temperatura adecuada para su correcta preservación 4° C. Debido a las variaciones en los tiempos de conservación de los iones a analizar, se procedió a determinar primero los aniones y posterior a esto los cationes con la finalidad de obtener datos confiables.

La determinación de aniones se realizó mediante cromatografía líquida de iones empleando un equipo HPLC marca Waters. Se utilizó como fase estacionaria la columna IC-Pack HR (4.6 mm de diámetro y 75 mm de longitud) marca Waters, la cual permite separar los siguientes aniones: F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , HPO_4^- y SO_4^{2-} ; y como fase móvil se utilizó una solución de gluconato borato de sodio 1.3 mM.

Cabe destacar que antes de introducir las muestras en el equipo fue necesario realizar diluciones a las muestras, con la finalidad de que la concentración de algún ion no sobrepasara el límite de detección del equipo provocando que la columna se saturara. Las diluciones se prepararon en tubos de 5 ml para la muestra original y la réplica y se realizaron con agua Mili-Q obtenida de un equipo Milli-Q plus.

Para los cationes, el análisis fue en dos equipos distintos de acuerdo con los iones a analizar. Para el Ca^{2+} y Mg^{2+} , se realizaron diluciones con óxido de lantano al 5 y 0.5%, y su detección se realizó en un equipo de espectrofotometría de absorción atómica marca Perkin Elmer, modelo 3110; mientras que en el caso del Na^+ y K^+ las diluciones fueron realizadas con cloruro de Cesio al 1 y 0.1% y su determinación fue en un equipo de flamometría marca Corning modelo 400.

Los equipos donde se analizaron las muestras de agua de aniones y cationes se encuentran ubicados en el laboratorio de Edafología Ambiental del Instituto de Geología de la UNAM a cargo de la Dra. Lucy Mora; dichos análisis se realizaron bajo su supervisión y apoyo.

4.4 Actividades de gabinete

4.4.1 Recopilación de información para el estudio del medio geológico regional y local

Como parte de la investigación fue necesario conocer a fondo el medio geológico de la zona de estudio para lo cual, se realizó una búsqueda bibliográfica y recopilación de trabajos existentes de la zona que estuvieran enfocados a la geología superficial y del subsuelo e hidrogeología.

Se consultó la carta topográfica editada por el INEGI escala 1:50 000 clave F14 C89 y la carta del Servicio Geológico Mexicano 1:50 000 clave F14 C89 con la finalidad de delimitar la zona de estudio y localizar los puntos de interés para el muestreo.

Para conocer la geología del subsuelo se buscaron informes y secciones geológicas que se hubieran elaborado en base a la información de recortes de perforación y/o estudios geofísicos obtenida durante la construcción de los pozos de abastecimiento de agua potable en Tlahuelilpan y Muntepec.

Se consultaron informes, trabajos previos, tesis y artículos relacionados con el riego con agua residual dentro del Valle del Mezquital; así mismo, se buscó información en artículos, libros e informes referente al nitrógeno, poniendo mayor énfasis a los nitratos y su dinámica con el agua subterránea.

Una vez realizada la recopilación bibliográfica, se procedió a analizar e integrar la toda la información obtenida y posteriormente se realizó una descripción de la geología, hidrogeología, clima y suelos del área de estudio y por otra parte, se describió la dinámica y transformaciones de los nitratos en el agua subterránea.

4.4.2 Tratamiento de datos

Error analítico

Se determinó el error analítico de los resultados reportados por el laboratorio para cada muestra de agua obtenida de los diferentes puntos: agua residual, agua de lisímetros y agua subterránea, mediante la fórmula:

$$\frac{\sum \text{cationes} - \sum \text{aniones}}{\sum \text{cationes} + \sum \text{aniones}} * 100$$

Cabe destacar que se descartaron aquellas muestras que sobrepasaron un error máximo permisible del 23 % debido a que ya no resultaban ser confiables para este estudio.

Paquetería y edición de imágenes

Los mapas de dirección del flujo subterráneo, profundidad al nivel estático iso-concentraciones e interpolaciones fueron realizados con el programa Surfer 8. Los diagramas de Piper se realizaron con el programa AquaChem. La edición y diseño de los mapas, gráficos, diagramas e imágenes se realizó con los programas: PhotoShop CS y Corel Draw.

5. ANÁLISIS DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la zona de estudio se trabajó dentro de los dos primeros acuíferos y se determinó:

Una zona no saturada de profundidad variable y extensión irregular, cuya recarga, se infiere, proviene de las infiltraciones del agua de lluvia y del aporte lateral subterráneo pero principalmente por la infiltración del excedente de las láminas de riego. La zona no saturada está comprendida dentro los primeros metros de profundidad y corresponde a suelos formados por la alteración de materiales volcánicos.

El sistema acuífero de la zona de estudio se dividió en dos unidades. La primera, un acuífero ubicado a 8-30 m de profundidad, que denominaremos somero, se encuentra explotado mediante norias y la segunda, denominada de aquí en adelante, acuífero profundo, ubicado a 70-100 m de profundidad el cual, constituye la unidad acuífera más importante y es la principal fuente de abastecimiento de agua subterránea en la zona.

A continuación se describe el comportamiento del flujo del agua en estos dos horizontes que integran el sistema acuífero, así como el comportamiento hidrogeoquímico de cada uno. Como punto inicial se muestra el análisis de la composición química del agua residual que se aplica en el riego.

5.1 Agua residual

Para el desarrollo del tema de estudio de esta tesis se han empleado las parcelas utilizadas por varios años, para el desarrollo de las actividades de campo de la asignatura de *Monitoreo Ambiental*, que se imparte dentro del Posgrado en Ciencias de la Tierra.

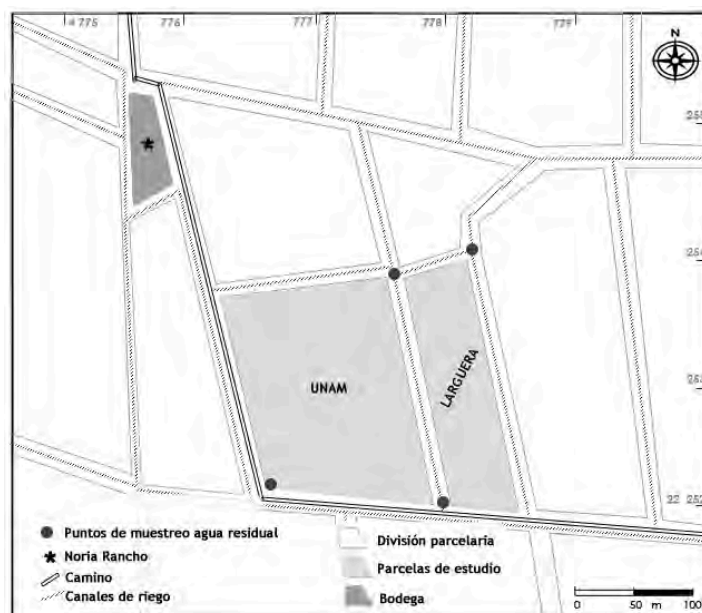


Fig. 5.1.1. Localización de las parcelas de estudio y los puntos de muestreo de agua residual.

Una de las actividades realizadas en dicha asignatura, es el de analizar la composición del agua residual que es utilizada durante los periodos de riego y que circula en los canales que circundan las parcelas UNAM y La Languera (Fig. 5.1). Durante los cursos impartidos en los años 2008 y 2009 se estudió la parcela UNAM (Fig. 5.1) y debido a problemas con el suministro de agua para riego, para el curso del 2010, se utilizó la parcela La Languera.

5.1.1 Resultados de campo

Los resultados de los parámetros determinados en campo a las muestras de agua residual obtenidas durante diversos cursos se muestran en la Tabla 5.1:

Tabla 5.1. Parámetros promedio obtenidos en campo de agua residual.

Fecha	T (°C)	pH	CE (mS/cm)	NO ₃ ⁻ (meq/L)	NH ₄ ⁺ (meq/L)
Enero - 2008 (n=15)	NSD	NSD	1.69	NSD	NSD
Enero - 2009 (n=6)	24.3	7.69	1.90	NSD	NSD
Enero - 2010 (n=7)	19.9	7.86	2.10	0.026	1.76

T, Temperatura; CE, Conductividad eléctrica; NSD, No se determinó.

Los valores obtenidos de temperatura se encuentran en el intervalo de 19.9 a 24.3 °C promedio; las muestras tienen un pH entre 7.69 y 7.86, valores que se encuentran dentro del rango de 6.9 - 8.4 reportado por BGS (1998), Ramírez-Fuentes *et al.* (2002) y Lucho-Constantino *et al.* (2005). La conductividad eléctrica se encuentra entre 1.69 y 2.10 mS/cm, valores similares a lo reportado por BGS (1998), Gutiérrez y Silva de la Rosa (1998), Ramírez-Fuentes *et al.* (2002) y Lucho-Constantino *et al.* (2005) con valores entre 1.00 y 2.3 mS/cm. El contenido de NO₃⁻ tiene un valor promedio de 0.026 meq/L en 2010. Ramírez-Fuentes *et al.* (2002) encontraron valores cercanos a cero, mientras que BGS (1998) y Jiménez *et al.*, (2004) reportaron valores entre 0-0.20 y 0-0.12 meq/L respectivamente, valores que están en el mismo orden de magnitud. Por otra parte, la concentración de NH₄⁺ es notablemente mayor en comparación con el NO₃⁻; el valor promedio se ubicó en 1.76 meq/L. Valor similar a lo reportado por la BGS (1998) de 1.16-1.38 meq/L, Ramírez-Fuentes *et al.* (2002) quienes reportaron 1.21 meq/L, y Jiménez *et al.* (2004) de 0.45-1.55 meq/L.

5.1.2 Resultados analíticos

De los resultados (Tabla 5.2) se puede observar que el catión dominante es el sodio para el cual se tienen concentraciones de 7.82-10.43 meq/L. Los resultados obtenidos son semejantes a lo reportado por BGS (1998); Ramírez-Fuentes *et al.* (2002) y Cervantes y Armienta (2004) quienes reportan al sodio también como catión dominante con concentraciones entre 4.13 y 14.65 meq/L. Para el calcio, Ramírez-Fuentes *et al.* (2002) reportaron 0.82 meq/L, y para el potasio, BGS (1998) encontró valores de 0.25-0.94 meq/L.

El anión dominante es el bicarbonato seguido por el cloruro, lo cual coincide con lo reportado por Cervantes y Armienta (2004), Gutiérrez y Silva de la Rosa (1998), Ramírez-Fuentes *et al.* (2002) y BGS (1998) de 6.55 meq/L y 2.47-7.70 meq/L, respectivamente.

Con los resultados obtenidos del laboratorio se realizó el diagrama de Piper correspondiente para identificar la familia de agua a la cual corresponden las muestras de agua residual tomadas en varios años (Fig. 5.2).

Tabla 5.2. Resultados de iones del agua residual.

Año	Muestra	Cationes (meq/L)					Aniones (meq/L)				Error
		K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	
Enero 2008	1	1.00	10.44	0.26	4.58	2.00	12.42	6.75	0.00	1.70	-6.59
	2	0.81	8.87	0.20	3.37	3.68	11.64	6.41	0.00	1.49	-7.17
	3	0.56	8.66	0.20	2.55	3.38	11.45	4.96	0.00	1.22	-6.91
	4	0.90	9.37	0.24	3.84	2.39	12.22	4.68	0.00	1.39	-4.42
	5	0.81	9.96	0.24	4.20	3.65	12.22	3.11	0.00	1.09	6.90
	6	0.84	9.35	0.23	3.54	2.42	11.06	5.42	0.00	2.64	-7.70
	7	0.84	10.22	0.27	4.20	3.69	11.25	4.11	0.00	1.34	7.01
	8	1.07	9.67	0.25	4.67	1.93	12.03	4.79	0.00	0.32	1.33
	9	1.34	9.79	0.26	3.66	4.41	11.64	5.09	0.00	1.56	3.10
	10	0.67	7.92	0.21	2.94	2.48	10.67	3.76	0.00	1.34	-5.18
	11	1.34	9.16	0.25	3.69	4.05	12.42	3.35	0.00	1.25	4.15
	12	1.21	8.63	0.24	3.45	2.92	9.70	4.32	0.42	0.35	5.33
	13	1.13	8.92	0.24	3.28	4.64	10.86	4.59	0.00	1.61	3.26
	14	1.34	9.18	0.25	3.61	3.77	11.45	3.62	0.25	1.80	2.92
	15	1.37	9.56	0.26	3.87	4.28	11.64	3.62	0.00	1.44	7.31
Enero 2009	1	1.12	12.07	2.14	2.54	3.83	13.71	4.90	0.00	1.51	3.78
	2	1.27	12.17	2.25	2.40	3.87	15.11	5.80	0.00	1.53	-1.08
	3	1.12	11.86	2.36	2.40	3.73	15.40	4.93	0.07	1.31	-0.56
	4	1.64	12.28	1.13	1.90	4.48	14.37	5.24	0.00	1.66	0.35
	5	1.44	13.12	2.41	2.48	3.86	14.75	5.04	0.00	1.50	4.52
	6	1.59	12.28	2.73	2.63	3.72	15.50	5.28	0.00	1.69	1.05
Enero 2010	1	1.10	9.64	1.88	3.09	0.96	14.00	5.59	0.50	2.28	-14.60
	2	1.41	12.23	1.90	3.14	2.18	14.80	5.03	0.38	0.68	-0.07
	3	1.05	11.96	1.80	2.96	2.09	14.40	5.00	0.33	0.65	-1.31
	4	1.23	10.35	2.17	3.58	2.05	13.20	5.22	0.50	0.75	-0.74
	5	1.18	10.44	2.18	3.59	1.66	13.60	5.17	0.47	0.67	-2.22
	6	1.20	10.53	1.97	3.25	1.82	13.60	7.26	0.56	1.11	-9.10

