

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA

INSTITUTO DE GEOFÍSICA

TESIS

"GENERACIÓN Y MOVILIDAD DE LOS NITRATOS EN LAS ZONAS VADOSA Y SATURADA DEL ACUÍFERO DE HUAMANTLA, TLAXCALA"

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS
(GEOLOGÍA AMBIENTAL)

PRESENTA

M. en I.A. HIPÓLITO MUÑOZ NAVA

ASESORA DE TESIS:

DRA. MARÍA AURORA ARMIENTA HERNÁNDEZ

CIUDAD UNIVERSITARIA, MÉXICO D.F.
2005

m344138



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.

*Al amor de los amores
A mi esposa Estela
A mi hijo Job David*

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. María Aurora Armienta Hernández, por su apoyo generoso e incommensurable en la etapa predoctoral y en la realización del presente trabajo. Le estoy muy agradecido.

A los Doctores Ramiro Rodríguez Castillo y Luis Gerardo Ruiz Suárez. por sus acertadas sugerencias en los exámenes interanuales.

A los miembros del jurado, por sus comentarios y sugerencias que ayudaron a mejorar este trabajo.

Al Laboratorio de Química Analítica del Instituto de Geofísica de la UNAM, en particular a la Q.F.B. Nora E. Ceniceros B.

Al Laboratorio de Ciencias Ambientales del Centro de Investigación en Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Tlaxcala, particularmente a la Bióloga Andrea Vera Reyes.

A los Biólogos Gustavo Flores García y William Calva Morales, y al Ingeniero Renato Miguel Montiel por su ayuda en campo.

A la Secretaría de Educación Pública, por la beca que me fue otorgada a través del PROMEP para los estudios de doctorado.

Al Sistema de Investigación Ignacio Zaragoza (hoy FOMIX) del CONACYT, por su apoyo económico para la parte operativa de este trabajo, por medio del convenio 19990806016.

A la Universidad Autónoma de Tlaxcala, por las facilidades y oportunidades para la superación académica.

A la Comisión Nacional del Agua Delegación Tlaxcala, particularmente a la Q.F.B. Eva Rodríguez Rodríguez y al Ing. Mario Castillo García.

RESUMEN

En el Valle de Huamantla la agricultura es una de las actividades económicas más importantes. Se emplean cantidades considerables de fertilizantes nitrogenados y de agua para alcanzar altos niveles de productividad. De la agricultura se puede generar exceso de nitrato NO_3^- , que si no es asimilado por los cultivos puede moverse hacia el acuífero y contaminar el agua subterránea. Los acuíferos libres, como lo es el que se encuentra en el Valle de Huamantla, son los más vulnerables a la contaminación por NO_3^- .

Para el estudio de la generación de NO_3^- en el agua subterránea se efectuaron muestreos en pozos profundos. Los muestreos se realizaron en los meses de agosto y septiembre, temporada de lluvias de 2001, y en los meses de marzo y abril, temporada de sequía de 2002. Los pozos fueron seleccionados con base en su localización, considerando el relieve topográfico, la profundidad del nivel estático, uso, ubicación y tipo de agricultura que se practica a su alrededor. En el primer caso se muestrearon 36 pozos y en el segundo 49, que corresponden al 17 y 22 % del total de pozos en la región. Paralelamente al muestreo se entrevistaron a los agricultores sobre los tipos de fertilizantes que aplican al suelo.

Se realizaron *in situ* mediciones de pH, temperatura, potencial redox E_H y conductividad eléctrica. Las concentraciones de calcio, magnesio, cloruro, sulfato y la alcalinidad se obtuvieron de la Comisión Nacional del Agua Delegación Tlaxcala. El nitrato se determinó con el electrodo de ión selectivo y mediante cromatografía de iones.

El estudio de movilidad del NO_3^- de la zona vadosa se realizó en laboratorio utilizando columnas de suelo inalterado. Este estudio tuvo una duración de 189 días equivalente al periodo de lluvias del Valle de Huamantla. Se aplicaron sulfato de amonio y urea sobre la superficie del suelo en la columna. Estas cantidades son equivalentes a las que se aplican como fertilizantes en el área de estudio.

Se determinó la conductividad hidráulica K para condiciones saturadas K_s y para condiciones insaturadas $K(\theta)$ en función del contenido volumétrico de agua θ del suelo. La K_s se calculó empleando el método de carga constante. Para determinar $K(\theta)$ se empleó la ecuación de Mualem-van Genuchten, cuyos parámetros se obtuvieron con la curva de retención de agua y con el programa RETC v. 6.0. Se simuló el flujo de agua a través de la columna de suelo con las ecuaciones $K(\theta)$, particularmente con el término $CHIn = \Theta^L [1 - (1 - \Theta^{1/m})^m]^2$ que es el que describe el flujo de agua en condiciones insaturadas. Se ejecutó un modelo para simular el flujo del agua en la columna de suelo. El modelo se desarrolló empleando el programa STELLA v. 7.0.1. y se comparó con el volumen de lixiviado de las pruebas en columnas para calibrarlo. Se aplicó este modelo utilizando la distribución real de la precipitación pluvial del Valle de Huamantla para un año en particular.

El análisis estadístico de la concentración de nitrato en los pozos mostró una relación significativa entre las máximas concentraciones y las áreas de agricultura intensiva. Los pozos que se encuentran en el valle y en los lomeríos mostraron diferencias estadísticas significativas de concentración de nitrato.

Las pruebas en columnas mostraron que en la lixiviación del nitrato contribuyen en partes iguales la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo y la fertilización. Las curvas de lixiviación muestran que la fertilización crea pulsos de altas concentraciones de nitrato que alcanzan valores del orden de 700 mgL^{-1} .

La cantidad de sulfato de amonio que se lixivió puede considerarse como igual al de la urea, sólo que el primero se lixivía lentamente. Este tiempo de retraso es muy importante para que los cultivos puedan asimilar el nitrógeno del fertilizante y reducir las tasas de lixiviación.

Los resultados de conductividad hidráulica para un suelo del tipo fluvisol del Valle de Huamantla, indican que en condiciones de saturación el agua se mueve de 0.2 a 4.6 mdía^{-1} . Con menor contenido de agua, por ejemplo a 20% , este movimiento se reduce a 0.44 mmdía^{-1} .

La aplicación del modelo de simulación a condiciones reales muestra que las lluvias torrenciales y grupos de días de precipitaciones continuas crean pulsos de infiltración de agua, que potencialmente recargan el acuífero.

La movilidad del nitrato en la zona vadosa se lleva a cabo en forma de pulsos que están en función de la fertilización y de la precipitación pluvial. Los pulsos de altas concentraciones de nitrato se mezclan con el agua subterránea y se mueven hacia el sur del Valle de Huamantla, lugar donde se acumulan y se registran los máximos valores.

ABSTRACT

Agriculture is one of the main economic activities in Huamantla valley. Great amounts of nitrogen fertilizers are used to reach high productivity levels. Agriculture may produce excess of nitrate NO_3^- , that may mobilize to the aquifers and pollute the groundwater. Unconfined aquifers like the one in Huamantla, have the highest vulnerability to nitrate contamination.

Deep wells were sampled in August and September, 2001, during the rainy season, and March and April, 2002, during the dry season, to study the generation of nitrates in groundwater. Wells were selected based on topography, static level, use, location and agriculture type used in their surroundings. Thirty six wells were sampled in the rainy season, and forty nine in the dry season, corresponding respectively to 17% and 22% of the total wells in the area. To know the type and amounts of fertilizers used in the area farmers were interviewed.

Determination of pH, temperature, redox potential and electrical conductivity were measured *in situ*. Calcium, magnesium, chloride, alkalinity and sulfate concentrations were measured by the National Commission of Water in Tlaxcala. Nitrates were analyzed with a selective electrode and ion chromatography.

Nitrate mobilization in the unsaturated zone was performed using unaltered soil cores from the area. The study lasted 189 days, corresponding approximately to the period of the rainy season in Huamantla Valley. Solutions of ammonium sulfate and urea, were dripped to the top of the columns, in concentrations similar to those usually applied in the area.

Saturated hydraulic conductivity K_s , and unsaturated hydraulic conductivity $K(\theta)$ as a function of the volumetric content of water were calculated. The constant head method was used to determine K_s . The Mualem-van Genuchten equation was applied to calculate $K(\theta)$. The parameters of the equation were obtained with the water retention curve and with the program RETC v. 6.0. Flow of water through the soil column was simulated with the $K(\theta)$ equations, particularly with the term $\text{CHIn}=\theta^L[1-(1-\theta^{1/m})^m]^2$, describing unsaturated water flow. The model was developed with the program STELLA v. 7.0.1., and was compared to the volume leached through the columns to perform the calibration. This model was applied using the temporal rainwater distribution in the Huamantla valley for a certain year.

Statistic analysis of nitrate concentrations of wells showed a significant relation among highest concentrations and intensive agriculture area. Wells location (valley or hills) resulted on statistical significative differences in nitrate concentrations.

Column experiments showed that mineralization of the soil organic nitrogen and fertilization contribute in the same proportion to nitrate leaching. Leaching curves showed that fertilization produces high concentration pulses of nitrate up to 700 mgL^{-1} .

The amount of ammonium sulfate leached may be considered similar to the amount of urea. However, ammonium sulfate leaches slower than urea. This delay is very important and may allow a better assimilation of nitrogen by plants, and also reduce leaching of nitrate to the aquifer.

Results of hydraulic conductivity for a fluvisol soil type, indicate a water velocity of 0.2 to 4.6 mday⁻¹ in saturated conditions. Less water content, i.e. 20%, reduces this value to 0.44 mday⁻¹.

Application of the simulation model to real conditions shows that heavy rains and days of continuous precipitation, create infiltration water pulses, that may recharge the aquifer.

Nitrate mobilization in the vadose zone takes place as pulses that rely on fertilization and rainwater. High nitrate concentration pulses mix with groundwater and move to the South of the Huamantla Valley, accumulating and reaching maximum values in that zone.