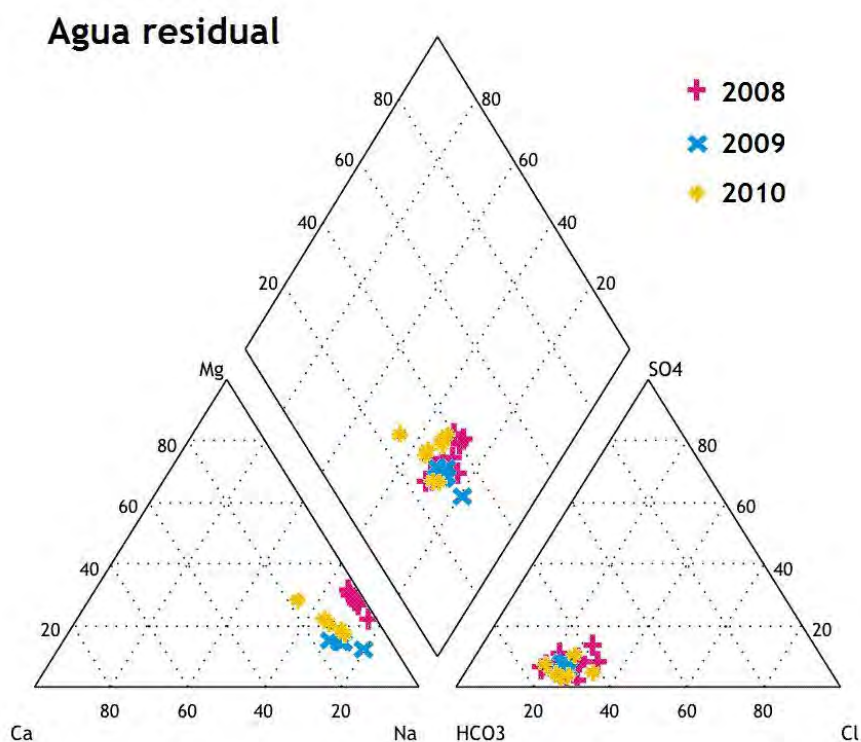


Fig. 5.1.2. Diagrama de Piper correspondiente a las muestras de agua residual.

Se puede observar que el agua residual corresponde al tipo bicarbonatada-sódica. Se observa que la familia de agua no ha variado a lo largo del tiempo al comparar las muestras correspondiente a los tres años.

Para el caso del contenido de NH_4^+ y NO_3^- se puede observar en la Tabla 5.2 que el NH_4^+ es mayor en concentración en comparación con el NO_3^- ; sin embargo, dichos valores son mayores a los determinados en campo mediante el uso del colorímetro (Tabla 5.1) y también a lo reportado por BGS (1998) y Jiménez *et al.* (2004) de 0.161-1.55 (meq/L) para el caso del NH_4^+ y 0-0.203 (meq/L) para el NO_3^- .

Lo anterior, podría deberse a que, a pesar de que las muestras de agua destinadas al análisis de laboratorio, fueron filtradas en campo y preservadas a una temperatura adecuada, la acción bacteriana no fue del todo suprimida y continuaron ocurriendo procesos de nitrificación que provocaron que el contenido de NO_3^- se incrementara aun en laboratorio. Por tal motivo, se decidió descartar los resultados de NO_3^- y NH_4^+ obtenidos en laboratorio y trabajar únicamente con lo determinado en campo por colorimetría, por considerarse que los resultados así obtenidos tienen mayor confiabilidad por ser obtenidos *in situ*.

5.2 Comportamiento hidrológico de la zona no saturada

El suelo tiene un papel muy importante dentro del comportamiento hidrológico de la zona no saturada; por lo tanto, durante el desarrollo del curso de Monitoreo Ambiental correspondiente al año 2010 se estudiaron las características físicas de los suelos dentro de la parcela La Languera durante un periodo de riego.

Para realizar la descripción de los suelos se analizaron tres perfiles ubicados dentro de la parcela La Languera (Fig. 5.3).

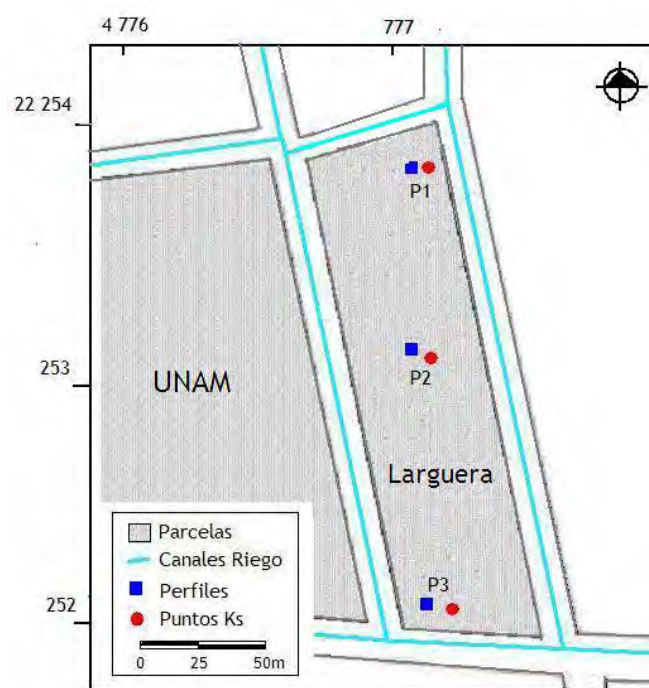


Fig. 5.2.1. Distribución de puntos de análisis de suelos; parcela La Languera, enero 2010.

Se encontró que en los tres perfiles analizados, el material parental es de origen clástico compuesto por: flujos de lava, depósitos de tobas y cenizas volcánicas; los horizontes son de color oscuro con una fuerte acumulación de materia orgánica; cuentan con un drenaje natural de bueno a moderado y tienen un buen almacenamiento de humedad por el tamaño de sus poros (Siebe *et al.* 2010).

Las texturas predominantes en los horizontes superficiales son franco arcillo limosa y franco arcillosa, convirtiéndose a profundidad, en arenosa franca con excepción del perfil 3, el cual, conserva una textura franco arcillo limosa a lo largo de toda la secuencia (Siebe *et al.* 2010).

La profundidad de los perfiles es variable. El perfil 2 es el más somero de los tres con una profundidad de 50 cm; por otro lado, los perfiles 1 y 3 tienen una profundidad de 73 y 107 cm respectivamente, siendo el perfil 3 el más profundo de los tres.

Por otro lado, se realizaron tres mediciones con el infiltrómetro Guelph a un costado de cada perfil de suelo para determinar la velocidad de infiltración (Ks). La localización y distribución de los puntos de análisis se observan en la Fig. 5.3.

Tabla 5.3. Resultados de los valores de Ks obtenidos en cada perfil de suelo dentro de la parcela La Languera; enero 2010.

Perfil	Ks promedio (cm/min)	Interpretación (Siebe <i>et al.</i> 2010)
1	7.90E-03	Muy baja
2	1.49E-02	Media-baja
3	1.95E-02	Media-baja

En el perfil 1 se determinaron los valores más bajos de Ks, dando como resultado, una lenta infiltración del agua residual. En los perfiles 2 y 3 se obtuvieron valores más altos de Ks, lo cual indica, una mayor infiltración del agua de riego. Para el caso del perfil 2, el poco espesor con la que cuenta el suelo y la media-baja infiltración resulta en una vulnerabilidad del acuífero debido a que puede ocurrir una rápida lixiviación de nitratos. Por otro lado, el perfil 3 se ve favorecido al tener un suelo más profundo el cual dificulta la lixiviación de nitrato.

Los suelos dentro de la zona de estudio cuentan con una mediana conductividad hidráulica asociada a la textura de los mismos y en zonas donde éstos no son muy profundos (menores a un metro) se favorece la recarga del acuífero; además, dada la composición del agua residual también se favorece la lixiviación de nitrato y contaminación de acuíferos al no contar con suelos lo suficientemente profundos que sirvan de filtro y retengan contaminantes (Siebe *et al.* 2010).

5.1.3 Hidrogeoquímica de la zona no saturada

Durante el desarrollo de la asignatura de Monitoreo Ambiental se ha analizado, a la par de la composición del agua residual, también la composición del agua infiltrada durante los periodos de riego ha sido obtenida mediante lisímetros de succión colocados en los perfiles de suelo.

Los resultados obtenidos del análisis de laboratorio se muestran en la Tabla 5.4. Se encontró al sodio como catión dominante y al bicarbonato como el anión dominante. Las concentraciones obtenidas son semejantes a lo reportado por BSG (1998) que señala valores de 17.39-21.73 meq/L para sodio, 2.49-9.98 meq/L para calcio, 1.04-4.16 meq/L para SO_4^{2-} y 5.64-14.10 meq/L para cloruro. Así mismo, Fuentes *et al.* (2002) también reportaron como catión dominante al sodio.

Con los datos anteriores, se construyó el diagrama de Piper correspondiente (Fig. 5.4); cabe señalar que las muestras correspondientes al 2010 no se graficaron dentro del diagrama debido a que no fue determinada la concentración de HCO_3^- ni en campo ni en laboratorio.

En el diagrama de Piper (Fig. 5.4) se puede observar que el agua de los lisímetros corresponde a la familia de agua bicarbonatada-sódica. La familia de agua encontrada en estas muestras coincide con lo encontrado con las muestras de agua residual sin embargo, en el caso de los lisímetros se observa un desplazamiento en la familia de agua correspondiente a un aumento en la concentración del ion cloruro. Dicho incremento se puede deber a que el agua residual contiene una alta concentración de sales; posterior a los periodos de riego, la concentración de sales en el suelo aumenta debido a la pérdida de humedad por evaporación; por lo tanto, con los nuevos periodos de riego el agua que percole lavará el contenido de sales y consecuentemente se tendrá un aumento en la concentración.

Tabla 5.4. Resultados de laboratorio de las muestras de agua tomada de los lisímetros instalados en las parcelas en estudio. Los resultados de 2008 y 2009 corresponden a muestras tomadas en la parcela UNAM y los de 2010 a la parcela La Languera.