CONTENIDO

CAPÍTULO 1 NITRÓGENO Y NITRATO	1
1.1 CICLO DEL NITRÓGENO	1
1.2 OXIDACIÓN-REDUCCIÓN DEL NITRÓGENO	9
1.3 NO_3^- Y AGUA SUBTERRÁNEA	12
1.4 NO_3^- y SALUD	17
CAPÍTULO 2 FLUJO DE AGUA EN SUELO INSATURADO	19
2.1 ECUACIÓN DEL FLUJO DE AGUA EN SUELO INSATURADO	19
2.2 CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA EN SUELO INSATURADO	20
2.3 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS HIDRÁULICOS	23
2.4 FUNCIÓN DE CAPACIDAD DE AGUA DEL SUELO $C(h)$	25
2.5 HISTERESIS EN LA FUNCIÓN $C(h)$	27
2.6 PROGRAMAS PARA MODELAR EL MOVIMIENTO DE AGUA Y SOLUTOS EN EL SUELO	28
2.7 PROGRAMA STELLA v. 7.0.2	28
2.8 PRUEBAS EN COLUMNAS DE SUELO	30
CAPÍTULO 3 PROBLEMÁTICA, JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS, OBJETIVOS Y METAS	31
3.1 PROBLEMÁTICA Y JUSTIFICACIÓN	31
3.2 HIPÓTESIS	33
3.3 OBJETIVOS	33
3.4 METAS	33
CAPÍTULO 4 ÁREA DE ESTUDIO	34
4.1 GENERALIDADES DEL ÁREA DE ESTUDIO	34
4.2 ALGUNAS CARACTERÍSTICAS DEL ACUÍFERO HUAMANTLA	36
CAPÍTULO 5 MÉTODOS	39
5.1 GENERACIÓN DE NITRATOS	39
FUENTES DE NITRÓGENO	39
SELECCIÓN POZOS DE MUESTREO	39
MUESTREO AGUA SUBTERRÁNEA	40
ANÁLISIS DE AGUA	40
ANÁLISIS DE DATOS	42
DIAGRAMA DE PIPER	43
DIAGRAMA E_H -pH	44
5.2 CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA K	44
DETERMINACIÓN DE K_s	44
TEXTURA, D_a y VTP	45
FUNCIÓN DE CAPACIDAD DE AGUA DEL SUELO (CURVA DE RETENCIÓN)	45

DETERMINACIÓN DE $K(\theta)$	46
5.3 PRUEBAS EN COLUMNAS	46
EXTRACCIÓN DE LOS NÚCLEOS DE SUELO	47
CONSTRUCCIÓN PRUEBA EN COLUMNAS	47
ANÁLISIS DE DATOS	51
MODELO DE SIMULACIÓN	51
CAPÍTULO 6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	55
6.1 GENERACIÓN DE NITRATOS	55
FUENTES DE NITRÓGENO	55
SELECCIÓN POZOS DE MUESTREO	55
MUESTREO DE AGUA SUBTERRÁNEA	56
ANÁLISIS DE AGUA	56
ANÁLISIS DE DATOS	62
DIAGRAMA DE PIPER	71
DIAGRAMA E_H -pH	72
6.2 CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA K	74
DETERMINACIÓN DE K_s	74
TEXTURA, D_a y VTP	74
FUNCIÓN DE CAPACIDAD DE AGUA DEL SUELO (CURVA DE RETENCIÓN)	74
DETERMINACIÓN DE $K(\theta)$	80
6.3 PRUEBA EN COLUMNAS	80
EXTRACCIÓN DE LOS NÚCLEOS DE SUELO	80
CONSTRUCCIÓN PRUEBA EN COLUMNAS	80
MODELO DE SIMULACIÓN	89
CAPÍTULO 7 DISCUSIÓN GENERAL	95
CAPÍTULO 8 CONCLUSIONES	99
BIBLIOGRAFÍA	102

INDICE DE TABLAS

2.1 Resumen de programas. para modelar movimiento de agua y transporte de solutos en suelo	29
6.1 Pozos seleccionados para el muestreo de agua subterránea	57
6.2 Valores de pH, temperatura Temp. potencial redox E_H , conductividad eléctrica CE y NO_3^-	58
6.3 Valores de alcalinidad, calcio, magnesio, cloruro y sulfato	61
6.4 Agrupación de pozos	68
6.5 Análisis de varianza paramétrica de los grupos de pozos	69
6.6 Análisis de varianza no paramétrica de los grupos de pozos	70
6.7 Comparación de los dos tipos de análisis de varianza, paramétrica y no paramétrica	70
6.8 Conductividad hidráulica saturada calculada empleando la pendiente de la recta de Q vs h en cada cilindro	75
6.9 Distribución de la textura en el perfil del suelo	75
6.10 Volumen Total de Poro y Densidad Aparente del perfil de suelo donde se extrajeron los núcleos para las columnas	75
6.11 Potencial matricial y contenido volumétrico de agua medidos en laboratorio	76
6.12 Parámetros del modelo de van Genuchten (1980), para un suelo franco arenoso del Estado de Tlaxcala, calculados con RETC v. 6.0 y RosettaLite v. 1.0	78
6.13 Contenido de agua observado y calculado, con RETC v. 6.0, en función del potencial matricial y sus coeficientes de regresión	79
6.14 Nitrógeno en las columnas antes y después del experimento	85
6.15 Nitrógeno como nitrato lixiviado de las columnas	85
6.16 Balance de nitrógeno para el experimento en columnas	85
6.17 Valores de R^2 y coeficientes de correlación polinomial de las ecuaciones que relacionan la carga de riego, el volumen acumulado del lixiviado y concentración acumulada de nitrato con el tiempo,	88

y el volumen acumulado del lixiviado con la carga de riego

6.18. Ecuaciones que definen el modelo de simulación del flujo de agua en una columna de suelo insaturada 90

INDICE DE FIGURAS

1.1 Ciclo del nitrógeno	2
1.2 Transformaciones del nitrógeno mineral en el suelo	8
4.1 Localización del área de estudio	35
4.2 Corrientes superficiales Valle de Huamantla Tlax.	37
4.3 Topografía y nivel piezométrico del agua subterránea del Valle de Huamantla, Tlax.	38
5.1 Esquema del método propuesto en este trabajo	39
5.2 Altura sobre nivel del mar y nivel estático de tres pozos del Valle de Huamantla.	40
5.3 Pozos registrados en la CNA-Tlaxcala	41
5.4 Localización del sitio donde se extrajeron los núcleos y se excavó el perfil del suelo	48
5.5 Extracción de las columnas de suelo	48
5.6 Componentes del dispositivo para aplicar riego a intensidad controlada	49
5.7 Componentes de la prueba en columnas	50
5.8 Modelo desarrollado con el programa STELLA v. 7.0.2, para simular flujo de agua en columna de suelo insaturado	52
6.1 Pozos seleccionados donde se realizó el muestreo de agua subterránea	56
6.2 Muestreo de agua subterránea	58
6.3 Concentración de nitrato medido en cada pozo	60
6.4 Electrodo de Ion Selectivo EIS vs. Cromatografía de Iones Cl	61
6.5 Isolíneas de concentración de nitrato agua subterránea del Valle de Huamantla	63
6.6 Mapa de vegetación e isolíneas de concentración de nitrato del Valle de Huamantla	64
6.7 Pozo Lienzo Charro cerca de la zona urbana de Huamantla	65
6.8 Escurrimientos e isolíneas de las mayores concentraciones de nitrato	65
6.9 Gráfica profundidad nivel estático vs nitrato	67
6.10 Distribución de concentración de nitrato de dos periodos de muestreo	67

6.11 Prueba de distribución, datos de concentración de nitrato	67
6.12 Diagrama de Piper, agua subterránea del Valle de Huamantla, Tlaxcala	71
6.13 Diagrama $p_e - pH$ de algunas especies de nitrógeno	72
6.14 Conductividad hidráulica en condiciones saturadas en el perfil del suelo	76
6.15 Curva de retención de agua para tres profundidades del perfil del suelo	77
6.16 Curvas de retención de humedad observada (Obs) y ajustada (vG) con el programa RETC v. 6.0	79
6.17 Función $K(\theta)$ determinada con el programa RETC v. 6.0	81
6.18 Construcción de la prueba en columnas	81
6.19 Distribución del riego y lixiviado de la prueba en columnas	82
6.20 Lixiviación de nitrato en las columnas	84
6.21 Distribución de concentración de lixiviación de nitrato	84
6.22 Distribución acumulada de datos de la prueba en columnas	87
6.23 Contenido volumétrico de agua CVA , de la tres capas de la columna de suelo	91
6.24 Valores del coeficiente $CHIn$, para las tres capas de suelo	91
6.25 Salida de agua de las tres capas de suelo	92
6.26 Tendencia del volumen de lixiviado del experimento y del modelo	93
6.27 Comparación del volumen de lixiviado obtenido en el experimento y con el modelo de simulación	94
7.1 Distribución de la precipitación pluvial, evaporación e infiltración de 1997	98
7.2 Balance de agua en la zona vadosa del Valle de Huamantla de 1997	98
8 Propuesta para estudiar el flujo de agua y nitrógeno en el Valle de Huamantla, Tlax.	101

CAPÍTULO 1 NITRÓGENO Y NITRATO

El nitrógeno es uno de los elementos químicos más importantes para la vida. En la naturaleza se encuentra en el aire, agua, suelo y biota. Tiene muchas formas químicas, que dependen principalmente de su estado de oxidación. En su estado más reducido se encuentra como amoníaco o como amonio y en su estado más oxidado se encuentra como nitrato NO_3^- . El NO_3^- es la forma más estable del nitrógeno y se origina naturalmente de la oxidación de las formas reducidas del nitrógeno.

La agricultura es la actividad del hombre en la que se utiliza más nitrógeno para aumentar la producción agropecuaria. Muchas veces se aplica más nitrógeno de lo que los cultivos pueden asimilar. El nitrógeno como NO_3^- que no es asimilado se lixivia hacia el subsuelo. La lixiviación depende, en términos muy generales, del contenido volumétrico de agua θ del suelo o carga hidráulica h y de las propiedades físicas y químicas del suelo. El NO_3^- se mueve a la misma velocidad que el flujo de agua que lo transporta. La velocidad del flujo de agua depende de θ . Otro punto importante es que el suelo, principalmente el arcilloso, no retiene NO_3^- , porque ambos tienen cargas eléctricas iguales. Además, el NO_3^- se mueve más rápido en suelos arenosos que en suelos arcillosos, debido a que los primeros tienen mayor conductividad hidráulica K .

Una vez que el NO_3^- se lixivia hasta el acuífero se mezcla con las aguas subterráneas. Si estas aguas se emplean para riego, el NO_3^- se puede reutilizar como fertilizante, pero si se ingiere puede tener efectos adversos para la salud. En los bebés, principalmente, produce metahemoglobinemia o síndrome del "bebé azul" (Jasa *et al.* 1998).

En el Valle de Huamantla se conjugan factores que favorecen la presencia de NO_3^- en el agua subterránea. Por esta razón, es definitivo iniciar el estudio de esta problemática ambiental. Este trabajo se enfoca al estudio de la generación y movilidad de los nitratos en el Valle de Huamantla que comprende la lixiviación de dos fertilizantes nitrogenados (urea y sulfato de amonio), conductividad hidráulica de la zona vadosa y simulación del flujo de agua.

1.1 CICLO DEL NITRÓGENO

Existen muchos modelos esquemáticos para representar el ciclo del nitrógeno, en la figura 2.1 se emplea uno de ellos para describir brevemente los principales procesos a los que está sujeto el nitrógeno. A continuación se realiza una descripción de los que interesan en este trabajo:

Fijación biológica de N

El proceso por el cual el nitrógeno atmosférico N_2 se convierte a amonio NH_4^+ se conoce como fijación de nitrógeno. Esta conversión se realiza por dos tipos de microorganismos, principalmente bacterias: los de vida libre y los simbióticos (Tortora *et al.* 1998).