Año	Muestra	Cationes (meq/L)					Aniones (meq/L)				Error
		K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃	SO ₄ ²⁻	
Enero 2008	1	0.07	19.96	0.33	3.31	0.00	4.75	0.33	5.82	2.32	15.81
	2	0.12	17.79	0.24	2.58	0.00	4.12	0.58	6.79	2.10	14.33
	3	0.18	15.21	0.34	3.28	0.00	6.30	0.35	10.67	3.19	-3.80
	4	0.27	7.92	0.26	3.11	0.00	3.26	0.29	8.25	1.66	-7.60
	5	0.21	8.70	0.29	3.07	0.00	4.03	0.04	8.25	1.48	-15.3
	6	0.83	9.79	0.23	2.59	0.00	8.00	0.26	0.00	2.51	11.05
	7	0.86	10.35	0.28	3.36	0.55	6.06	0.28	5.24	1.95	-0.27
Enero 2009	1	0.64	11.42	4.91	2.86	ND	5.54	11.83	11.83	3.03	-1.64
	2	0.00	13.15	3.98	2.54	ND	5.37	11.63	11.63	2.79	-1.05
	3	0.66	11.02	3.36	2.36	ND	4.31	10.43	10.43	2.13	1.18
	4	0.74	11.65	3.44	2.47	ND	4.68	10.79	10.79	2.17	1.71
	5	0.00	12.92	1.67	2.87	ND	5.28	10.86	10.86	2.63	-4.06
	6	0.32	8.16	1.67	2.87	ND	4.20	8.84	8.84	1.84	-6.82
	7	0.93	10.05	4.45	2.65	ND	5.42	10.86	10.86	2.64	-2.37
	8	0.78	9.92	5.46	3.39	ND	5.33	10.97	10.97	2.72	0.60
	9	0.00	12.08	2.65	2.04	ND	5.20	10.64	10.64	3.85	-8.46
	10	0.56	16.11	3.84	2.49	ND	5.28	9.96	9.96	3.65	9.41
	11	0.61	18.24	4.96	4.02	ND	5.12	11.43	11.43	3.75	15.09
	12	0.49	16.31	3.88	2.71	ND	5.26	12.06	12.06	3.81	4.23
	13	0.78	9.89	4.69	3.25	ND	5.72	6.98	6.98	3.71	5.85
	14	0.51	10.20	5.34	3.72	ND	5.62	11.01	11.01	4.55	-3.79
	15	0.70	13.09	5.45	4.18	ND	5.63	11.73	11.73	4.57	2.97
	16	0.82	10.06	5.22	3.61	ND	5.49	12.50	12.50	3.65	-4.75
	17	0.64	11.79	4.88	4.30	ND	5.48	10.34	10.34	5.32	0.98
	18	0.55	11.71	6.65	4.73	ND	5.70	11.49	11.49	4.79	3.38
	19	0.28	14.60	0.88	0.52	ND	5.59	11.63	11.63	1.88	-8.50
	20	0.37	15.96	3.72	2.68	ND	5.68	11.47	11.47	2.28	7.66
	21	0.63	16.08	3.31	2.93	ND	5.66	9.78	9.78	2.43	12.39
	22	1.65	14.97	3.39	3.76	ND	6.92	2.61	2.61	2.16	3.09
	23	1.30	14.00	3.73	3.28	ND	6.25	8.25	8.25	2.12	-3.89
	24	1.33	14.43	3.54	3.30	ND	6.13	6.96	6.96	2.14	-0.16
	25	1.03	15.78	4.03	3.74	ND	5.86	3.59	3.59	1.89	-2.11
	26	1.27	14.21	3.78	3.36	ND	6.39	6.79	6.79	2.24	4.43
	27	1.22	14.67	3.39	2.84	ND	5.76	4.08	4.08	2.09	-3.90
	28	1.72	13.41	3.45	2.93	ND	5.66	5.20	5.20	1.97	4.03
Enero 2010	1	0.64	11.51	3.37	5.55	ND	3.58	8.03	ND	1.89	21.87
	2	1.02	7.27	2.10	3.47	ND	3.55	4.96	ND	2.17	12.97

Se encontró un cambio en la especie dominante de nitrógeno en las muestras de lisímetros en comparación con el agua residual. Aunque los valores de la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ son muy bajos, se puede observar que la concentración del NO₃⁻ es mayor con respecto al NH₄⁺. El incremento en la concentración de nitrato se asocia principalmente, a procesos de nitrificación lo cual, ocurre cuando el agua de riego se infiltra en el suelo e interactúa con el oxígeno presente en los poros del mismo transformando NH₄⁺ a NO₃⁻; es decir, la zona no saturada cuenta con las condiciones idóneas de oxigenación para que ocurran procesos de nitrificación, es decir, el amonio se oxida a nitrato (Buss *et al.* 2001; Esteller *et al.* 2001; Porta *et al.* 2008).

Por otro lado, el nitrato generado por procesos de nitrificación puede ser degradado biológicamente mediante procesos de desnitrificación a nitrógeno en forma de N₂ cuando ocurren condiciones anaerobias al momento de que el suelo haya sido saturado por completo y de este modo, perderse por medio de volatilización.

La disminución de amonio también puede estar asociada a procesos de asimilación de NH₄⁺ por procesos de degradación biológica así como intercambio catiónico principalmente en superficies arcillosas (Buss *et al.* 2004; Esteller *et al.* 2001; Cha *et al.* 2005).

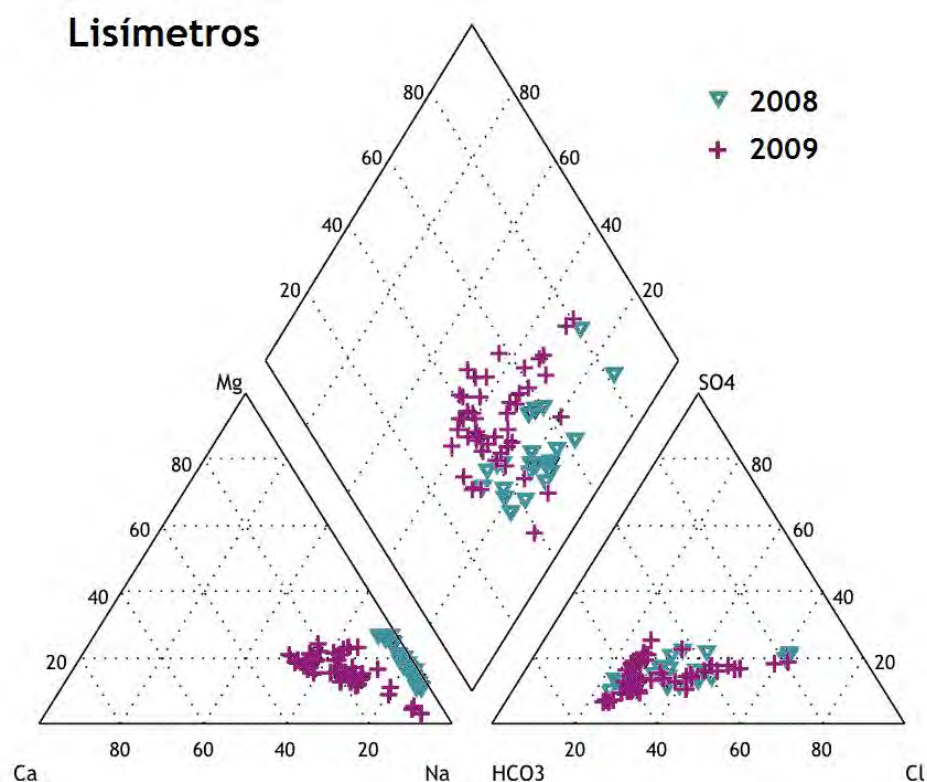


Fig. 5.2.2. Diagrama de Piper muestras de solución de suelo de la zona no saturada.

5.3 Comportamiento hidrogeológico de la zona saturada

Durante la etapa de reconocimiento de campo se localizaron en la zona de estudio tres norias de uso diverso y cuatro pozos de abastecimiento de agua para consumo humano, los cuales, en conjunto, permitirían mediante mediciones continuas del nivel piezométrico conocer el comportamiento del flujo subterráneo de la zona de estudio, así mismo, ser puntos de monitoreo del agua subterránea.

Tabla 5.5. Valores de longitud, latitud y altitud (msnm) obtenidos por dos diferentes técnicas para norias y pozos que integran la red de monitoreo en el Valle del Mezquital.

Punto	GPS DIFERENCIAL		TEODOLITO		DIFERENCIA (m)
	Latitud Norte UTM	Longitud Este UTM	Altitud (msnm)	Altitud (msnm)	
Base Hotel Morán	2225928.994	475980.877	2062.439	ND	
NORIAS					
1 Las Palmas	2225480.560	477581.819	2077.813	2077.250	0.563
2 Tlahuelilpan 1	2226075.258	475932.170	2056.297	2054.525	1.772
3 Tlahuelilpan 2	2224906.480	476641.375	2061.243	2060.117	1.126
POZOS					
4 Las Palmas	2225860.943	477535.435	2076.807	2076.740	0.067
5 5 Mayo	2225929.710	476843.924	2065.432	2064.088	1.344
6 Miravalle	2226976.266	476690.887	2058.856	2057.197	1.659
7 Muntepec	2226047.294	478547.901	2103.890	2103.890	0

Los resultados obtenidos de la nivelación topográfica con el GPS diferencial y teodolito de los puntos que integraron la red de monitoreo se muestran en la Tabla 5.5:

En la zona de estudio se definió que el punto topográfico más alto es el Pozo Muntepec y por el contrario, el más bajo es la Noria Tlahuelilpan 1; es decir, la pendiente topográfica de la zona de estudio sigue una tendencia E-W como lo muestra el Fig. 5.5.

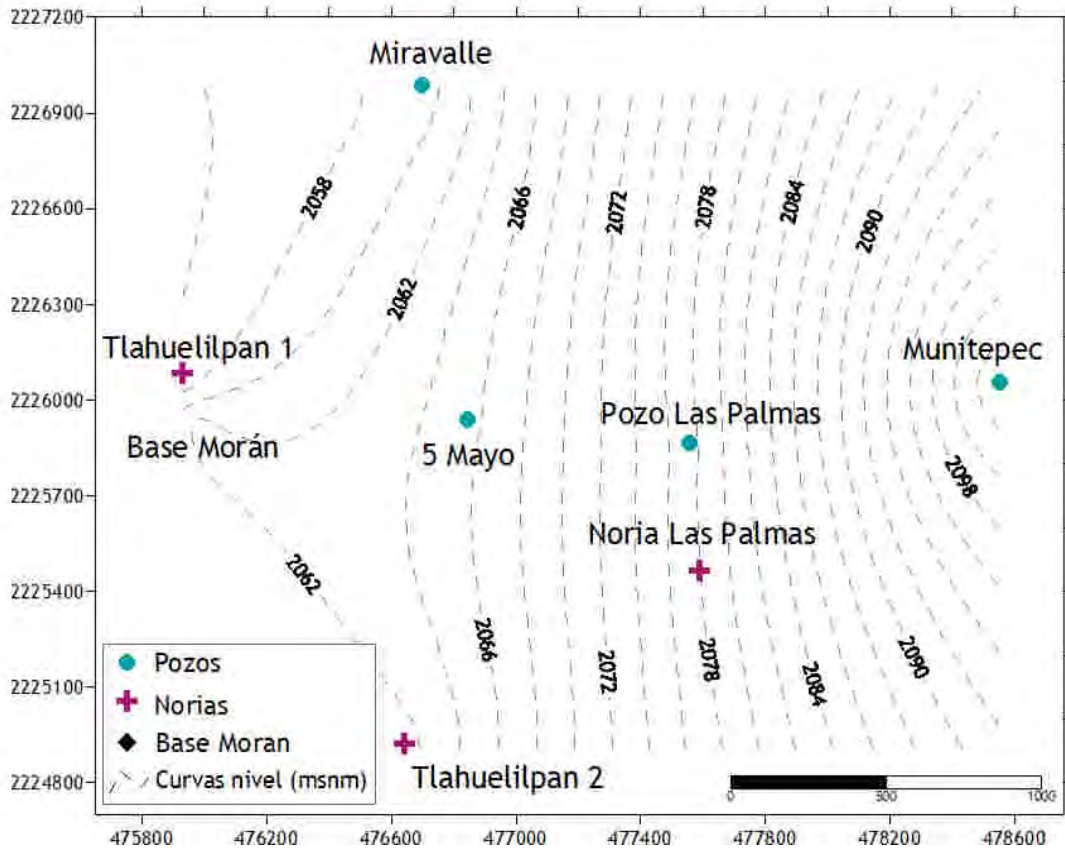


Fig. 5.3.1. Curvas de nivel topográfico para la zona de estudio.

5.3.1. Comportamiento piezométrico en el acuífero somero

Durante cada visita a la zona de estudio se tomaron medidas referentes a la profundidad del nivel piezométrico de cada noria, obteniéndose la información incluida en la Tabla 5.6.

Tabla 5.6. Niveles estáticos de norias.

Fecha	Las Palmas		Tlahuelilpan 1		Tlahuelilpan 2	
	PNE	ENE	PNE	ENE	PNE	ENE
09/07/09	24.39	2052.86	NSD	NSD	NSD	NSD
10/08/09	24.50	2052.75	NSD	NSD	NSD	NSD
20/08/09	23.83	2053.42	NSD	NSD	NSD	NSD
22/08/09	23.66	2053.59	NSD	NSD	NSD	NSD
22/08/09	23.55	2053.70	NSD	NSD	NSD	NSD
23/08/09	23.54	2053.71	8.43	2046.095	NSD	NSD
06/10/09	23.10	2054.15	NSSD	NSD	NSD	NSD
21/09/09	22.10	2055.15	NSD	NSD	NSD	NSD
14/10/09	24.30	2052.95	NSD	NSD	NSD	NSD
22/11/09	25.17	2052.08	8.79	2045.735	NSD	NSD
21/01/10	25.70	2051.55	NSD	NSD	NSD	NSD
07/02/10	25.45	2051.80	NSD	NSD	16.51	2043.607
10/02/10	25.83	2051.42	8.80	2045.725	17.80	2042.317
23/02/10	26.03	2051.22	9.22	2045.305	NSD	NSD
12/03/10	26.50	2050.75	8.41	2046.115	16.64	2043.477

PNE= Profundidad del nivel estático (m).
 ENE= Elevación del nivel estático (m.s.n.m.)
 NSD= No se determinó.