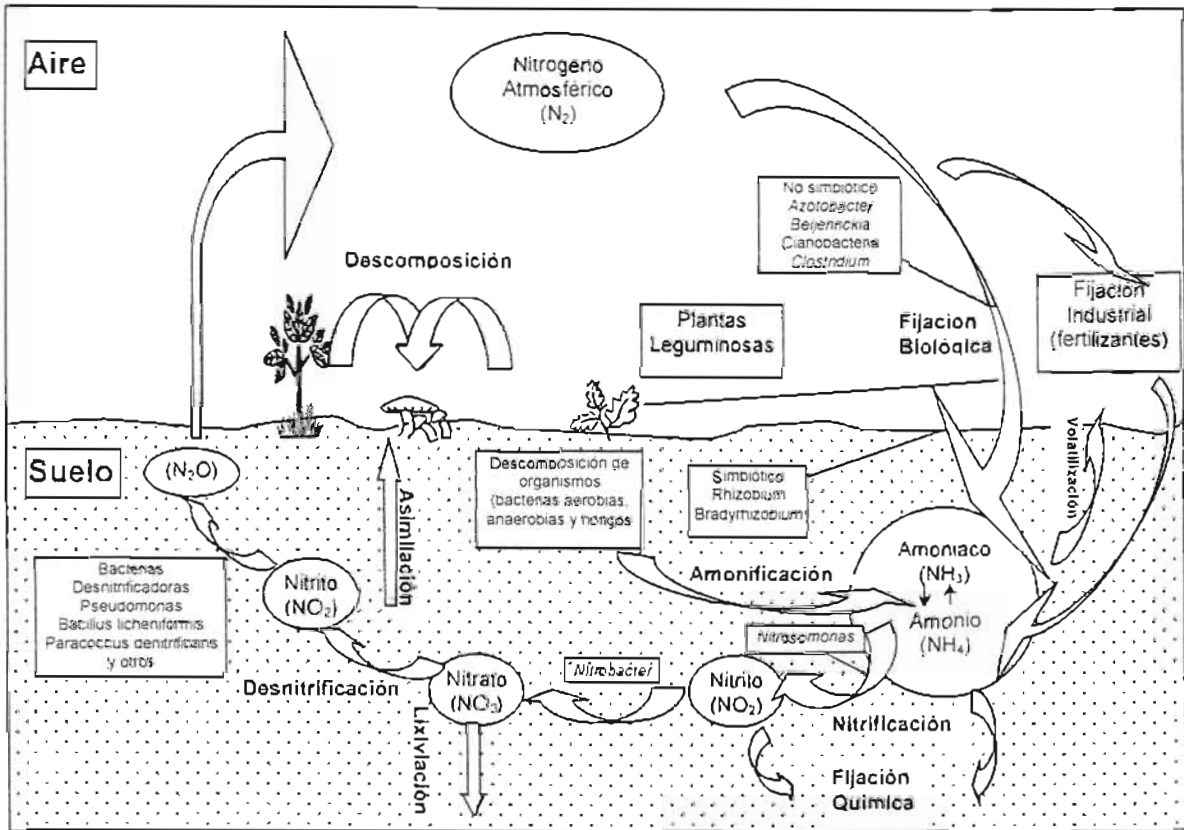


Figura 1.1 Ciclo del nitrógeno. Fuente: Tortora *et al.* (1998).

Los de vida libre se encuentran en la rizósfera, región donde el suelo y las raíces de las plantas están en contacto. Estas bacterias pueden ser aerobias y anaerobias como *Azotobacter* y *Clostridium*, respectivamente. Algunas especies aerobias son fotosintéticas, como las cianobacterias, debido a su fuente de energía estas bacterias fijan nitrógeno independientemente del contenido de carbohidratos en el suelo o en el agua (Tortora *et al.* 1998).

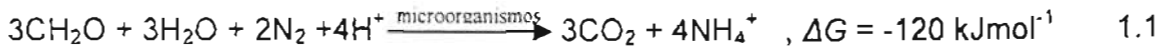
Las bacterias simbióticas juegan un papel importante en los cultivos agrícolas. Miembros del género *Rhizobium*, *Bradyrhizobium*, y otros infectan las raíces de las leguminosas como: soja, frijol, chicharo, cacahuate, alfalfa y trébol, entre otras. Las bacterias del género *Rhizobium* están adaptadas a especies particulares de leguminosas. En la simbiosis la planta proporciona las condiciones anaerobias y produce nutrimentos para la bacteria, y la bacteria fija nitrógeno que la planta incorpora a la proteína vegetal (Tortora *et al.* 1998).

También hay fijación simbiótica de nitrógeno en plantas no leguminosas, como en árboles del género de las betuláceas. Estos árboles son infectados simbióticamente con un actinomiceto (Tortora *et al.* 1998).

Los líquenes, que son producto de la relación mutualista entre hongo y alga o cianobacteria, fijan nitrógeno que enriquece el suelo forestal. La cianobacteria

también forma simbiosis con un helecho flotante, *Azolla*, que crece densamente en los arrozales (Tortora *et al.* 1998).

La reacción de fijación de nitrógeno se puede escribir de la siguiente manera (O'Neill 1993):

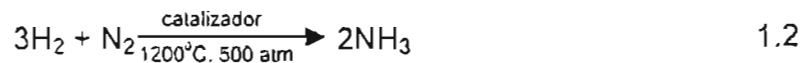


Los factores que favorecen la fijación de N son materia orgánica, tipo de leguminosa, efectividad de la bacteria, contenido de N inorgánico o mineralizable en el suelo, fósforo y potasio aprovechable, y el pH > 5 (Alexander 1980).

Fijación industrial de N

Entre 1910 y 1914 Haber y Bosch desarrollaron un método para producir amonio a partir de N₂ atmosférico, que permitió el crecimiento a gran escala de la industria de los fertilizantes. La industria de los fertilizantes nitrogenados fija anualmente cerca de 80 megatoneladas, mientras que los microorganismos fijan alrededor de 140 megatoneladas (O'Neill 1993).

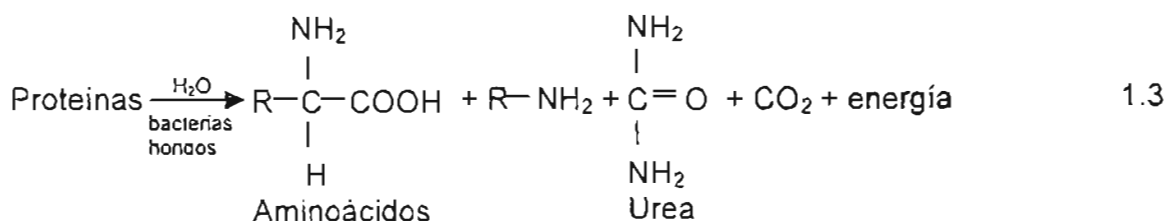
La reacción de la fijación industrial del nitrógeno se puede escribir de la siguiente forma (Tisdale *et al.* 1993):



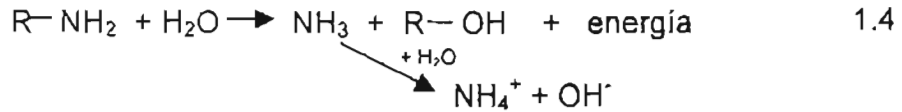
Amonificación

La amonificación es la conversión de N orgánico a NH₄⁺. Involucra dos reacciones aminación y amonificación, que la realizan microorganismos heterótrofos. Estos microorganismos requieren de compuestos orgánicos de carbono como fuente de energía. La tasa de amonificación es directamente proporcional con la temperatura, aumenta con la humedad del suelo siempre y cuando no sea excesiva, y con la aireación. Aún en condiciones saturadas, puede ocurrir mineralización a baja tasa pero incompleta (Tisdale *et al.* 1993).

La aminación la realizan bacterias y hongos. Las bacterias rompen las proteínas en condiciones neutras y alcalinas, mientras que los hongos lo hacen en condiciones ácidas. El producto final de las actividades de un grupo de microorganismos es la provisión de sustrato para el siguiente grupo, y así sucesivamente hasta que el material es descompuesto. Los productos finales de la aminación son aminas, aminoácidos y urea. La aminación se puede representar esquemáticamente como sigue (Tisdale *et al.* 1993):



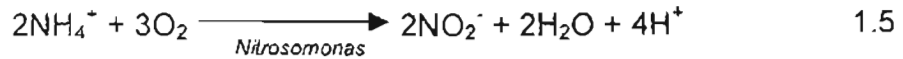
Las aminas y aminoácidos producidos en la aminación del nitrógeno orgánico son descompuestos por otros microorganismos heterótrofos con la liberación de NH_4^+ . Este paso se llama amonificación y se representa como sigue (Tisdale *et al.* 1993):



Los factores que favorecen la amonificación del N son materia orgánica, textura y relación C:N del suelo. En un suelo con aproximadamente 5 % de N, durante una temporada de cultivo se amonifica entre 1 y 4 % de N orgánico a N inorgánico (Tisdale *et al.* 1993). Se espera rápida mineralización de N en suelos arenosos enriquecidos con materia orgánica, debido a que hay poca arcilla y limo para proteger a la materia orgánica y los productos microbianos en descomposición de la actividad microbiana (Jackson 2000). Para relaciones C:N entre 20:1 y 30:1 no se produce mineralización (Tisdale *et al.* 1993).

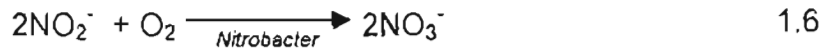
Nitrificación

El NH_4^+ , producto de la amonificación del N orgánico o de los fertilizantes, se convierte a nitrato NO_3^- , mediante un proceso llamado nitrificación. La nitrificación comprende dos pasos, primero el NH_4^+ se convierte a nitrito NO_2^- y luego éste a NO_3^- . La oxidación biológica del NH_4^+ a NO_2^- se puede representar de la siguiente manera (Tisdale *et al.* 1993):



Las *Nitrosomonas* son bacterias autotróficas que obtienen energía de la oxidación del N y carbono C del CO_2 . Otras bacterias autotróficas como *Nitrosolobus*, *Nitrospira* y *Nitrosovibrio*, también pueden oxidar NH_4^+ y otras formas de compuestos de N reducido a NO_2^- (Tisdale *et al.* 1993).

En el segundo paso, el NO_2^- es oxidado aún más a NO_3^- (Tisdale *et al.* 1993):



La oxidación la realiza una bacteria llamada *Nitrobacter*, aunque algunos microorganismos heterótrofos también están involucrados. Es mayor la tasa de la reacción de NO_2^- a NO_3^- que de NH_4^+ a NO_2^- , en suelos bien drenados (Tisdale *et al.* 1993).

Los principales factores que afectan la nitrificación son: abastecimiento de NH_4^+ , población de microorganismos nitrificantes, pH del suelo, aireación del suelo, contenido volumétrico de agua del suelo y temperatura del suelo (Tisdale *et al.* 1993).

El abastecimiento de NH_4^+ es el primer requerimiento para la nitrificación, si las condiciones no favorecen la amonificación, o si no se aplica NH_4^+ en forma de

fertilizante no ocurre nitrificación. La asimilación de N por microorganismos o plantas también afecta negativamente la nitrificación (Tisdale *et al.* 1993).

El tamaño de la población de bacterias nitrificadoras afecta directamente la producción de NO_3^- en el suelo. De hecho, en suelos con similares condiciones ambientales, hay diferencias en la tasa de nitrificación debido a los diferentes tamaños de población de bacterias nitrificadoras (Tisdale *et al.* 1993).

La nitrificación se realiza en un amplio intervalo de pH, entre 4.5 y 10, el pH óptimo es 8.5 (Tisdale *et al.* 1993). Cassel *et al.* (1999), encontraron que la nitrificación, disminuye el pH del suelo. Durante el primer paso de la nitrificación hay liberación de H^+ (ecuación 1.5).

Las bacterias nitrificadoras no producirán NO_3^- en ausencia de O_2 . La máxima tasa de nitrificación ocurre cuando hay 20% de O_2 , que es la misma concentración de O_2 en la atmósfera (Tisdale *et al.* 1993). Jackson (2000), reporta que al mezclar el suelo, como se hace en las labranzas, la aireación inmediatamente estimula la nitrificación.