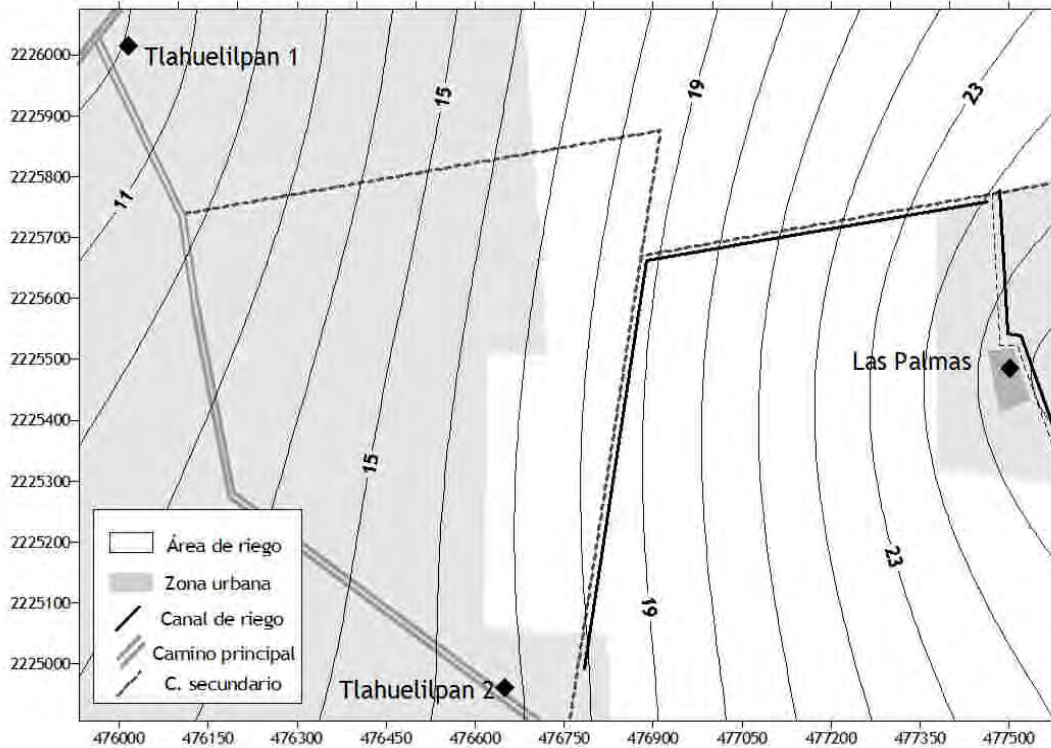


Fig. 5.3.2. Profundidad del nivel estático en norias, 12 de marzo 2010.

En la figura 5.6 se puede observar la profundidad del nivel freático de la zona determinado el 12 de marzo 2010. Con los resultados obtenidos se encontró que los niveles más profundos se encuentran hacia la porción E de la zona de estudio hacia el Rancho las Palmas y va disminuyendo en dirección E-W hacia la Noria Tlahuelilpan 1. Esta configuración es semejante a la reportada por BGS (1998) y Gutiérrez Ángeles y Silva de la Rosa (1998) quienes reportan de 3 a 40 m y de 10 a 60 m de profundidad, respectivamente. Cabe señalar que los anteriores estudios abarcaron una área mayor donde quedó comprendida esta zona de estudio.

5.3.2. Comportamiento piezométrico en el acuífero profundo

En los antes cuatro pozos de abastecimiento de agua, no fue posible obtener medidas de la profundidad al nivel estático de forma constante y durante las fechas de muestreo de agua subterránea, debido a que, los pozos no cuentan con las adecuaciones necesarias para bajar la sonda además de que se encuentran en constante bombeo.

Sin embargo, se consultó con las personas a cargo del manejo de los pozos quienes proporcionaron información referente a la profundidad del nivel estático obtenidas durante mientras los pozos recibían mantenimiento; los resultados se muestran a continuación (Tabla 5.7):

Tabla 5.7. Niveles estáticos de pozos.

Pozo	Profundidad del nivel piezométrico (m)
Las Palmas	70.90
5 Mayo	65 - 70
Miravalle	65 - 70
Munitepec	100.80

Los valores correspondientes a la profundidad del nivel piezométrico están en el mismo rango reportado por Gutiérrez Ángeles y Silva de la Rosa (1998) de 50 a 450 m de profundidad. De los resultados anteriores, se define la presencia de dos acuíferos ubicados a distintas profundidades; el primero, explotado mediante norias que se encuentra de 8 a 25 m de profundidad, y otro explotado mediante pozos profundos a 70-100 m.

El acuífero explotado mediante pozos constituye la unidad acuífera más importante y es la principal fuente de abastecimiento de agua subterránea en la zona, mientras que el otro, se explota en baja escala para usos agrícolas y domésticos (del Arenal, 1985; Gutiérrez y Silva de la Rosa, 1998; Cervantes y Armienta 2004).

5.3.3. Dirección del flujo subterráneo

Acuífero somero

La red de flujo subterráneo de la zona se determinó con la información obtenida de la nivelación topográfica y las mediciones del nivel estático de norias. Con los resultados anteriores se realizó la configuración de isocargas de cargas hidráulicas (Fig. 5.7).

De acuerdo con los resultados obtenidos en campo, se puede observar que la dirección del flujo subterráneo es preferentemente con orientación NE-SW (Fig. 5.7). Los resultados obtenidos en el presente trabajo difieren con lo encontrado en estudios anteriores realizados en la zona de estudio. Gutiérrez Ángeles y Silva de la Rosa (1998) reportaron la dirección del flujo en el Valle del Mezquital con dirección SE-NW y la BGS (1998) en dirección S-N coincidiendo con la dirección del drenaje superficial

Sin embargo, es difícil definir una dirección general del flujo subterráneo para el Valle del Mezquital debido a la influencia de diversos patrones de fracturamiento de las rocas volcánicas que lo subyacen. Cervantes y Armienta (2004) reportan en la zona sur del Valle (río Tula y Actopan) una dirección SE-NW y en cambio, hacia la zona centro del Valle, una dirección SW-NE. Ellos encontraron una discontinuidad en el gradiente hidráulico hacia las inmediaciones de Tlahuelilpan causado por un posible fallamiento; área que coincide con la zona de estudio. Lo anterior explicaría la diferencia en la componente de la dirección de flujo definida en el presente trabajo así como la falta de similitud con la dirección de flujo subterráneo reportado por otros autores.

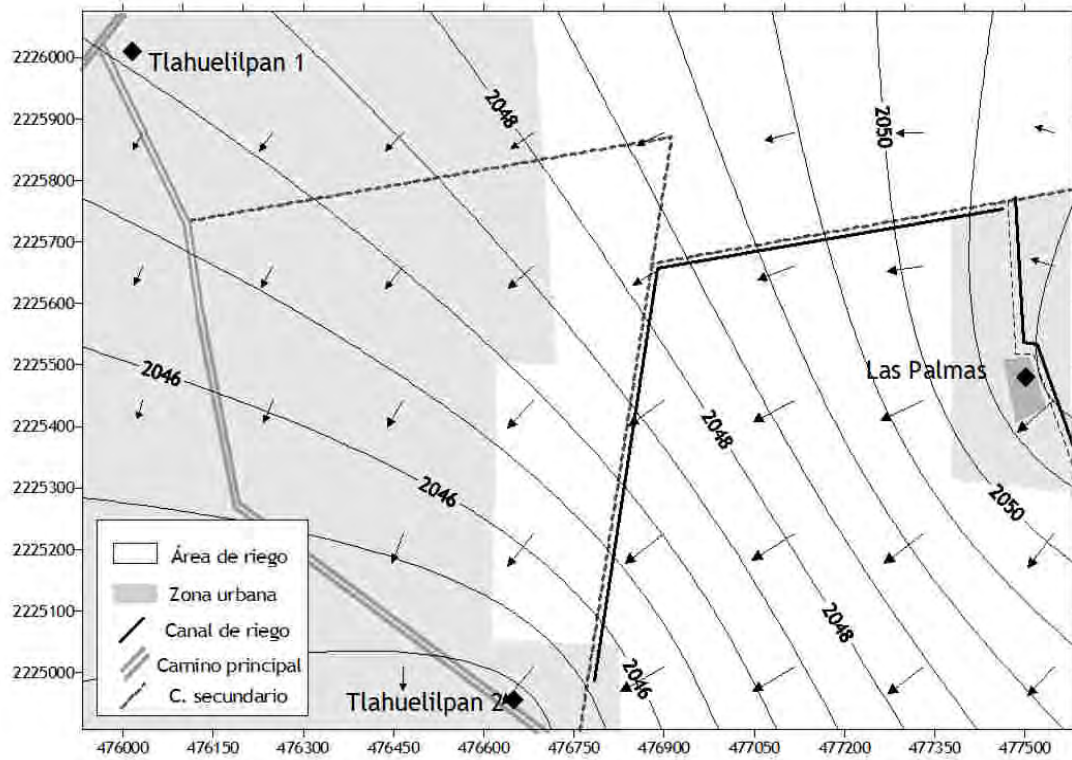


Fig. 5.3.3. Elevación y dirección del flujo subterráneo en norias.

Con los datos correspondientes a la elevación del nivel estático de las norias obtenidos en campo, se realizaron hidrógrafos para visualizar las variaciones del nivel en diversos puntos del acuífero a lo largo del periodo de monitoreo (Fig 5.8).

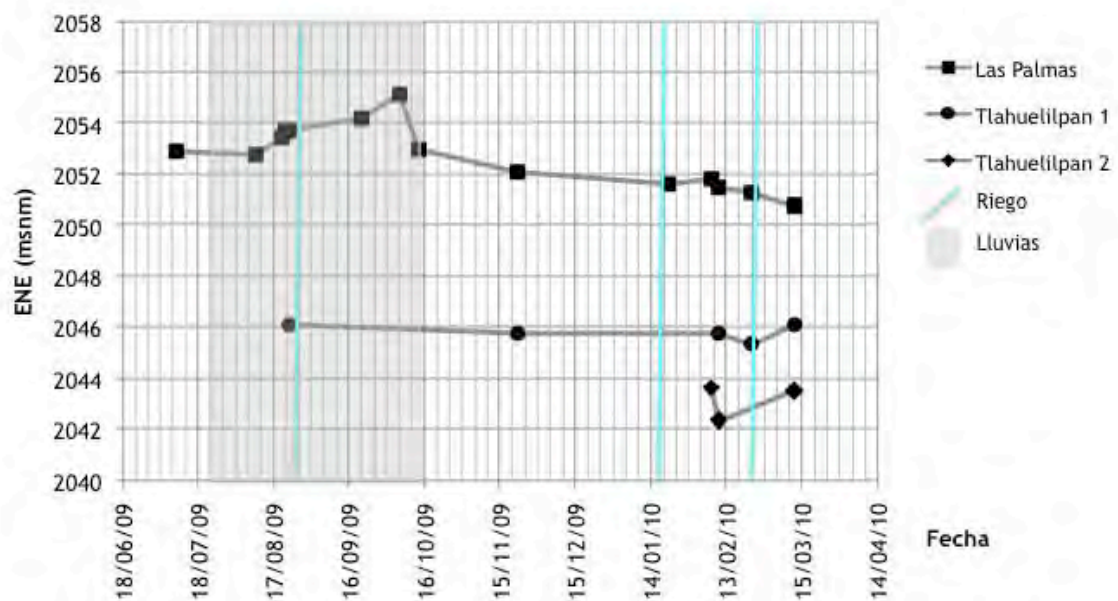


Fig. 5.3.4. Variación de la elevación de los niveles estáticos de las norias de la zona de estudio y la influencia de riego y temporada de lluvias.

Para el caso de la noria Las Palmas (Fig. 5.8), se observa una mayor variación en el nivel estático. En dicho sitio se pudieron obtener un mayor número de mediciones, y por lo tanto, el detalle de análisis es mayor. Para ésta noria se puede observar que después de los

periodos de riego hay una ligera respuesta del nivel piezométrico; probablemente debido a que ésta noria se encuentra dentro de la zona bajo riego y tiene una mayor sensibilidad con el volumen de agua residual que se infiltra.

Por otro lado, la noria Tlahuelilpan 1 (Fig. 5.8) tiene un comportamiento muy continuo; no parece recibir aporte por la infiltración del agua de riego y solamente posterior al tercer periodo de riego muestra un ligero aumento en el nivel. Podría pensarse que ésta noria no recibe tanta influencia del agua de riego al estar dentro de la zona urbana.

Por último, en la noria Tlahuelilpan 2 (Fig. 5.8) no se aprecia una respuesta a los periodos de riego y se puede observar que ésta noria tiene un comportamiento muy distinto a las otras dos. De acuerdo al mapa de dirección de flujo subterráneo (Fig. 5.7) la noria Tlahuelilpan 2 se encuentra en una zona donde convergen dos direcciones de flujo; lo cual indica que esta noria probablemente está recibiendo un aporte diferente de agua.

5.3.4. Composición hidrogeoquímica zona saturada

Resultados de campo

De los parámetros determinados en campo para las muestras de agua subterránea se obtuvieron los resultados expuestos en la Tabla 5.8.

La temperatura se encuentra en un intervalo de 18 a 26 °C y la conductividad eléctrica varía entre 1.70 y 2.59 mS/cm; se puede observar que a valores menores de temperatura corresponde un valor menor de conductividad eléctrica. Los valores de pH son prácticamente neutros y varían entre 7.09-7.6.