Las bacterias nitrificadoras son muy sensibles al contenido volumétrico de agua del suelo. Las mayores tasas de nitrificación ocurren a un contenido de agua igual a 1/3 de bar de potencial matricial. A este potencial matricial el agua ocupa entre 80 y 90% del total de volumen de poro (Tisdale *et al.* 1993). Paramasivam *et al.* (2001), reportan que en condiciones cálidas y húmedas la nitrificación de NH_4^+ es rápida, entre 3 y 7 días después de la aplicación de NH_4^+ .

La temperatura óptima para la nitrificación está entre 25° y 35°C, aunque la nitrificación puede ocurrir en intervalo amplio de temperatura (Tisdale *et al.* 1993). Ritter *et al.* (1998), encontraron que se realiza nitrificación cuando la temperatura es mayor de 5 °C.

Lixiviación

El NO_3^- es muy soluble en agua y los coloides del suelo no tienen influencia en este anión. En consecuencia es muy móvil y está sujeto a la lixiviación cuando el contenido de NO_3^- y el movimiento de agua en el suelo son muy altos. La lixiviación de NO_3^- es uno de los principales mecanismos de pérdida de N en climas húmedos. La lixiviación de NO_3^- debe ser controlada cuidadosamente debido al serio impacto que puede tener sobre el ambiente (Tisdale *et al.* 1993). La lixiviación de NO_3^- hacia el acuífero se presenta más ampliamente, en el apartado 1.3 " NO_3^- y AGUA SUBTERRÁNEA".

Asimilación e Inmovilización

Las plantas asimilan N como NH_4^+ y NO_3^- . El NO_3^- generalmente se encuentra en mayores concentraciones que el NH_4^+ , y se mueve libremente hacia las raíces de las plantas. La preferencia de las plantas por NH_4^+ o NO_3^- está determinada por la edad y tipo de la planta, el ambiente y otros factores. Idealmente, cuando se absorbe NH_4^+ en lugar de NO_3^- , la planta ahorra energía para la síntesis de

proteínas. En la síntesis de proteínas se emplean dos moléculas de NADH (nicotin adenin dinucleótido reducido) para reducir una molécula de NO_3^- a NH_4^+ . El NH_4^+ está menos sujeto a lixiviación y desnitrificación (Tisdale *et al.* 1993).

La asimilación de NO_3^- se favorece a pH ácido, mientras que el NH_4^+ se asimila mejor a pH neutro y se suprime en condiciones ácidas (Tisdale *et al.* 1993). Los factores que favorecen el crecimiento de las plantas, también favorecen a que las plantas asimilen el N. Entre estos factores se encuentran el contenido volumétrico de agua, temperatura, capacidad fotosintética de la planta, luminosidad, etc.

Los microorganismos inmovilizan el N. La inmovilización es la conversión de las formas inorgánicas del N (NH_4^+ o NO_3^-) a N orgánico y básicamente es el proceso inverso de la amonificación. Durante la descomposición de residuos orgánicos con bajo contenido de N, la inmovilización de N puede reducir la concentración de NH_4^+ o NO_3^- en el suelo a niveles muy bajos, debido a que los microorganismos compiten con las plantas por NH_4^+ y NO_3^- . Si se adicionan residuos orgánicos que contiene alta cantidad de N con respecto al C, la inmovilización no procederá debido a que el residuo contiene suficiente N para satisfacer las demandas de los microorganismos durante la descomposición. Después de la descomposición de residuos orgánicos, la actividad microbiana disminuye y el N inmovilizado o celular, puede ser mineralizado a NH_4^+ . (Tisdale *et al.* 1993).

Uno de los principales factores que favorecen la inmovilización es la presencia de microorganismos en el suelo y la relación C:N de la materia orgánica. Generalmente cuando la relación C:N de la materia orgánica se encuentra entre 30:1 y 60:1, ocurre inmovilización de N del suelo. Para materia orgánica con mayor contenido de N, por ejemplo a relaciones entre 20:1 y 30:1, no hay inmovilización (Tisdale *et al.* 1993).

Fijación química de NH_3 y NO_2^-

La reacción química del NH_3 con la materia orgánica del suelo se llama fijación de NH_3 . Este concepto no se debe confundir con la fijación o retención de NH_4^+ por las arcillas del suelo. La fijación de NH_3 por la materia orgánica se ha atribuido a los grupos fenólicos de los ácidos húmicos y fúlvicos. También el NH_3 reacciona en condiciones alcalinas con azúcares, cetonas, aldehídos y otros compuestos que contienen grupos carbonilos (Stevenson 1994).

La fijación se favorece en condiciones alcalinas. Así, la aplicación de fertilizantes alcalinos al suelo, tales como NH_3 acuoso o anhidro, promueve la fijación de NH_3 . También la fijación depende de la cantidad de materia orgánica y NH_3 en el suelo (Stevenson 1994).

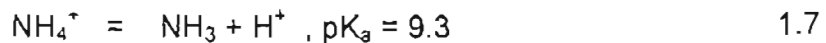
Los componentes de la materia orgánica del suelo reaccionan químicamente con NO_2^- , para formar complejos de N orgánicos estables y gases de N. El NO_2^- reacciona con aminoácidos, sustancias húmicas y con grupos amino. Con los grupos amino puede formar sustancias que son cancerígenas, mutagénicas y muy

tóxicas. Durante la fijación de NO_2^- se pueden liberar gases de N como N_2 y N_2O (Stevenson 1994).

Una condición para que ocurra fijación de NO_2^- , es la acumulación de este compuesto en el suelo. El pH es otro factor que afecta la fijación de NO_2^- , debido a que el NO_2^- es muy reactivo a pH bajo (Stevenson 1994).

Volatilización de NH_3

La volatilización de amoníaco NH_3 , es un mecanismo de salida de N del suelo que ocurre naturalmente. Una vez que en el suelo hay NH_4^+ , como producto de amonificación, o por la aplicación de fertilizantes, se puede transformar a NH_3 . La relación entre NH_3 y NH_4^+ está descrita como sigue (Tisdale *et al.* 1993):



La volatilización de NH_3 es mayor de los fertilizantes nitrogenados que de la materia orgánica. La volatilización de NH_3 depende principalmente de la cantidad de NH_3 y NH_4^+ en la solución del suelo y el pH influye en la concentración de estos compuestos.

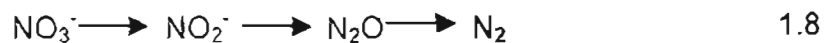
Apreciables cantidades de NH_3 aparecen solamente cuando el pH de la solución del suelo es mayor que 7.5. Por ejemplo, a valores de pH entre 8 y 9.3 el NH_3 representa 5.2 y 52.3 % respectivamente del total de $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ (Masters 1991). Por lo tanto, la pérdida de NH_3 se favorece naturalmente a pH alcalino o por reacciones que temporalmente aumentan el pH. Cuando se aplica fertilizantes con NH_4^+ se volatiliza poco o nulo NH_3 , debido a que el pH de la solución del suelo no se incrementa (Tisdale *et al.* 1993).

La volatilización está directamente relacionada con la temperatura. También las máximas tasas de volatilización de NH_3 ocurren cuando el contenido volumétrico de agua del suelo se aproxima a la capacidad de campo. La evaporación de agua de la superficie del suelo estimula la volatilización de NH_3 cuando éste se encuentra presente (Tisdale *et al.* 1993).

Desnitrificación

Cuando el suelo está inundado no hay oxígeno. Algunos microorganismos tienen la capacidad de obtener O_2 del NO_2^- y del NO_3^- , con la liberación de N_2 y de óxido nitroso N_2O (Tisdale *et al.* 1993).

De manera muy general la desnitrificación se puede representar de la siguiente manera (Tortora *et al.* 1998):



Wrage *et al.* (2001), proponen que el NO_2^- durante la nitrificación puede estar sujeto a un proceso de desnitrificación como se muestra en la **figura 1.2**. De esta

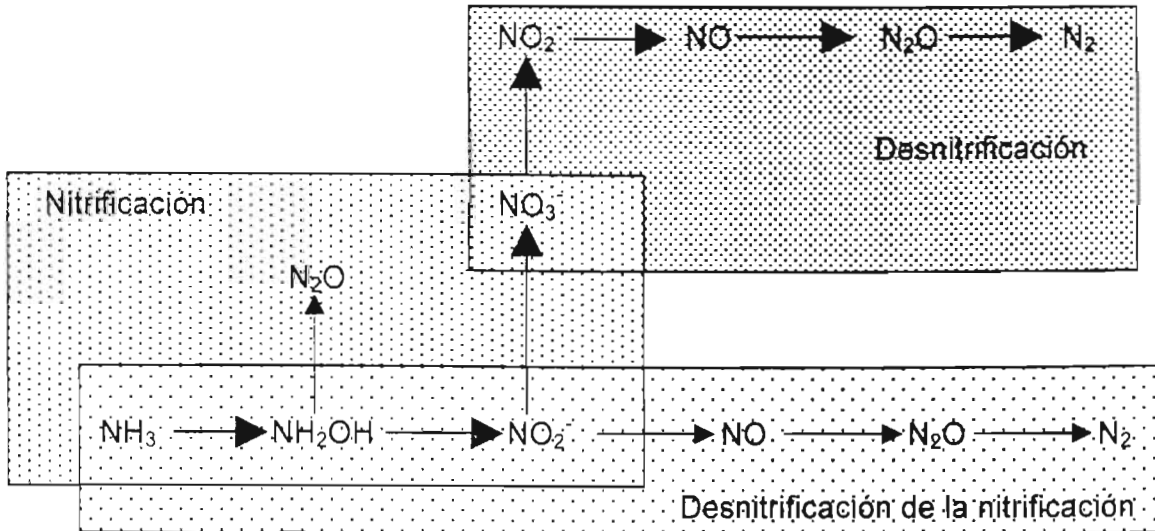


Figura 1.2 Transformaciones del nitrógeno mineral en el suelo (Wrage et al. 2001).

manera ellos explican el desbalance de entradas y salidas de N que existe en los sistemas agrícolas.

La desnitrificación se induce por bacterias aerobias facultativas y desnitrificadoras, las especies más importantes son del género *Pseudomonas* (Tortora et al. 1998). También del género *Bacillus*, *Paracoccus* y algunos autótrofos como *Thiobacillus denitrificans* y *Thiobacillus thioparus* son bacterias desnitrificadoras (Tisdale et al. 1993).

La desnitrificación puede ocurrir en la zona radical de las plantas y en la zona saturada del subsuelo.

En la zona radical, la magnitud y la tasa de desnitrificación están determinadas por varios factores ambientales del suelo, entre los más importantes se encuentran: cantidad y naturaleza de la materia orgánica (Agrawal et al. 1999, Walters et al. 1992), contenido volumétrico de agua (Óenema et al. 1998, Paramasivam et al. 1998, Nelson y Terry 1996), cantidad y forma de N inorgánico (por ejemplo, NO_3^- vs NH_4^+) (Mahmood et al. 1997), aireación (Cey et al. 1999), pH y temperatura (Tisdale et al. 1993).