Los valores de pH y conductividad eléctrica son semejantes a los reportados por Downs et al., (1999) quienes reportan un valor de pH de 7.1-7.6, temperatura 19.7-21.4 y conductividad eléctrica de 1.230-1.789 mS/cm.

Los valores de NO_3^- y NH_4^+ obtenidos mediante el colorímetro de campo están en el rango de 0.048-0.322 y de 0-0.177 meq/L respectivamente.

La relación $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ en norias y pozos se muestra en las figuras 5.9 y 5.10 respectivamente. Se puede observar que en para el caso de las norias Tlahuelilpan 1 y 2 (Fig. 5.9) la concentración de NO_3^- es mucho más alta que la de NH_4^+ , contrario a Las Palmas, donde el contenido de NH_4^+ es mayor. Una razón puede ser debido a la infiltración directa de agua de riego con alto contenido de este ion.

Tabla 5.8. Parámetros obtenidos en campo para los diferentes puntos de monitoreo de agua subterránea en el valle del Mezquital.

Fecha	T (°C)	pH	CE (mS)	NO ₃ ⁻ (meq/L)	NH ₄ ⁺ (meq/L)	CaCO ₃ ⁺ (mg/L)
Noria Las Palmas						
22/11/09	18.6	7.1	2.06	0.452	0.011	570
21/01/10	ND	7.27	2.14	0.048	0.008	ND
07/02/10	18	7.24	2.11	0.226	0.220	800
10/02/10	17	7.12	2.11	0.194	0.222	550
23/02/10	17	7.3	2.05	0.177	0.047	600
12/03/10	18	7.2	2.15	0.194	0.102	530
Noria Tlahuelilpan 1						
21/11/09	21.3	7.46	2.04	0.516	0.016	680
10/02/10	23	7.56	2.17	0.161	0.009	550
23/02/10	24.3	7.49	2.25	0.177	0.008	420
12/03/10	26	7.42	2.59	0.161	0.009	650
Noria Tlahuelilpan 2						
07/02/10	20	7.33	2.02	0.549	0.007	ND
10/02/10	18	7.17	2.07	0.323	0.011	300
12/03/10	18	7.11	2.12	0.549	0.007	420
Pozo Las Palmas						
21/11/09	21.8	7.09	1.83	0.242	0.001	500
10/02/10	21	7.15	2.13	0.177	0.000	460
23/02/10	21	7.1	2.00	0.194	0.006	360
Pozo 5 Mayo						
21/11/09	19.3	7.62	1.95	0.048	0.005	625
10/02/10	19	7.59	2.10	0.145	0.007	520
23/02/10	19.5	7.6	2.00	0.177	0.006	440
Pozo Miravalle						
10/02/10	20	7.18	2.23	0.339	0.008	410
Pozo Muntepec						
21/11/09	19.1	7.09	2.00	0.226	0.009	550
10/02/10	22	7.16	2.19	0.194	0.004	450
23/02/10	22.5	7.17	2.19	0.145	0.008	430
12/03/10	22	7.21	2.24	0.210	0.007	550

Por otro lado, para el caso de los pozos (Fig. 5.10), la concentración de NH₄⁺ disminuye en comparación con la de las norias. Sin embargo, sigue siendo mayor la concentración de NO₃⁻ que la del NH₄⁺ para los tres pozos en estudio, lo que mostraría que el proceso de nitrificación se lleva a cabo a través de la zona no saturada.

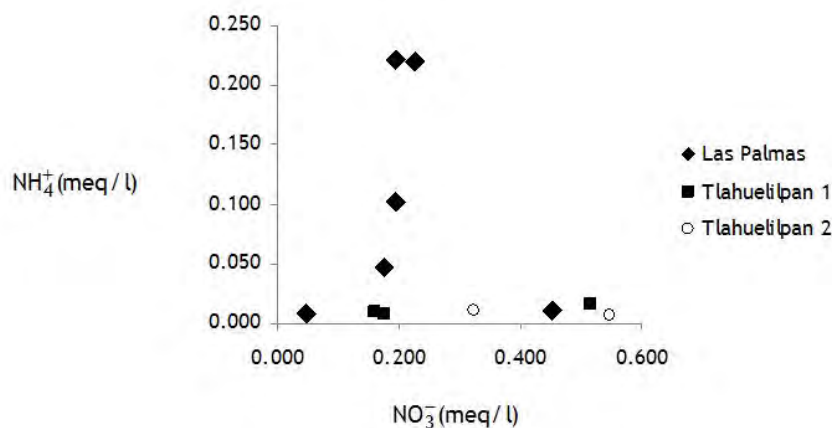


Fig. 5.3.5. Relación NO₃⁻ vs NH₄⁺ en norias resultados de campo.

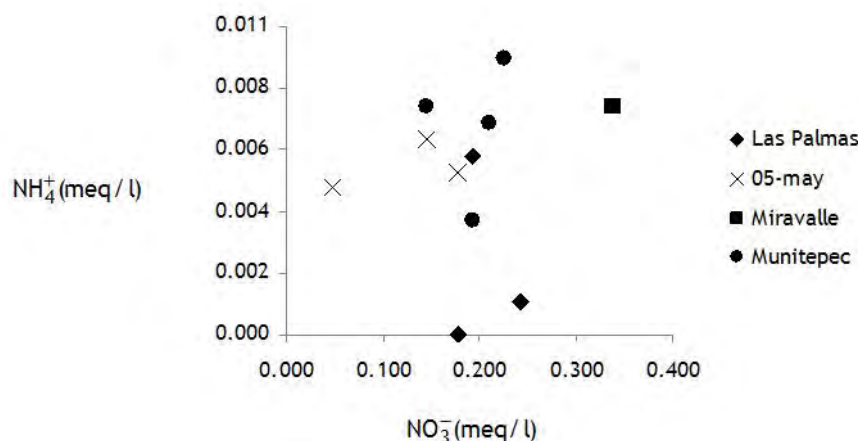


Fig. 5.3.6. Relación NO₃⁻ vs NH₄⁺ en pozos de campo.

Resultados de laboratorio

En la Tabla 5.9 se muestran los resultados de laboratorio de las muestras de agua subterránea.

Las muestras de agua subterránea tienen como catión dominante al ión sodio 12.20-34.23 meq/L seguido por el calcio con 1.62-7.13 meq/L y magnesio 1.14-15.87 meq/L; mientras que, el anión dominante es el bicarbonato (27.01 -55.53 meq/L) seguido por el cloruro (4.08-7.93 meq/L). Esta misma relación de iones se encontró en las muestras analizadas de agua residual y de agua de la zona no saturada (obtenida en los lisímetros).

Esta relación se ha observado al menos desde 1985 cuando del Arenal (1985) reportó que el agua subterránea tenía como catión dominante al sodio con 3.78-16.08 meq/L seguido por el calcio con 1.74-7.73 meq/L, mientras que para el magnesio reportó 1.06-5.76 meq/L. Para el caso de los aniones encontró que el ión dominante era el bicarbonato con 4.42-9.01 meq/L seguido por el cloruro con 2.36-9.87 meq/L y sulfato 1.02-3.12 meq/L.

Cervantes y Armienta (2004) también encontraron como catión dominante en el agua subterránea al sodio con 5.43-15.95 meq/L y para los aniones reportaron al bicarbonato con 5.91-12.80 meq/L como ión dominante seguido por cloruro con 1.52-11.47 meq/L. De igual manera, Sotomayor *et al.* (1996), BGS (1998), Gutiérrez Ángeles y Silva de la Rosa (1998), y Downs *et al.* (1999) coincidieron con los valores mencionado anteriormente.

Tabla 5.9. Resultados de laboratorio para los diferentes puntos de monitoreo de agua subterránea en el valle del Mezquital.

Fecha	Cationes (meq/L)				Aniones (meq/L)			Error
	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	
Noria Las Palmas								
23/08/09	0.14	26.93	3.21	1.35	32.21	5.75	2.43	-13.48
22/11/09	1.41	34.23	3.00	1.22	36.32	4.77	2.60	-5.77
20/01/10	1.49	30.75	3.57	1.82	31.13	5.38	2.17	-2.94
07/02/10	1.25	18.90	3.76	1.97	13.11	6.15	3.20	6.06
10/02/10	0.99	18.90	3.87	1.90	9.01	6.70	3.66	12.89
23/02/10	0.96	17.73	4.52	1.91	9.84	6.30	3.17	10.93
12/03/10	0.49	14.87	2.63	1.23	8.69	6.63	3.33	-0.36
Noria Tlahuelilpan 1								
21/11/09	1.64	36.61	1.72	1.33	38.99	4.08	1.99	-5.15
10/02/10	1.22	16.11	2.60	1.75	9.02	5.15	2.51	10.37
12/03/10	1.00	22.15	1.62	1.14	10.66	5.14	2.61	16.67
Noria Tlahuelilpan 2								
07/02/10	1.69	15.67	6.73	13.6	30.23	6.85	3.46	-5.68
10/02/10	1.84	20.72	7.13	9.79	32.44	7.07	3.39	-6.41
12/03/10	1.04	15.55	4.86	2.20	32.89	7.36	3.68	8.17
Pozo Las Palmas								
21/11/09	1.88	17.56	4.34	3.14	26.01	4.96	2.09	-11.73
10/02/10	1.47	12.19	5.67	3.58	7.54	6.91	3.00	10.71
23/02/10	1.55	12.21	5.71	3.58	5.90	6.56	2.87	16.68
Pozo 5 Mayo								
21/11/09	1.59	33.72	2.06	1.52	35.53	3.97	1.89	-4.27
10/02/01	1.31	17.61	1.05	1.84	8.52	5.75	2.42	10.03
23/02/10	1.29	19.70	3.06	1.93	7.21	5.54	2.37	22.88
Pozo Miravalle								
10/02/10	1.18	13.71	5.14	13.43	36.50	7.93	3.86	-19.32
Pozo Muntepec								
21/11/09	0.84	23.98	3.36	3.57	27.01	4.94	2.66	-5.74
10/02/10	0.59	18.68	5.11	11.76	42.98	6.66	3.71	-20.36
23/02/10	0.53	19.70	4.73	15.87	39.30	6.41	3.58	-10.59
12/03/10	0.53	19.20	3.52	3.19	9.02	7.15	3.93	10.33

El diagrama de Piper correspondiente a las muestras de norias (Fig. 5.11) muestra que el agua subterránea tomada de las norias corresponde al tipo bicarbonatado-sódico, sin embargo se tiene un incremento en la concentración de Cl⁻ + SO₄²⁻ mientras disminuye el contenido de K⁺ HCO₃⁻. En los cationes ocurre la disminución del contenido de Na⁺ y un aumento en la concentración del ión Mg²⁺.

En ambos casos, la familia de agua definida durante esta tesis coincide con lo reportado por del Arenal (1985) y Cervantes y Armienta (2004).

El comportamiento de los iones mayores que se definió para norias es similar al de los pozos (Fig. 5.12), con lo cual se tiene que la composición en los dos niveles acuíferos tiene la misma proporción en estos iones.

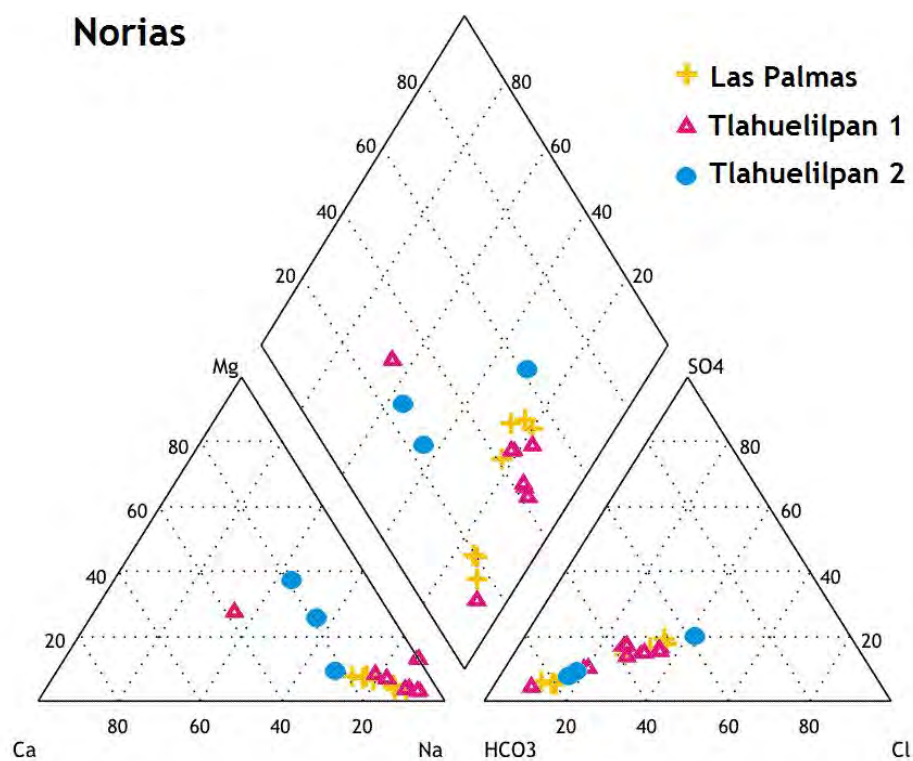


Fig. 5.3.7. Diagrama de Piper correspondiente al acuífero somero en la zona de estudio.