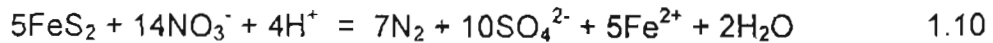
La desnitrificación en presencia de compuestos orgánicos puede ser representada por la siguiente reacción (Agrawal et al. 1999):



Generalmente se acepta que bajo condiciones de campo la tasa de desnitrificación aumenta con la presencia de plantas. Las plantas liberan C disponible en los exudados y tejidos de las raíces (Tisdale et al. 1993). Paramasivam et al. (1998),

encontraron que la glucosa incrementa la emisión de N₂O durante incubación anaerobia. Las plantas pueden incrementar la desnitrificación consumiendo O₂ (creando condiciones anaerobias) y estimulando el crecimiento de la población bacteriana. Pero también pueden restringirla asimilando NO₃⁻ y NH₄⁺, reduciendo el contenido volumétrico de agua en el suelo e incrementando el nivel de O₂ en la rizósfera de ciertas plantas que transportan O₂ (por ejemplo, arroz) (Tisdale *et al.* 1993).

Aunque en la zona saturada del subsuelo no existen las mismas condiciones ambientales que en la zona vadosa o radicular, también puede ocurrir desnitrificación cuando se combinan factores que favorecen este proceso. Por ejemplo, cuando están presentes la pirita (FeS₂) y la bacteria *Thiobacillus denitrificans* en el acuífero, pueden eliminar concentraciones de NO₃⁻ de hasta 70 mgL⁻¹ por desnitrificación (Pauwels *et al.* 2001). En este caso la pirita presente en el acuífero, actúa como donador de electrones (Kölle *et al.* 1985). La ecuación de esta reacción es:

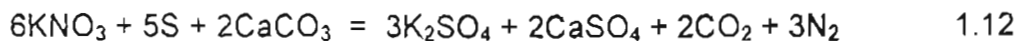


El ión ferroso Fe²⁺, liberado, también actúa como donador de electrones en la desnitrificación mediante la siguiente reacción:



Shrimali y Singh (2001), emplearon polvo de hierro para promover desnitrificación con el propósito de reducir químicamente el nitrato, a formas más inocuas como óxido nitroso y nitrógeno gaseoso. Aún con buenas condiciones de desnitrificación, que son importantes para degradar el nitrato en el acuífero, se requiere un tiempo de residencia suficiente para degradar el nitrato. Cuando el contenido natural de estos componentes en el acuífero se agota, aumenta la concentración de nitrato en el agua subterránea (Wendland *et al.* 1994).

También el proceso de desnitrificación se puede realizar cuando en la zona saturada hay azufre y carbonato de calcio:



El potencial redox del agua subterránea, es otro factor que afecta la desnitrificación.

1.2 OXIDACIÓN-REDUCCIÓN DEL NITRÓGENO

Muchos procesos del nitrógeno son reacciones de oxidación reducción (redox) catalizados por microorganismos. Estas son: oxidación de NH₄⁺ a NO₂⁻ y después a NO₃⁻ (nitrificación); reducción de NO₃⁻ a NO₂⁻ y posteriormente a NH₄⁺ (reducción del nitrato); reducción de NO₃⁻ a N_{2(g)} (desnitrificación) y reducción de

$N_{2(g)}$ a NH_4^+ (fijación de nitrógeno). La incorporación de NH_4^+ a la materia orgánica (aminación) o su desprendimiento (desaminación o amonificación) es la única reacción del nitrógeno en que se realiza una transformación de este elemento que no corresponde al tipo redox. De la zona vadosa el nitrógeno se volatiliza en forma de N_2O a la atmósfera o se lixivia en forma de NO_2^- y NO_3^- al acuífero (Bohn *et al.* 1993, Snoeyink y Jenkins 1990).

En el suelo se pueden crear micrositios anaeróbicos y gradientes redox que permiten el establecimiento de gran diversidad de microorganismos, los cuales pueden romper compuestos químicos, como es el caso del proceso de desnitrificación en suelos bien aireados (Focht 1992).

Muchos factores influyen en la especiación y en la dinámica de las especies químicas del nitrógeno en la zona vadosa, debido a sus diferentes estados de oxidación o reducción (Snoeyink y Jenkins 1990).

Como se ha mencionado anteriormente, en condiciones oxidantes la principal forma de nitrógeno es NO_3^- y en condiciones reductoras las formas de nitrógeno son: óxidos de nitrógeno, nitrógeno libre y NH_4^+ . Para medir el nivel de oxidación o reducción del sistema se utiliza el potencial redox, cuando $E_H > 0$, predominan condiciones de oxidación, cuando $E_H < 0$, predominan condiciones de reducción. E_H se mide mediante una celda galvánica donde la energía química de la reacción redox se convierte en energía eléctrica (Snoeyink y Jenkins 1990).

Además del nivel de concentración y disponibilidad de los aceptores o donadores de electrones en el suelo, otros parámetros como el pH o la presencia de microorganismos contribuyen en el complejo patrón de procesos redox, porque se llevan a cabo varios procesos redox simultáneos, como: metanogénesis, reducción de sulfato, hierro y manganeso (Ludvigsen *et al.* 1998).

Potencial redox pE

Las reacciones de oxidación – reducción o redox son muy importantes en procesos naturales, sobre todo cuando se trata de compuestos que contienen nitrógeno, carbono, azufre, hierro y manganeso (Snoeyink y Jenkins 1990, Stumm y Morgan 1996). En la naturaleza no existen electrones libres. La transferencia de electrones genera una fuerza electromotriz o potencial E . Si este proceso se desarrolla en condiciones estándar se asigna el símbolo E^0 . Los valores de E^0 no se pueden determinar de manera absoluta. Se emplea como referencia la reducción del ión hidrógeno a gas hidrógeno, al cual se le asigna el valor de 0.

Una reacción óxido – reducción se escribe de la siguiente forma:



donde:

Ox es la especie oxidada, n es el número de electrones, m es el número de protones, Red es la especie reducida y K es la constante de equilibrio, que es igual a:

$$K = \frac{\{\text{Red}\}}{\{\text{Ox}\}\{e^{-}\}^n\{H^{+}\}^m} \quad 1.14$$

en forma logarítmica es igual a:

$$\log K = \log \frac{\{\text{Red}\}}{\{\text{Ox}\}} - n \log\{e^{-}\} - m \log\{H^{+}\} \quad 1.15$$

pero, $p\varepsilon = -\log\{e^{-}\}$ y $pH = -\log\{H^{+}\}$. Sustituyendo y ordenando se obtiene:

$$p\varepsilon = \frac{1}{n} \log K - \frac{1}{n} \log \frac{\{\text{Red}\}}{\{\text{Ox}\}} - \frac{m}{n} pH \quad 1.16$$

y como $p\varepsilon^0 = \frac{1}{n} \log K = \frac{FE^0}{2.3RT} = 16.9E^0$ a 25°C entonces se obtiene:

$$p\varepsilon = p\varepsilon^0 - \frac{1}{n} \log \frac{\{\text{Red}\}}{\{\text{Ox}\}} - \frac{m}{n} pH \quad 1.17$$

La ecuación 1.17 es la herramienta básica para construir el diagrama $p\varepsilon$ vs pH . A 25°C $p\varepsilon^0$ es constante.

El $p\varepsilon$ es una medida de la disponibilidad que tiene una solución para aceptar o transferir electrones. En una solución altamente reductora la tendencia a donar electrones es alta y $p\varepsilon$ es negativo. Lo contrario ocurre cuando una solución es altamente oxidante y su tendencia a donar electrones es baja y $p\varepsilon$ es positivo.

Diagrama E_H vs pH

En los diagramas $E_H - pH$ se establecen áreas de predominancia para varias especies, en este caso del nitrógeno, que intervienen en equilibrio redox. Los diagramas $E_H - pH$ ayudan en la interpretación de las constantes de equilibrio (datos de energía libre) permitiendo la representación simultánea de muchas reacciones en una gráfica (Stumm y Morgan 1996, Snoeyink y Jenkins 1990, Yen 1999). Un diagrama E_H vs pH es muy útil para determinar teóricamente las especies iónicas de un elemento químico, en función de estos dos parámetros. La elaboración de un diagrama E_H vs pH se hace empleando la ecuación 1.17, ya

que $p\varepsilon = \frac{FE_H}{(2.3RT)} = 16.9E_H$ a 25°C . Con esta ecuación se determinan las líneas que delimitan las áreas de predominancia de cada especie química. Cada línea se

construye con una ecuación de este tipo que se obtiene de la reacción entre el par de especies que se trabaja.

1.3 NO_3^- Y AGUA SUBTERRÁNEA

El NO_3^- es la principal forma del nitrógeno en el agua subterránea y su concentración está aumentando debido a la actividad agrícola y a la disposición de residuos nitrogenados líquidos o sólidos de origen municipal, agrícola o industrial. Por su alta solubilidad y su forma aniónica, el nitrato es muy móvil en el agua subterránea. Se mueve en el agua subterránea sin transformación química y poco o nulo retardo (Freeze y Cherry 1979).

La contaminación del agua subterránea por nitrato es un problema ampliamente extendido en muchos lugares del mundo (Canter 1997), e impone una seria amenaza al abastecimiento de agua potable (Pauwels *et al.* 2001). La World Health Organization (WHO) establece $10 \text{ mgL}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$ (44.29 mgL^{-1} de NO_3^-) como concentración máxima en agua potable (WHO 1985).

En muchas partes del mundo se ha estudiado y se está estudiando el nitrato en el agua subterránea. Tase (1992) en Japón; Joosten *et al.* (1998) y Óenema *et al.* (1998) en Holanda; Smith *et al.* (1999) en Indonesia; Datta *et al.* (1997) en la India; Girard y Hillaire-Marcel (1997) en Nigeria; Pacheco *et al.* (2001) en México; Strelbel *et al.* (1989), Fried (1991) en Europa; Hudak (2000), Hall (1992), Spalding y Exner (1993), Mueller *et al.* (1995), Nolan *et al.* (1997) entre otros. en Estados Unidos; Pauwels *et al.* (2001), Bernhard *et al.* (1992) en Francia; Rivers *et al.* (1996) en Inglaterra; Zhang *et al.* (1996) en China; Zakutin *et al.* (1994) en la Comunidad de Estados Independientes y países vecinos; Lagerstedt *et al.* (1994), Faillat (1990) en África; Kaçaroğlu y Günay (1997) en Turquía; Dillon *et al.* (1991) en Australia; Burden (1982) en Nueva Zelanda, entre otros.

La presencia del NO_3^- en el agua subterránea está determinada por los siguientes factores: fuentes de nitrato, lixiviación, cantidad y distribución de la precipitación pluvial y características de los acuíferos.

Fuentes de NO_3^-

a) No agrícola

Existen diversas fuentes no agrícolas de NO_3^- . Las fuentes no agrícolas generalmente están asociadas con el manejo o disposición no adecuada de agua residual y residuos sólidos, fosas sépticas, descargas municipales e industriales que contienen nitrógeno (Smith *et al.* 1999). Tase (1992), encontró que la concentración de nitrato en agua subterránea es relativamente alta tanto en áreas rurales (o agrícolas) como en urbanas en casi todo Japón. Smith *et al.* (1999), encontraron en Indonesia que, las fosas sépticas son la fuente dominante de nitrato en el agua subterránea. Ellos explican que probablemente, el nitrato entra a la zona saturada cuando el nivel freático se eleva sobre la base de las fosas durante la estación húmeda. Kaçaroğlu y Günay (1997), y Jin *et al.* (2004), encontraron que la presencia de NO_3^- en el agua subterránea de las zonas urbanas está relacionada con las aguas residuales. Antón y Díaz (2000), publican

que en el agua subterránea del Valle del Mezquital México se han registrado 80 mgL⁻¹ de nitrato, el origen de este nitrato está ligado a la presencia de nitrógeno en aguas residuales que se emplean para riego. Girard y Hillaire-Marcel (1997), reportan que la contaminación por nitrato del acuífero de Niamey (Nigeria), parece ser resultado principalmente de letrinas y del NO₃⁻ liberado por el suelo.

b) Agrícola

Debido a la magnitud del problema del NO₃⁻ en el agua subterránea, se han realizado estudios específicos para determinar relaciones entre la calidad del agua subterránea y las actividades agrícolas (Guimerà 1998). Hall (1992), encontró que existe relación directa entre la cantidad de nitrógeno aplicado al suelo como fertilizante, principalmente estiércol, y la concentración de NO₃⁻ en el agua subterránea. Spalding y Exner (1993), Mueller *et al.* (1995), Nolan *et al.* (1997), revisaron la contaminación por NO₃⁻ del agua subterránea en los Estados Unidos. Ellos concluyen que la actividad agrícola (especialmente la fertilización) fue la principal fuente de altos niveles de NO₃⁻. Esto es porque la liberación de nitrato en los fertilizantes es mayor que en el estiércol, debido a diferencias de velocidad de transformación de la materia orgánica a nitrato, volatilización y a la oxidación anóxica del amonio (Atxotegi *et al.* 2003). Por otro lado, Jin *et al.* (2004) encontraron en sus estudios realizados en China que el estiércol fue la principal fuente de nitrato.

Lixiviación

La lixiviación de fertilizantes nitrogenados en suelos arenosos es de interés ambiental y agrícola, y depende, en parte, de la capacidad del suelo para retener nitrógeno en la zona vadosa (Wang y Alva 2000).

El nitrógeno en forma de NO₃⁻ se lixivia del suelo hacia el acuífero (Guimerà 1998). El incremento de las pérdidas de nitrógeno, por lixiviación en forma de NO₃⁻ es más común por exceso de irrigación que por deficiencias de riego. Las menores cantidades de NO₃⁻ residual en condiciones de baja tensión de agua (menor potencial matricial) del suelo húmedo, reflejan el incremento de la pérdida de nitrógeno causado por lixiviación, los cuales se favorecen en condiciones de humedad (Thompson *et al.* 2000 I, Thompson *et al.* 2000 II). Ritter *et al.* (1998), estiman que el NO₃⁻, en suelo cultivado, se mueve de 48 a 86 cm al año y que la lixiviación de nitrato al acuífero ocurre durante la temporada de lluvias.

La ecuación que describe la concentración de un soluto en un medio poroso y en el suelo, durante el desplazamiento y lixiviación, en condiciones de flujo de agua en estado estacionario para una solución de Cl⁻ o NO₃⁻, es (Biggar y Nielsen 1976):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad 1.18$$

donde: C es la concentración de Cl^- o NO_3^- en la solución (meqL^{-1}), D es el coeficiente de dispersión hidrodinámica ($\text{cm}^2\text{día}^{-1}$), v es la velocidad promedio de agua en el poro (cmdía^{-1}), x es la profundidad del suelo (cm) y t es el tiempo (día). En esta ecuación se supone que el Cl^- y NO_3^- no reaccionan químicamente con el suelo y que no están sujetos a la transformación microbiana o asimilación. El valor de D depende del valor de v , la relación funcional de estas variables depende de la geometría del poro y de la magnitud de v (Biggar y Nielsen, 1976).

Cantidad y distribución de la precipitación pluvial

La variación de la concentración media de nitrato de un acuífero somero, entre años y dentro del año, está determinada por la precipitación pluvial (Fraters *et al.* 1998). Óenema *et al.* (1998), encontraron mayor concentración de NO_3^- en el agua subterránea en años secos que en años húmedos. Pero, en suelos húmedos con un nivel somero de agua subterránea la concentración de nitrato es mucho más alto que en suelos secos con un nivel de agua subterránea más profunda. Kaçaroğlu y Günay (1997), encontraron menor concentración de NO_3^- en la estación húmeda y mayor concentración en la estación seca 10 y 200 mgL^{-1} respectivamente. También la recarga del acuífero, en la época de lluvia, produce un efecto de dilución del NO_3^- . Ritter *et al.* (1998), reportan que una gran cantidad de NO_3^- se lixivia durante el periodo de crecimiento del cultivo, debido a que durante este tiempo ocurren las mayores precipitaciones pluviales. También observan que las concentraciones de NO_3^- tienen fluctuación estacional, son menores en el verano y mayores en el otoño y son bajas después de las precipitaciones pluviales.

Diez *et al.* (1997), afirman que con eficiente manejo de irrigación, casi no se observa drenaje durante el crecimiento del maíz y se ahorra 16 por ciento de agua comparado con una irrigación convencional.

Características de los acuíferos

Los acuíferos someros y no confinados son más vulnerables a la contaminación por NO_3^- , el acuitardo –unidad geológica de baja conductividad hidráulica- protege a la zona confinada de contaminantes de origen superficial (Hudak 2000). Hudak (2000), afirma que hay relación inversa entre la concentración de nitrato y la profundidad de los pozos, sugiriendo el origen superficial de la contaminación por nitrato. Menciona además que el uso del suelo ejerce una importante influencia en la distribución del nitrato en el agua subterránea. Los condados de Texas y sus principales acuíferos han sido muy severamente impactados por la contaminación de NO_3^- (Hudak 2000).

Pulido-Bosch *et al.* (2000), encontraron que algunos pozos perforados en formaciones superficiales e intermedias presentaron elevadas concentraciones de NO_3^- , de 210 a 310 mgL^{-1} con promedio de 226 mgL^{-1} , los cuales están ubicados en zonas con intensa actividad agrícola, donde el espesor de la zona insaturada es de 8 a 32 m. En algunos casos, ellos concluyen que esta elevada concentración de NO_3^- se debe probablemente al flujo de agua contaminada por

las actividades agrícolas, donde los niveles de agua subterránea han sido abatidos, como sucede en la unidad de Balerna-Las Marinas, España.

Spalding y Exner (1993), Mueller *et al.* (1995), Nolan *et al.* (1997), encontraron que los pozos someros (menos de 30 m de profundidad) son los más propensos a la contaminación por nitratos. Kolpín *et al.* (1994), estudiaron el nitrato en acuíferos superficiales (menos de 15 m de profundidad), en áreas de cultivo de maíz y soja, en 6 % de 303 pozos, encontraron concentraciones mayores de 45 mgL^{-1} de NO_3^- , los acuíferos no consolidados tuvieron concentraciones más altas que los acuíferos de baja permeabilidad.

También el tipo de suelo juega un papel importante para la presencia de NO_3^- en el agua subterránea. Joosten *et al.* (1998), encontraron que los pozos con mayor concentración de NO_3^- se encuentran en suelos arenosos.

Relación de NO_3^- con pH y E_H

El pH y el potencial redox E_H , tienen relación con el NO_3^- . Cassel *et al.* (1999), encontraron una relación inversa entre el pH y el NO_3^- . Esto se debe a que la acumulación de nitrato en el suelo, causado por nitrificación, podría resultar en la liberación de iones de hidrógeno y en la subsecuente disminución del pH (Rauschkob y Hornsby 1994). Cey *et al.* (1999), encontraron que la concentración de nitrato en el agua subterránea disminuye drásticamente cuando el valor de E_H es menor que +200 mV. Freeze y Cherry (1979), reportan que la desnitrificación podría ocurrir a un E_H de +250 mV en un sistema ideal. Kralova *et al.* (1992), encontraron que el potencial redox entre +200 y +300 mV conduce a la desnitrificación y por lo tanto a la disminución de nitrato.

Prácticas agrícolas para controlar las pérdidas de nitrógeno por lixiviación en forma de NO_3^-

En el Valle de Huamantla Tlaxcala, no se aplica ninguna práctica de cultivo para controlar las pérdidas de nitrógeno por lixiviación en forma de NO_3^- . Canter (1997), menciona que las prácticas que influyen en la concentración de NO_3^- en el agua subterránea incluyen intensidad de la fertilización, tipo de cultivo y uso del suelo. Con base en la revisión bibliográfica, se han encontrado las siguientes prácticas para reducir la lixiviación de NO_3^- .

a) Modo de fertilización

Ramos *et al.* (2002), reportan que la aplicación de fertilizante en cantidad menor que 50 % del aplicado con base en criterios agronómicos, pero con mayor número de aplicaciones para incrementar la eficiencia de aprovechamiento de nitrógeno, produjo en promedio 5% menos de producción agrícola y una reducción de lixiviación de NO_3^- de 50%. La concentración de NO_3^- , en el agua intersticial del suelo, es muy baja cuando se aplica la misma cantidad de fertilizante en varias aplicaciones. Esto hace que aumente la eficiencia de asimilación por las plantas en el periodo de cultivo y que el fertilizante no asimilado se libere hacia la atmósfera por desnitrificación (Wellings y Bell 1980).

b) Solubilidad de fertilizantes

Paramasivam *et al.* (2001), encontraron concentraciones de nitrato menores de 10 mg L^{-1} donde se aplicó fertilizante nitrogenado de baja solubilidad (fertilizante de liberación controlada de nitrógeno, urea cubierta con resina poliolefina). Donde se aplicó fertilizante en forma granular y como fertirrigación, se encontraron concentraciones entre 17 y 33 mgL^{-1} respectivamente. Wang y Alva (2000), encontraron menor lixiviación en fertilizantes de liberación controlada (27 a 32 % para diurea isobutilideno y 11 a 12 % para urea cubierta con resina de poliolefina), cuando se aplicó NH_4NO_3 la lixiviación fue 88 a 100 %.

c) Manejo de nutrimentos e irrigación

Hall (1992), afirma que el manejo de nutrimentos es efectivo para reducir hasta un 32 % la concentración de NO_3^- en agua subterránea.

Jackson (2000), afirma que el manejo de la irrigación y fertilización es muy importante para maximizar la asimilación de nitrógeno y minimizar la pérdida de NO_3^- derivado de la mineralización del nitrógeno.

Ottman y Pope (2000), reportan que la tasa de aplicación y la coordinación de aplicación del fertilizante con la irrigación, no afectaron la profundidad de desplazamiento de N en suelo, pero sí afectaron la cantidad de fertilizante restante en el suelo después del periodo de crecimiento. La mayor tasa de fertilizante nitrogenado incrementó la cantidad de N residual en la superficie del suelo a una profundidad de $\approx 1 \text{ m}$, evitando que el N se pierda por lixiviación.

d) Rotación de cultivos – abonos verdes

Aulakh *et al.* (2000), encontraron que después de cuatro años de cultivo (maíz – trigo), la fertilización inorgánica de N (120 kg ha^{-1}) produjo, en ambos tipos de cultivo, 35 kg ha^{-1} de NO_3^- residual a una profundidad de 150 cm. Mientras que la aplicación de abono verde (20 Mg ha^{-1}) más fertilización inorgánica (60 kg ha^{-1}) produjo 19 kg ha^{-1} de NO_3^- residual. Esta combinación de aplicación de nitrógeno más rotación de cultivo (maíz–trigo), aumenta la producción y reduce la aplicación de fertilizantes inorgánicos de 25 a 50 % y el potencial de contaminación del agua subterránea con NO_3^- , lo cual proporciona beneficios ambientales y efectos agronómicos.