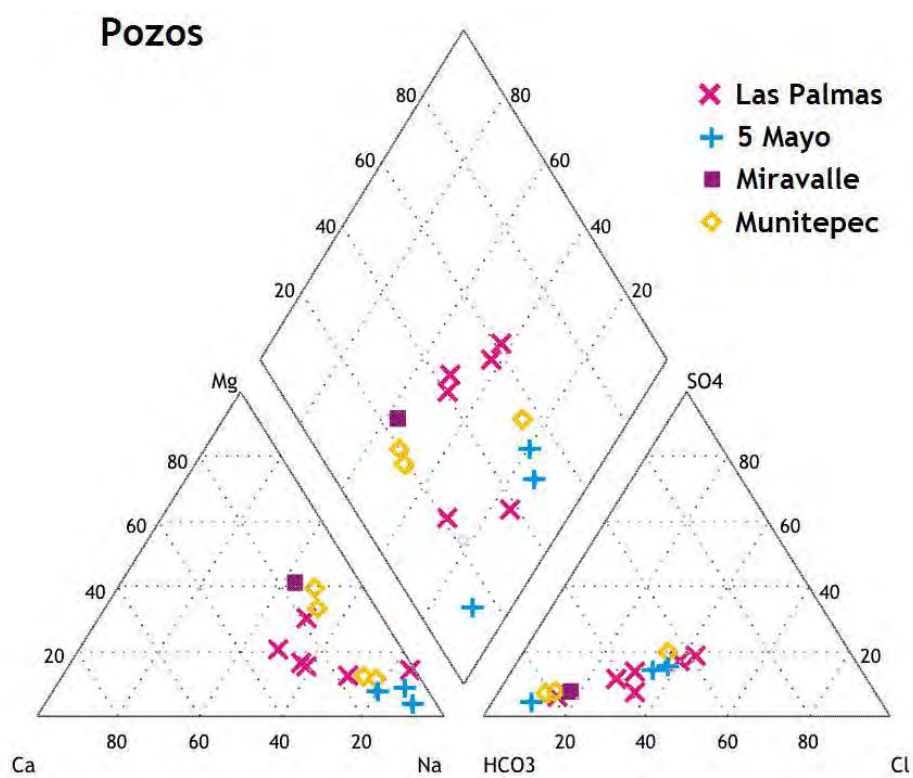


Fig. 5.3.8. Diagrama de Piper correspondiente al acuífero profundo en la zona de estudio.

5.4 Especies de nitrógeno

Se debe tomar en cuenta que los procesos de lixiviación de NO_3^- de la zona no saturada hacia el acuífero, no sólo ocurren durante los periodos de cultivo con agua de riego; sino que, también pueden desencadenarse durante las fases entre cultivos por el efecto de las lluvias, debido a la baja capacidad de la mayoría de los suelos para retener aniones. De este modo, el NO_3^- puede ser transportado hacia el agua subterránea por flujo vertical descendente; la magnitud del proceso es proporcional a la concentración de NO_3^- disponible y a la cantidad de agua involucrada (Bacon, 1995; Arauzo *et al.* 2006).

El agua residual contiene grandes concentraciones de NH_4^+ (1.72 meq/L), y por el contrario, el NO_3^- se encuentra en menor proporción (0.26 meq/L), (Tabla 5.4). Por otra parte, en el agua subterránea la relación $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ ocurre a la inversa del agua residual; es decir, se tiene un menor contenido en NH_4^+ (0.0-0.2 meq/L) y un incremento en la concentración de NO_3^- (0.71-2.17 meq/L).

De los resultados de NO_3^- y NH_4^+ obtenidos de las muestras de agua residual y agua subterránea (Fig. 5.13) se puede observar claramente como la concentración de NH_4^+ en el agua residual es muy alta mientras que el nitrato en la mayor parte de las muestras es cercano a valores por debajo del límite de detección; caso contrario ocurre en el agua subterránea, donde la concentración de NH_4^+ es muy baja en comparación a la de NO_3^- . El comportamiento encontrado es similar a lo reportado por Gutiérrez Ángeles y Silva de la Rosa, (1998), Sotomayor *et al.* (1996) y Jiménez *et al.* (2004) sin embargo, Downs *et al.* (1999) son los únicos autores que reportan valores superiores de NO_3^- en muestras de agua residual.

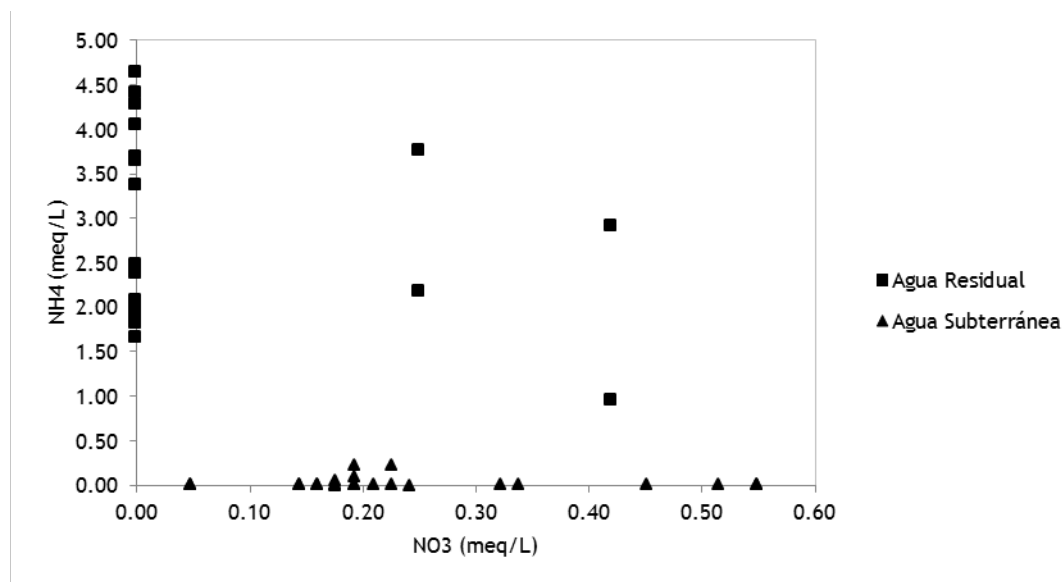


Fig. 5.4.1. Concentraciones de NO_3^- y NH_4^+ (meq/L) en las distintas muestras de agua.

5.4.1. Acuífero somero

Las Fig. 5.14 corresponde a las isolíneas de NH_4^+ en el acuífero somero del valle del Mezquital, se observa que la zona de mayor concentración de NH_4^+ está localizada hacia las inmediaciones de la Noria Las Palmas, ubicada dentro de la zona de cultivo y riego con agua residual. La concentración de amonio va disminuyendo en dirección a las norias Tlahuelilpan 1 y Tlahuelilpan 2. La alta concentración de amonio en la noria las Palmas se debe a que ésta se encuentra ubicada dentro de la zona de riego y recibe influencia de los canales de abastecimiento de agua de riego.

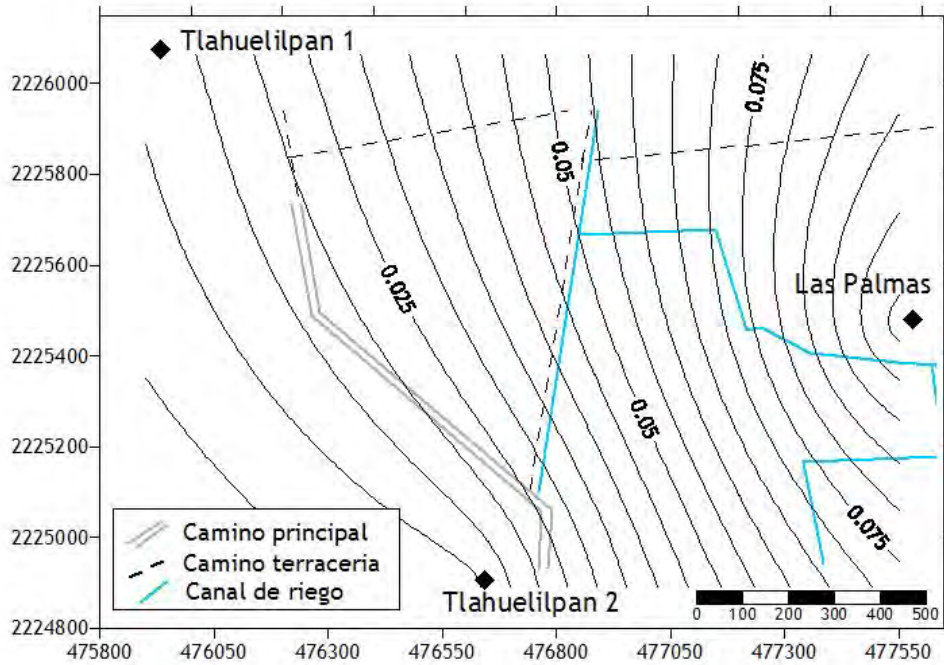


Fig. 5.4.2. Isoconcentraciones de NH_4^+ en el acuífero somero, 12 de marzo del 2010 (meq/L).

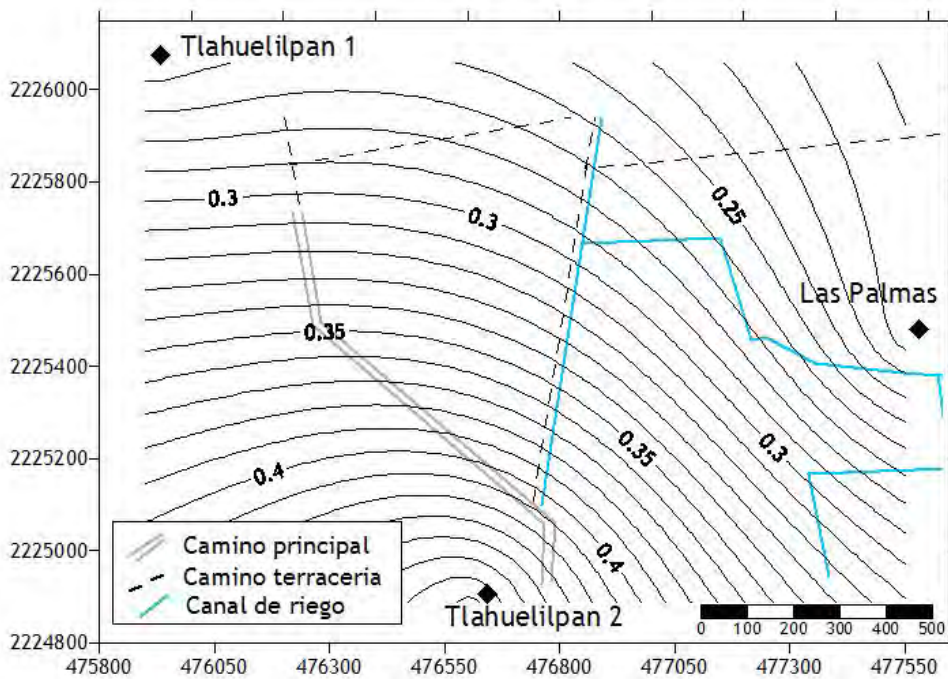


Fig. 5.4.3. Isoconcentraciones de NO_3^- en el acuífero somero, 12 de marzo del 2010 (meq/L).

Para el caso del NO_3^- (Mapa 5.15) se puede observar que la máxima concentración se tiene en las inmediaciones de la noria Tlahuelilpan 2 y va disminuyendo de manera ascendente hacia la noria Las Palmas y Tlahuelilpan 1. El actual comportamiento es contrario a lo que se encontró para el caso del ion NH_4^+ , mostrados en el Mapa 5.15. Este comportamiento puede deberse a que la noria Tlahuelilpan 2 sea la zona de descarga del flujo subterráneo (Mapa 5.7) y el proceso de nitrificación ocurra en dirección del flujo subterráneo.

5.4.2. Acuífero profundo

Para el caso de NH_4^+ en pozos (Mapa 5.16), el pozo Las Palmas tiene la menor concentración y va aumentando hacia las inmediaciones de Miravalle y Munitepec. Esta configuración tiene el mismo sentido que la correspondiente al encontrado para las norias. Se puede observar que en comparación con el acuífero somero, las concentraciones de NH_4^+ disminuyeron de una manera significativa y ahora se encuentra en valores cercanos al límite de detección; lo anterior puede deberse a que los procesos de nitrificación ya han transformado la mayor parte del NH_4^+ aunado a que el amonio pudo haber sido retenido a partículas mediante intercambio catiónico.