Aulakh *et al.* (2000), afirman que el uso excesivo de fertilizantes nitrogenados más abonos verdes, puede reducir la eficiencia de aprovechamiento de fertilizante y bajar la producción del cultivo debido al excesivo crecimiento vegetativo. Esto puede resultar en lixiviación sustancial de NO_3^- debajo de la zona radicular, aumentando el potencial de contaminación del agua subterránea.

e) Agricultura con labranza cero

La agricultura con labranza cero puede ayudar a controlar las pérdidas de nitrógeno por lixiviación en forma de NO_3^- . Ya que un factor que promueve la lixiviación de NO_3^- es la presencia de este ión en la solución. Este ión está

presente cuando hay condiciones aerobias (aireación en el suelo que se realiza con la labranza) las cuales promueven la nitrificación. Entonces reduciendo la labranza en el suelo también se reducirá la lixiviación de NO_3^- .

1.4 NO_3^- y SALUD

La concentración de nitrato en el agua subterránea es de interés primordial debido al impacto potencial que tiene sobre la salud humana. La toxicidad del nitrato se ha demostrado por sus efectos vasodilatadores/cardiovasculares y porque produce metahemoglobinemia (Federal Register 1985). Varios estudios epidemiológicos han demostrado que, el nitrato o el nitrito, cuando se ingieren simultáneamente con aminos, pueden producir cáncer en muchos órganos (Tannenbaum y Green 1985).

Jasa *et al.* (1998), señalan que la toxicidad del nitrato en el humano se debe a la reducción del nitrato a nitrito. Esta reducción la realizan bacterias presentes en el tracto digestivo, pero también puede ocurrir en la saliva (Federal Register 1985).

En relación a la metahemoglobinemia. El nitrito oxida el hierro de la hemoglobina, produciendo metahemoglobina, la cual tiene poca capacidad para transportar oxígeno a las células del organismo. Esto crea la metahemoglobinemia, algunas veces llamada "síndrome del bebé azul" (Jasa *et al.* 1998).

Muchos humanos de más de un año de edad tienen la capacidad de convertir rápidamente la metahemoglobina a oxihemoglobina, que es el estado natural de la hemoglobina, por lo tanto la cantidad de metahemoglobina en las células será bajo a pesar de los altos niveles de nitrato/nitrito que se hayan ingerido. Sin embargo, en niños menores de seis años, el sistema digestivo tiene poca capacidad para secretar ácidos gástricos. Esto genera que se eleve el pH dentro del sistema digestivo. A pH alto, las bacterias incrementan la transformación de nitrato a nitrito. Además, las enzimas que reducen la metahemoglobina a oxihemoglobina, en los niños de esta edad, no se han desarrollado completamente y por lo tanto la metahemoglobinemia puede ocurrir (Jasa *et al.* 1998).

Personas adultas que han tenido desórdenes gastrointestinales, cuyo resultado es el aumento del pH de su sistema digestivo, tienen las condiciones adecuadas para que proliferen las bacterias que transforman el nitrato a nitrito. Esta población está en mayor riesgo que la población en general de sufrir metahemoglobinemia. Lo mismo que individuos con deficiencias enzimáticas para metabolizar la metahemoglobina. Las mujeres que están embarazadas o amamantando, son también una población susceptible, porque si ingieren agua con alto nitrato, potencialmente pueden afectar al bebé (Jasa *et al.* 1998).

Muchos jóvenes y personas adultas pueden tolerar altas concentraciones de nitrato, con poco o ningún efecto adverso a la salud. Sin embargo, el peligro potencial depende de las reacciones de cada individuo al nitrato. Poco se sabe de los efectos crónicos causados por la ingestión de nitrato (Jasa *et al.* 1998). Los

principios para determinar la susceptibilidad de la población, a la metahemoglobinemia no se han desarrollado aún.

Respecto al cáncer por nitrato, varios estudios epidemiológicos han mostrado que existen correlación entre la exposición al nitrato y el riesgo de cáncer. Por ejemplo, el nitrato en agua potable ha sido correlacionado con el riesgo de cáncer gástrico en Colombia e Inglaterra. En Chile se relacionó el cáncer gástrico con la exposición a fertilizantes que contienen nitrato (Tannenbaum y Green 1985, Kleinjans *et al.* 1991).

La explicación del origen del cáncer por consumo de nitrato, es que el nitrato reacciona con aminas o amidas del cuerpo para formar nitrosaminas, de las cuales se sabe que producen cáncer. La magnitud del riesgo de cáncer por consumo de agua con nitrato es desconocida (Jasa *et al.* 1998).

Los efectos vasodilatadores/cardiovasculares, que el consumo de agua con nitrato puede producir, no se han documentado aún.

La contaminación bacteriológica del agua puede tener efecto sinérgico sobre la susceptibilidad del individuo a la presencia de nitrato, particularmente si el agua tiene una concentración de nitrato mayor al establecido en la norma (Jasa *et al.* 1998).

La Organización Mundial de la Salud (WHO 1985), establece 10 mgL^{-1} , como concentración máxima de N-NO_3 en agua potable, y la norma mexicana NOM-127-SSA1-1994 también fija este valor para México.

CAPÍTULO 2 FLUJO DE AGUA EN SUELO INSATURADO

El suelo insaturado, también llamado zona vadosa, está situado entre el nivel piezométrico y la superficie del suelo. En esta región, el contenido volumétrico de agua en el suelo θ es menor que la porosidad ϕ , muchos poros están llenos de aire ($\phi_a > 0$), y la carga de presión h que produce el agua en el suelo generalmente es negativa ($h < 0$) (Radcliffe y Rasmussen 2002).

2.1 ECUACIÓN DEL FLUJO DE AGUA EN SUELO INSATURADO

Buckingham (1907, en Radcliffe y Rasmussen 2002), modificó la ecuación de Darcy para describir el flujo de agua en condiciones insaturadas, para ello consideró la conductividad hidráulica K en función de h :

$$V = -K(h) \frac{\partial H}{\partial z} = -K(h) \frac{\partial h}{\partial z} - K(h) = -K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \quad 2.1$$

donde: V es la descarga específica y la carga total H es la suma de la carga gravitacional y la carga de presión, $H = h + z$.

Para flujo unidimensional vertical, como ocurre en el experimento con columnas, la ecuación de continuidad requiere que el cambio en el contenido de agua volumétrica, dentro de un volumen de control del suelo, debe ser igual al flujo neto hacia el volumen de control y cualquier fuente o sumidero dentro del volumen de control del suelo. Para flujo transitorio, no estacionario, el contenido de agua y la carga de presión varían con el tiempo t , por esta razón la ecuación de Buckingham – Darcy se expande. La expansión fue desarrollada por Richards (1931, en Radcliffe y Rasmussen 2002), empleando la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial V}{\partial z} + S \quad 2.2$$

donde S es la fuente o sumidero de agua por unidad de tiempo.

Sustituyendo la ecuación 2.1 en la ecuación 2.2, se obtiene:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} [K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right)] + S \quad 2.3$$

la cual se conoce como la forma combinada (porque contiene dos variables dependientes (θ y h) de la ecuación unidimensional de Richards). La ecuación 2.3 se puede escribir en términos de h empleando la función $C(h) = \partial\theta/\partial h$ (Nielsen *et al.* 1986). Mediante el uso de la regla de la cadena del lado izquierdo de la ecuación se tiene:

$$C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} [K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right)] + S \quad 2.4$$

$C(h)$ es conocida como función de capacidad de agua del suelo, como función característica de agua del suelo SWC (por sus siglas en inglés) o como curva de retención de agua. Esta función relaciona $K(h)$ y $K(\theta)$.

La ecuación de Richards es una ecuación diferencial en derivada parcial no lineal. Para predecir la distribución de h ó θ como una función de la profundidad para un tiempo en particular, la ecuación se debe integrar dos veces con respecto a z y otra vez con respecto a t , con la condiciones iniciales y de frontera del problema a resolver. Excepto bajo condiciones limitadas las integrales no se pueden conocer por lo que la ecuación de Richards no tiene solución analítica. Para problemas de flujo transitorio, la ecuación se puede simplificar de alguna manera (como sucede con las ecuaciones de infiltración) o se puede resolver mediante métodos numéricos.

Los dos parámetros más importantes en flujo insaturado son la conductividad hidráulica en condiciones insaturadas $K(h)$ y la función de la curva de retención de agua $C(h)$. Ambos dependen de la distribución del tamaño de los poros. Los valores de $K(h)$ varían en varios ordenes de magnitud con respecto a la carga de presión, son muy sensibles a la textura y estructura, y son muy variables en espacio y tiempo.

2.2 CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA EN SUELO INSATURADO

La conductividad hidráulica es menor en condiciones insaturadas que en saturadas, debido a que el movimiento de agua es a través de poros pequeños o en forma de película a lo largo de las paredes de los poros grandes. Cuando el contenido de agua es muy bajo, no hay trayectorias definidas del flujo de agua en los poros y el agua puede moverse en fase de vapor. La conductividad hidráulica insaturada, en estas condiciones, se representa en función de la carga hidráulica $K(h)$ o como una función del contenido de agua $K(\theta)$ (Radcliffe y Rasmussen 2002).

La conductividad hidráulica en condiciones saturadas $h=0$, $[K(0)=K_s]$ es más alto en las arenas que en las arcillas. A menor carga de presión (contenido de agua), la conductividad hidráulica insaturada es mayor en las arcillas que en las arenas, debido a que en las arcillas hay más poros llenos de agua. La ecuación de

Gardner (1958 en Radcliffe y Rasmussen 2002), comúnmente se usa para describir la conductividad hidráulica insaturada en función de h :

$$K(h) = K_S \exp(\bar{\alpha} h) \quad 2.5$$

Donde K_S es la conductividad hidráulica en condiciones saturadas y $\bar{\alpha}$ es una constante. Otras ecuaciones son la de Brooks y Corey (1964):

$$K(h) = K_S \left[\frac{h}{h_a} \right]^{-2-3\lambda}, \quad h < h_a \quad 2.6$$

$$= K_S, \quad h \geq h_a$$

donde h_a es la presión del aire y λ es una constante.

La ecuación de Campbell (1974):

$$K(\theta) = K_S \left[\frac{\theta}{\theta_s} \right]^{\bar{m}} \quad 2.7$$

donde \bar{m} es una constante y θ_s es el contenido volumétrico de agua a saturación.

La ecuación de Haverkamp *et al.* (1977):

$$K(h) = \frac{K_S}{1 + [h/\bar{a}]^{\bar{N}}} \quad 2.8$$

donde \bar{a} y \bar{N} son constantes.