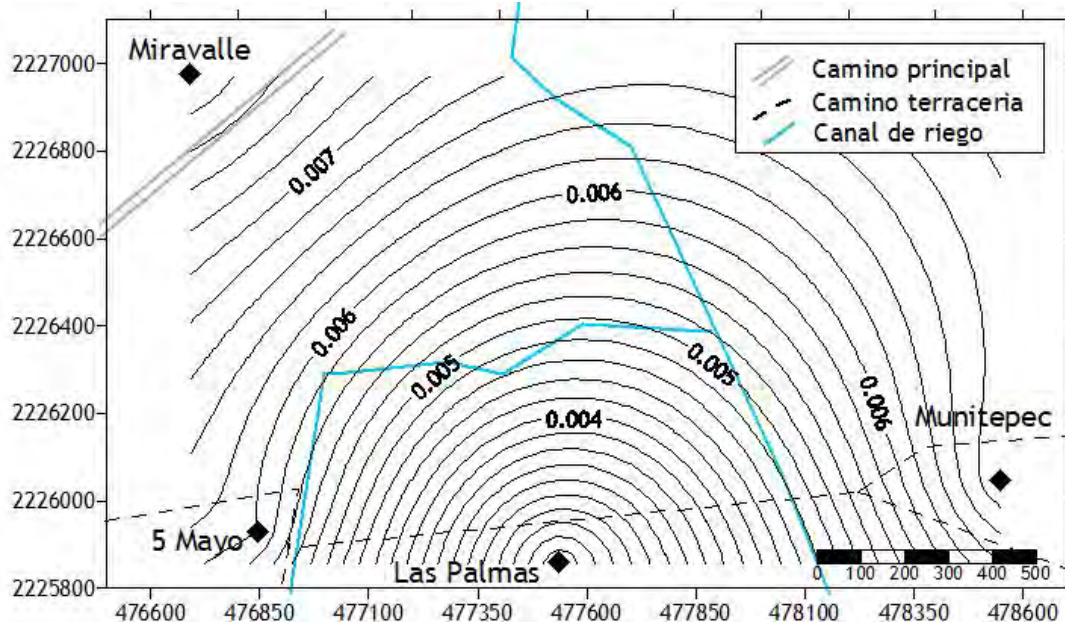


Fig. 5.4.4. Isoconcentraciones de NH_4^+ en el acuífero profundo, 12 de marzo de 2010 (meq/L).

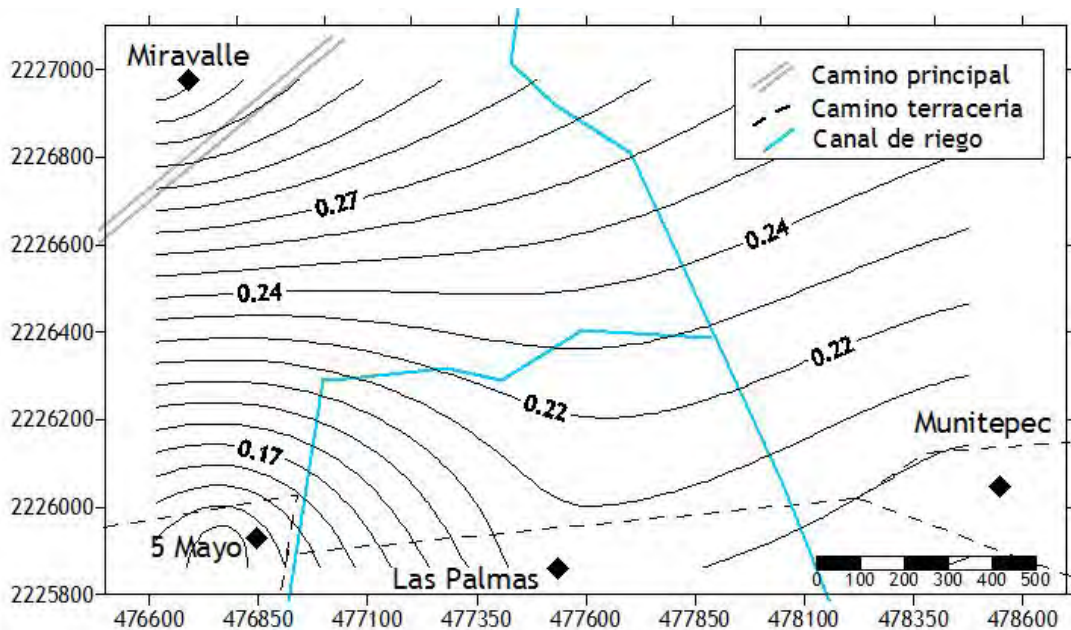


Fig. 5.4.5. Isoconcentraciones de NO_3^- en el acuífero profundo, 12 de marzo de 2010 (meq/L)

En los mapas de isoconcentración de NO_3^- en el acuífero profundo se puede observar que las menores concentraciones se encuentran hacia la porción sur, es decir, hacia el pozo 5 de Mayo y se incrementa hacia las inmediaciones del Pozo Miravalle (Mapa 5.17).

Se puede observar que el NH_4^+ disminuye su concentración en la misma dirección que el NO_3^- debido a la combinación del propio proceso de nitrificación y de advección/dispersión producido por el flujo subterráneo.

5.5 Comportamiento NO_3^- vs NH_4^+ a profundidad

La figura 5.18 muestra la relación NH_4^+ y NO_3^- en función de la profundidad, iniciando con el agua residual, la zona no saturada hasta los acuíferos somero y profundo. Dicha gráfica se construyó con la finalidad de visualizar los procesos de transformación que ocurren, producto del transporte vertical descendente a partir del agua residual de riego a través del suelo y hasta el agua subterránea.

En el agua residual, el NH_4^+ se encuentra en concentraciones muy altas; mientras que, el NO_3^- es mucho menor debido a las condiciones anóxicas que prevalecen en la misma las cuales, favorecen la presencia de amonio.

Al infiltrarse el agua residual en la zona no saturada, ésta comienza a interactuar con la atmósfera del suelo compuesta principalmente por oxígeno; la zona no saturada se considera importante para los procesos de transformación de NH_4^+ a NO_3^- . Para este punto ya se puede observar un cambio en la composición del agua recolectada en los lisímetros en comparación con el agua residual y se encontró que el NO_3^- mantiene su concentración en el mismo rango de valores mientras que el NH_4^+ disminuyó considerablemente.

La importante disminución del NH_4^+ dentro de la zona no saturada podría deberse a diversos procesos de transformación y atenuación de amonio tales como: fijación en la biomasa, intercambio catiónico, nitrificación y desnitrificación (Buss *et al.* 2004; Esteller *et al.* 2001; Vivanco-Estrada *et al.* 2001).

Uno de los procesos clave que controlan la concentración y transporte del NH_4^+ es el intercambio catiónico que ocurre principalmente a superficies arcillosas. Sin embargo, el NH_4^+ no es el único catión presente en la solución del suelo y compite contra el K^+ , Ca^+ y Mg^{2+} .

En condiciones donde los procesos de intercambio catiónico es limitada, es decir, en zonas donde la presencia de arcillas sea pobre y exista abundancia de otros cationes, la nitrificación será el principal proceso mediante el cual disminuya la concentración de NH_4^+ al ser oxidado a NO_3^- en medios con presencia de oxígeno. Por otro lado, el nitrato puede ser reducido a N_2 y perderse en forma gaseosa mediante procesos de desnitrificación cuando el suelo se encuentra totalmente saturado (Buss *et al.* 2004; Cha, *et al.* 2005; Esteller *et al.* 2001; Porta *et al.* 2008).

A pesar de que el NH_4^+ es un componente utilizado en la actividad microbiana; la fijación del NH_4^+ en la biomasa no es un proceso capaz de disminuir a tal grado la concentración del amonio en comparación a procesos de intercambio catiónico o nitrificación (Buss *et al.* 2004).

A partir de las muestras de los lisímetros, la concentración de NO_3^- será mayor que la de NH_4^+ ; el agua que ha percolado ya se localiza fuera de la acción de las raíces y el nitrato, al no poder ser absorbido por las plantas, se lixivia con facilidad hacia el agua subterránea junto con el agua que se infiltra; además, su carga negativa le impide ser retenido a la superficie de las partículas (Binkley *et al.* 1998; Vivanco-Estrada *et al.* 2001; Ramirez-Fuentes *et al.* 2002; McQuillan, 2004)

En el acuífero somero la concentración de NH_4^+ es menor al NO_3^- . Entre la zona no saturada y el acuífero somero se puede observar una disminución en la concentración de NH_4^+ probablemente asociada a la adsorción de éste a partículas por intercambio catiónico. mientras que el NO_3^- mantiene el mismo rango de valores. El contenido de NO_3^- es un tanto

menor en el agua residual en comparación al acuífero somero; el contenido de NO_3^- puede deber su aumento a la lixiviación del nitrato ya no adsorbido por las plantas. Para el agua subterránea del acuífero profundo, la concentración de NH_4^+ disminuyó y se encuentra en valores muy cercanos a cero probablemente debido a que el NH_4^+ ya ha sido removido mediante procesos de nitrificación o ha sido adsorbido. Por otro lado, las concentraciones de NO_3^- han disminuido en comparación al acuífero somero, lo cual podría deberse a aportes de agua subterránea los cuales diluyen la concentración al combinarse con agua de mejor calidad (McQuillan, 2004).

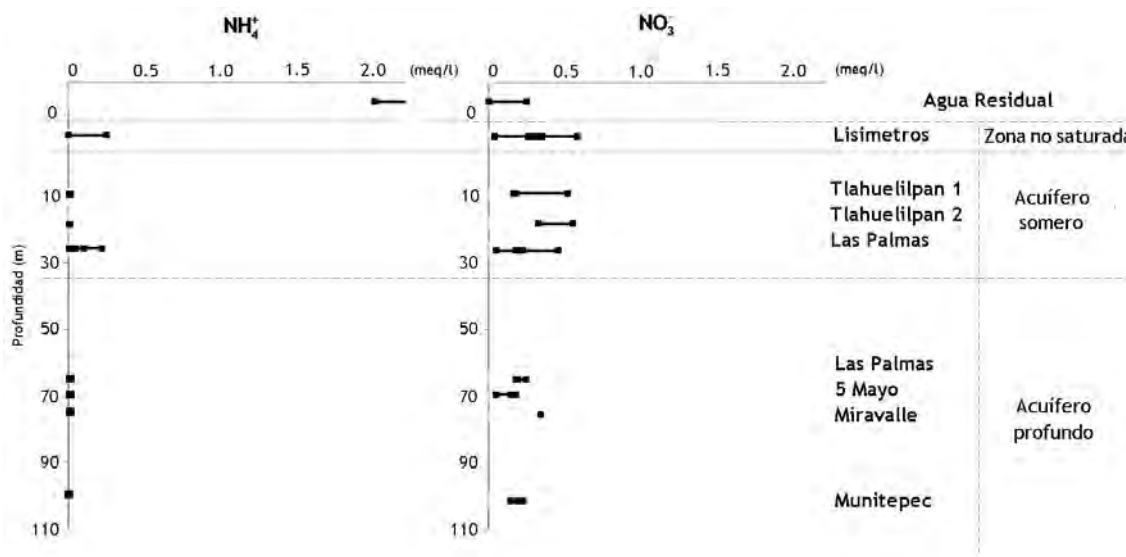


Fig. 5.5.1. Concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- (meq/L) de muestras de agua residual (2008), lisímetros (2008), pozos y norias (2010) vs profundidad.

6. CONCLUSIONES

- La zona no saturada dentro del área de estudio tiene un espesor que varía de 2 a 4 m aproximadamente y extensión irregular. Está compuesta por suelos cuyo material parental son flujos de lava, depósitos de tobas y cenizas volcánicas.
- En la zona de estudio se localizaron dos unidades acuíferas. La primera ubicada a 8-30 m de profundidad, se encuentra explotada mediante norias y la segunda, ubicada a 70-100 m, la cual, constituye la unidad acuífera más importante y es la principal fuente de abastecimiento de agua subterránea de la zona.
- Para el acuífero somero los niveles piezométricos más profundos se encuentran hacia la porción E de la zona de estudio (Rancho las Palmas) con 25 m, que disminuyen en dirección E-W hasta los 8 m de profundidad (Noria Tlahuelilpan). La dirección del flujo subterráneo es preferentemente con orientación NE-SW.
- En la noria denominada Las Palmas se observó la relación aplicación de riego-ascenso de niveles piezométricos al observar que posterior a los periodos de riego hay un ligero aumento en el nivel piezométrico. Esto se debe a que ésta noria se encuentra dentro de la zona bajo riego, lo que significaría un volumen de agua que es susceptible de infiltrar.
- En la zona urbana de Tlahuelilpan se localizan las norias Tlahuelilpan 1 y Tlahuelilpan 2, las cuales, no parecen recibir aporte por la infiltración de agua de riego. Aunque, la noria Tlahuelilpan 2 está localizada en una zona donde convergen dos direcciones de flujo; lo cual indica que ésta noria recibe un aporte diferente de agua subterránea.
- El agua residual analizada tiene concentraciones de NH_4^+ igual a 1.72 meq/L; mientras que el ión NO_3^- se encuentra en menor proporción (0.26 meq/L).
- En los resultados analíticos de muestras de agua obtenidas de lisímetros (zona no saturada) existe un cambio en la concentración nitrato y amonio al compararlas con el agua residual. El NO_3^- es la especie predominante mientras que el NH_4^+ disminuye su concentración lo cual se debe a que en la zona no saturada ocurren procesos de nitrificación los cuales pueden ser promovidos mediante el contacto del agua residual con la atmósfera del suelo compuesta principalmente por oxígeno, dióxido de carbono, nitrógeno y vapor de agua. La disminución del NH_4^+ podría deberse también a su fijación en la biomasa y a su posterior asimilación, así como a procesos de volatilización.
- La familia de agua subterránea tanto de las norias como de los pozos corresponde al tipo bicarbonatado-sódico. La composición en los dos niveles acuíferos tiene la misma proporción de iones mayores siendo el catión dominante el Na^+ (12-36 meq/L) seguido por el Ca^{2+} (1.72-7.13 meq/L) y Mg^{2+} (1.14-15.87 meq/L); mientras que para los aniones el ion dominante es el HCO_3^- (5.90-39.30 meq/L) seguido por el Cl^- (3.97-7.93 meq/L) y SO_4^{2-} (1.99-3.93 meq/L).
- La zona de estudiada por los lisímetros está fuera de la acción de las raíces, por lo tanto, el nitrato ya no es absorbido por las plantas, por lo que es lixiviado junto con el agua de riego. Debido a la carga negativa del nitrato, éste se puede movilizar con facilidad hacia el agua subterránea sin ser absorbido por alguna partícula, mientras que el NH_4^+ puede ser removido de la solución mediante intercambio catiónico, lo que explicaría el cambio en el ión predominante en la zona no saturada.
- En el agua subterránea en los acuíferos somero y profundo la relación $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ ocurre a la inversa del agua residual; es decir, se tiene bajo contenido en NH_4^+ (0.0-0.2 meq/L) y un incremento en la concentración de NO_3^- (0.71-2.17 meq/L). Esta relación es igual a la que se encuentra en el agua de la zona saturada.

- Las condiciones de oxigenación de la zona no saturada y favorecen que las concentraciones de NO_3^- se incrementen debido a nitrificación, a partir del ion NH_4^+ lo que explica sus bajas concentraciones en el agua subterránea.
- La concentración de nitrato en las norias varía entre 10 y 34 (mg/L) y en los pozos de 9 a 15 (mg/L). en ambos casos, dicha concentración sobrepasa el límite máximo permisible de acuerdo a la NOM-127-SSA1 (1994) de 10 (mg/L).
- El agua de las norias no se utiliza para el consumo humano, sin embargo, nadie regula que los propietarios no ocupen su agua para tales fines. Por las concentraciones de nitrato encontradas en las norias si representan un riesgo a la salud y no se recomienda que se utilicen para consumo.
- El agua de los pozos sobrepasan en menor medida al valor máximo estipulado por la norma. La calidad del agua ya comienza a representar un problema y considerando que la irrigación con agua residual no va a cesar se recomienda se monitoree con frecuencia la calidad de la misma a fin de evitar un problema de salud en la población

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- American public health Association; 1976, Standart Methods for examination of Water and Wastewater.
- Arauzo M., Valladolid M., Martínez-Bastida J. J., Gutiérrez C., 2006, Dinámica espacio-temporal del contenido en nitrato de las aguas superficiales y subterráneas de la cuenca del río Oja (La Rioja, España): Vulnerabilidad del acuífero aluvial. *Limnetica* 25(3), 753-762; Asociación Española de Limnología, Madrid España.
- Del Arenal R., 1985, Estudio hidrogeoquímico de la porción centro-oriental del Valle del Mezquital, Hidalgo. Universidad Nacional Autónoma de México, *Revista del Instituto de Geología*, 6(1), 86-97.
- Bacon P. E., 1995, Nitrogen fertilization in the environment. New York, M Dekker.
- Binkley D., Burnham H., Lee Allen H., 1998, Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. *Forest Ecology and Management*, 121(3), 191-213.
- British Geological Survey (BGS), Comisión Nacional del Agua (CNA), London School of Higiene and Tropical Medicine (LSHTM), University of Birmingham (UB). 1998, Impact of wastewater reuse on groundwater in the Mezquital Valley, Hidalgo state, México, Final Report, Departament for Internacional Development, Comisión Nacional del Agua, British Geological Survey, London School of Higiene and Tropical Medicine, University of Birmingham. Final Report.
- Buss S. R., Herbert A. W., Morgan P., Thornton S. F., Smith J. W. N.; 2004; A rewiew of ammonium attenuation in soil and groundwater; *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*; 37, 347-359.
- Cabezas, G. A., 2007, Lecciones de topografía y replanteos, Editorial Club Universitario, 3ª Edición, Alicante, España.
- Cervantes M. A., Armienta M. A., 2004, Influence of faulting on groundwater quality in Valle del Mezquital, México, *Geofísica Internacional*, UNAM; 43(3); 477-493.
- Canter L. W., 1996, Nitrates in groundwater; CRC Press Inc USA.
- Cha W., Choi H., Kim J., Cho J., 2005 Water quality dependence on the depth of the vadose zone in SAT-simulated soil columns. *Water science and technology: water supply*, 5(1), 17-24
- Comisión Nacional del Agua, 2003, Archivo histórico del Agua (en línea); Bosquejo histórico del desagüe de la ciudad de México. [<http://archivohistoricodelagua.info/mx/content/view/33/>] consulta: 8 de Marzo de 2011.
- Consejo de Recursos Minerales (COREMI) 1992, Monografía geológico-minera del estado de Hidalgo, 1ª Edición, México.
- Correia, P., 2000, Guía práctica del GPS, Editorial Marcombo, Barcelona, España.
- Custodio E., Llamas M. R., 1983. Hidrología subterránea. Barcelona, Ediciones Omega.
- Díaz L. E., 1936, Estudio geológico del Valle del Mezquital, Estado de Hidalgo, Secretaría de la Economía Nacional. México.
- Domínguez M. R., 2000, Las inundaciones en la Ciudad de México. Problemática y alternativas de solución. *Revista digital universitaria*, 1(2), México. [<http://www.revista.unam.mx/indexsep00.html>] consulta: 20 de septiembre de 2010.

- Downs T. J., Cifuentes-García E., Mel Suffet I., 1999, Risk screening for exposure to groundwater pollution in a wastewater irrigation district of the Mexico City Region. *Environmental Health Perspectives*, 7(107), 553-561.
- Edmunds W. M., Gaye C. B., 1997, Naturally high nitrate concentrations in groundwater's from the Sahel. *Journal of Environmental Quality*. 26(5), 1231-1239.
- Esteller M. V., Morell I., Almeida C., 2001, Physico-chemical processes in a vadose zone during the infiltration of treated wastewater used for irrigation: application of the NETPATH model. *Environmental Geology* 40, 923-930.
- Feth, J. H., 1996, Nitrogen compounds in natural water B A review. *Water resources research*.
- Garza Almanza, V., 2000, Reuso agrícola de las aguas residuales de Cd. Juárez, (Chih., México). En el Valle de Juárez y su impacto en la salud publica. *Revista Salud Pública y Nutrición*, Vol. 1 No. 3, [[http:// www. Bvsde.paho.org/bvsair/e/repindex/rep184/vleh/fulltext/acrobat/garza.pdf](http://www.Bvsde.paho.org/bvsair/e/repindex/rep184/vleh/fulltext/acrobat/garza.pdf)] consulta: 16 de agosto de 2010.
- Gutiérrez Ángeles, S., Silva de la Rosa, B., 1998, Aplicación de un modelo hidrogeoquímico en el valle del Mezquital, Hidalgo, Comisión Nacional del Agua, Gerencia Nacional del Agua, Genérica Regional de Aguas del Valle de México, Gerencia Técnica.
- González Méndez, B., Siebe Grabach, C., Hernández J. M., Ruiz Suárez, L. G., Fiedler S., Cuantificación de la desnitrificación en suelos agrícolas del Valle del Mezquital, Hidalgo.
- Hatfield J. L. y Follett R. F., 2008, Nitrogen in the environment: sources, problems and management. Academic Press, 2ª edición, USA.
- Helmer R., Hespanhol I., 1997, Water pollution control. A guide to the use of water quality management principles, PNUMA, CCAIS, OMS.
- International Water Management Institute (IWMI), 2010; Wastewater use in agriculture: not only an issue where water is scarce!; Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute.
- Jacobson M. C., Charlson R. J., Rodhe H., Orians G. H., 2000, Earth System Science, from biogeochemical cycles to global change. *International Geophysics Series*, 72. Academic Press, London.
- Jiménez C. B., Siebe G. C., Cifuentes G. E., 2004, El reúso intencional y no intencional del agua en el Valle de Tula, *El Agua en México vista desde la academia*. Academia Mexicana de Ciencias, México; 33-55.
- LaMotte, 2001. Operator´s manual SMART 2 Colorimeter. LaMotte Company.
- Lucho-Constantino C. A., Álvarez-Suárez M., Beltrán-Hernández R., Prieto-García F., Poggi-Varaldo H., 2005, A Multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environment International* number 31, 311-323.
- Martín de Santa Olalla M. F., López F. P, Calera B. A., 2005; *Agua y agronomía*. Grupo Mundi-Prensa Libros, S.A. Madrid, España.
- McQuillan D., 2004. Ground-Water quality impacts from on-site septic systems. Proceedings, National Onsite Wastewater Recycling Association, 13th annual Conference Albuquerque, Nuevo Mexico, November 7(10).
- NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano- Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

- Novotny V., 2003, Water quality, diffuse pollution and watershed Management. John Wiley & Sons Inc., 2nd Edition, USA.
- Perdomo C. H., Casanova O. N., Ciganda V. S., 2001, Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coniformes en el litoral sudoeste del Uruguay., *Agrociencia*, 5(1), 10-22.
- Porta J., López-Acevedo M., Poch R. M., 2008, Introducción a la edafología uso y protección del suelo. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España.
- Ramirez-Fuentes E. Lucho-Constantino C. Escamilla-Silva E. Dendooven L., 2002, Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. *Bioresource Technology*, 85: 179-187.
- Ramón Zamora F., Rodríguez Guevara N., Torres Rodríguez D., Yendis Colina H., 2009, Uso de agua residual y contenido de material orgánica y biomasa microbiana en suelos de la llanura de Coro, Venezuela. *Agricultura técnica en México*, 35(2), 211-218.
- Razowska-Jaworek L., Sadurski A., 2002, Nitrates in groundwater, Selected papers from the European meeting of the International Association of Hydrogeologists, A. A. Balkema publishers, London.
- Rivera Vázquez R., Vargas Pérez E., Terrazas Domínguez S., Gavi Reyes F., 2002, Utilización de imágenes de satélite para determinar áreas con problemas de lixiviación de nitratos, *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, enero-junio, 8(1), 31-37; Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, México.
- Rodier, J., 1990, Análisis de las aguas; aguas naturales, residuales y de mar., Ediciones Omega, S. A., Barcelona, España.
- Servicio Geológico Mexicano, 2009, Carta geológico-minera, Mixquihuala F14-C89. Hidalgo y Estado de México.
- Siebe C., Stahr K., Jahn R., 1996. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo, COLPOS, Chapingo, Estado de México.
- Siebe C., Hernandez-Muciño D., González-Arqueros L., Cortes-Ortiz M., Juayerk N., Bacre-González R., Salas Rodríguez O., Narvaez A., Navarrete-Segueda A., Juárez-Arenas R., Durán-Alvarez J., Carrillo M., 2010. Reporte del curso Monitoreo Ambiental de suelos en la parcela Larguera, Tlahuelilpan, tercer distrito del Valle del Mezquital, Hidalgo. Posgrado UNAM, Instituto de Geología.
- Sotomayor Garza C., López Alcántara N., Jiménez Cisneros B.; 1996; Suministro confiable de agua para consumo humano en el Distrito de Riego 03. XXV Congreso Interamericano Ingeniería Sanitaria y Ambiental "Consolidación para el desarrollo", AIDIS. Disco, sesión 01394E14, México, D.F.
- Stumm W., Morgan J. J., 1996, Aquatic chemistry, chemical equilibria and rates in natural waters, John Wiley & Sons Inc., 3rd Edition, USA.
- Thompson L. M. y Troeh F. R., 1988, Los suelos y su fertilidad. Ed. Reverté, 4^a ed. Barcelona, España.
- Vivanco-Estrada R. A., Gavi-Reyes F., Peña-Cabriales J.J., Martínez Hernández J de J., 2001, Flujos de nitrógeno en un suelo cultivado con forrajes y regado con agua residual urbana., *Terra* 19(4): 301-308.