Con la ecuación desarrollada por Mualem (1976), se calcula la conductividad hidráulica $K(\theta)$ a partir de $C(h)$ y de K_S . $C(h)$ proporciona información sobre la forma de $K(\theta)$. El valor de K_S sirve como ancla (*matching point*) para fijar la curva al punto de saturación. Esta ecuación es:

$$K(\theta) = K_S \Theta^L \left(\frac{\int_{\theta}^{\theta_s} \frac{d\theta}{h(\theta)}}{\int_{\theta_s}^{\theta_s} \frac{d\theta}{h(\theta)}} \right)^2 \quad 2.9$$

donde Θ es el grado de saturación:

$$\Theta = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad 2.10$$

donde θ_r es el contenido volumétrico de agua residual. El exponente L está relacionado con la tortuosidad y conectividad de los poros. Mualem (1976), recomienda un valor de $L = 1/2$, con base en mediciones realizadas en 45 tipos de suelos. Alguna forma de relación entre θ y h (función característica de agua del suelo o curva de retención de agua) se debe suponer para poder resolver las integrales de la ecuación 2.9. A menudo la función VG, que describe la curva $\theta(h)$, de van Genuchten (1980) se emplea para este propósito:

$$\theta(h) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \left[\frac{1}{1 + (\alpha h_m)^n} \right]^m \quad 2.11$$

donde α , n y m son parámetros que dependen directamente de la forma de la curva $\theta(h)$. La ecuación 2.11 se simplifica considerando que $m = 1 - 1/n$. Otro modelo paramétrico muy conocido es el de Brooks y Corey (1964) denotado como BC:

$$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \left[\frac{h_b}{h_m} \right]^\lambda, \quad h_m > h_b \quad 2.12$$

$$h_b^\lambda = h_m^\lambda, \quad h_m \leq h_b \quad 2.13$$

Con la función de van Genuchten (1980) la solución analítica de la ecuación 2.9 es (Nielsen *et al.* 1986, Radcliffe y Rasmussen 2002):

$$K(\theta) = K_S \Theta^L [1 - (1 - \Theta^{1/m})^m]^2 \quad 2.14$$

La ecuación 2.14 arroja buenos resultados para suelos de textura gruesa pero no para suelos de textura fina, donde la estructura tiene un efecto importante (van Genuchten y Leij 1992). En suelos bien estructurados, la distribución de los macroporos no capilares, no se refleja en la función característica de agua. En este caso, este método puede representar la función $K(\theta)$ con precisión.

Es importante determinar el punto K_0 en el que la curva de la ecuación 2.14 corta el eje $K(\theta)$, llamado punto de anclaje. Normalmente este punto se obtiene haciendo que $K_S = K_0$ y también se supone que $L = 0.5$. Schaap y Leij (2000), determinaron K_0 y L a partir de predictores potenciales como porcentajes de arena

y arcilla, densidad relativa, θ_r , θ_s , α , n y/o K_s empleando redes neuronales en suelos con diferentes texturas.

Las ecuaciones de Mualem (1976), van Genuchten (1980), y Brooks y Corey (1964) son consideradas como un método indirecto para determinar los parámetros de la conductividad hidráulica en medio insaturado.

Cheng y Payne (2001), concluyen que el método de Mualem (1976) y van Genuchten (1980) es una alternativa muy atractiva, si los parámetros de entrada son confiables, especialmente si hay pocos datos y recursos financieros.

2.3 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS HIDRÁULICOS

La determinación precisa de los parámetros hidráulicos, tanto en laboratorio como en campo es esencial para la predicción del movimiento de agua en suelo insaturado o en la zona vadosa. Los métodos y los procedimientos de campo y laboratorio para determinar los parámetros hidráulicos son descritos en Klute (1986), Smith y Mullins (1991), Topp (1992), Carter (1993) y en Radcliffe y Rasmussen (2002). Se ha desarrollado un multitud de métodos de campo y laboratorio para determinar los parámetros de entrada de los modelos predictivos, porque la medición precisa de los parámetros hidráulicos es esencial para la predicción creíble del movimiento de agua en condiciones insaturadas (Radcliffe y Rasmussen 2002).

Métodos de laboratorio

Los métodos de laboratorio se usan para determinar K_s y $K(h)$ en núcleos de suelo. Se recomienda emplear suelo intacto o inalterado en vez de suelo empacado especialmente en suelos finos.

Los métodos de laboratorio se pueden dividir en método indirecto y métodos directos. El método indirecto ya se ha tratado anteriormente (ecuaciones 2.5-2.9). Son cuatro los métodos directos. El primero, para medir K_s , incluye los métodos de carga constante y caída de carga, ambos se emplean para medir K_s . En el primer método se mantiene una carga constante, arriba y abajo del núcleo, para determinar el flujo de agua o descarga específica V (Klute y Dirksen 1986). Por medio de la ecuación de Darcy se calcula K_s (Radcliffe y Rasmussen 2002):

$$K_s = \frac{VL^*}{h_A - h_B} \quad 2.15$$

donde L^* (> 0) es la longitud del núcleo del suelo, h_A y h_B son las cargas en el interior y exterior del cilindro o núcleo de suelo respectivamente. La descarga específica V es negativa hacia abajo así que K_s es positivo. En el método de caída de carga, por medio de una pipeta vertical unida en la parte superior del núcleo del suelo, se mide el tiempo de caída del nivel de agua. Se mide la carga total arriba

del núcleo con la pipeta vertical al inicio ($h_1 + L^*$) y al final ($h_2 + L^*$) en un intervalo de tiempo t . Empleando la ecuación de Darcy se calcula K_s (Radcliffe y Rasmussen 2002):

$$K_s = \frac{L^*}{t} \ln \left[\frac{h_1 + L^*}{h_2 + L^*} \right] \quad 2.16$$

El método de la caída de carga es útil en suelo con muy baja conductividad hidráulica K_s , donde es muy difícil coleccionar suficiente drenaje para medir V con exactitud. Los valores de K_s dependerán de las medidas tomadas para eliminar el aire atrapado en el suelo antes de realizar las mediciones. Comúnmente se lava el núcleo de suelo con CO_2 , se humedece lentamente el núcleo de la parte de abajo hacia arriba o se mide K_s con flujo ascendente (Radcliffe y Rasmussen 2002).

El segundo método, para medir $K(h)$, es similar al método de caída de carga para medir K_s . Se coloca en el núcleo un plato poroso y se aplica succión arriba y abajo del núcleo (Klute y Dirksen 1986). Se mide el potencial total dentro del núcleo a dos alturas por medio de dos mini tensiómetros y se registra el flujo. Se emplea la ecuación de Buckingham-Darcy (ecuación 2.1) donde h en este caso es la carga de presión promedio dentro del núcleo (Radcliffe y Rasmussen 2002).

El tercer método, para medir $K(h)$, se basa en medir la evaporación estacionaria arriba de un núcleo de suelo que está en contacto con agua libre en la parte de abajo, y medir el potencial total colocando tensiómetros a diferentes alturas. Se calcula el gradiente hidráulico entre cada par de tensiómetros y se mide la tasa de evaporación (Jury *et al.* 1991).

El cuarto método, también para medir $K(h)$, se basa en que se puede aplicar flujo insaturado estacionario a un núcleo de suelo, abasteciendo agua continuamente a una tasa menor que su K_s . Esto se puede hacer colocando una costra de yeso y arena o de cemento y arena, cuya K_s^* sea menor que K_s , a la superficie del suelo (Bouma y Denning 1972, Bouma *et al.* 1983). El flujo de agua es estacionario porque se mantiene una carga constante positiva sobre la costra. Dado que K_s^* de la costra es menor que K_s el flujo en el núcleo es insaturado. Con un tensiómetro se mide h y si se supone un gradiente unitario entonces el flujo medido es $K(h)$. Con mediciones sucesivas de flujo con diferentes costras, cada una con diferentes conductividades, se obtienen mediciones de $K(h)$ en un intervalo de presiones (Radcliffe y Rasmussen 2002).

También existen métodos inversos de laboratorio, los cuales se basan en medir el flujo en condiciones transitorias y en usar una solución numérica de la ecuación de Richards (ecuación 2.3). En el método inverso de salida de un paso, se mide el flujo de salida acumulado en el núcleo durante un intervalo cuando la presión a la entrada se incrementa sustancialmente. Kool *et al.* (1985a), emplearon un método numérico con las ecuaciones de van Genuchten (1980), de la curva de retención

de agua y de $K(\theta)$, para determinar los valores de α , θ_r y m . Los otros parámetros K_s y θ_s , los determinaron independientemente en el núcleo de suelo (Radcliffe y Rasmussen 2002).

Bruckler *et al.* (2002), determinan la conductividad hidráulica insaturada, después de estimar SWC, empleando la ecuación de Darcy modificada por Buckingham (ecuación 2.1), pero con $K(\theta)$ y V en z :

$$K(\theta) = \frac{-V_z}{\frac{\Delta h}{\Delta z} - 1} \quad 2.17$$

Métodos de campo

En los últimos años se han desarrollado varios métodos para estudiar la conductividad hidráulica saturada en campo K_{fs} y $K(h)$. Estos procedimientos incluyen el uso de infiltrómetros y permeámetros junto con soluciones de la ecuación de Richards (ecuación 2.3) para determinar $K(h)$, que se basan en las ecuaciones desarrolladas por Philip (1957a-e, en Radcliffe y Rasmussen 2002).

2.4 FUNCIÓN DE CAPACIDAD DE AGUA DEL SUELO $C(h)$

La función de capacidad de agua del suelo, conocida también como función de retención de agua del suelo $C(h)$, describe la relación funcional entre el contenido de agua del suelo (gravimétrico o volumétrico) y el potencial matricial en condiciones de equilibrio. La función $C(h)$ es una importante propiedad relacionada con la distribución espacial de los poros (tamaño e interconectividad), el cual es fuertemente afectado por la textura y estructura, también está relacionada con la materia orgánica. $C(h)$ es una propiedad hidráulica primordial que se requiere para modelar el flujo de agua, el manejo de irrigación y en muchas aplicaciones en la predicción del comportamiento del agua en el suelo. $C(h)$ es una función altamente no lineal y es relativamente difícil de obtener con precisión. Debido a que el potencial matricial se extiende sobre varios órdenes de magnitud, para el intervalo de contenido de agua encontrado en aplicaciones prácticas, el potencial matricial se grafica sobre una escala logarítmica (Or y Wraith 2002).

Los requerimientos básicos para obtener $C(h)$, son mediciones de los pares $[\Psi_m$ (potencial matricial) y θ (contenido volumétrico de agua)], en el intervalo de humedad de interés. Estos pares de datos se pueden obtener en laboratorio y en campo (Or y Wraith 2002).

La determinación de los pares (Ψ_m, θ) en laboratorio se puede realizar por medio de plato de presión o celdas de flujo de presión. El plato de presión consiste de un plato poroso, de cerámica, saturado y un recipiente de confinamiento. El plato poroso permite el flujo de agua, pero evita el flujo de aire a través de sus poros, está abierto a la presión atmosférica en la parte de abajo y por la parte de arriba se aplica presión al confinamiento. Después de que se ha alcanzado la saturación,

tanto del plato como de las muestras, estos son colocados en el recipiente de confinamiento, después se aplica presión con una gas conocido (comúnmente N_2 o aire) para forzar a salir agua del suelo a través del plato de cerámica. Se mantiene la presión hasta alcanzar el equilibrio, entre la fuerza ejercida por la presión del aire, que se puede medir como carga hidráulica h_m , y la fuerza con la cual el agua del suelo está siendo retenida por el suelo (Ψ_m). h_m sirve como indicador de Ψ_m . Las celdas de flujo de presión operan de la misma manera que el plato de presión, pero a menor presión. Después del equilibrio entre el potencial matricial del suelo y la presión de aire aplicada, se remueven las muestras de suelo del plato, son pesadas y secadas en el horno para determinar el contenido de agua volumétrico. Se recomienda usar núcleos de suelo inalterado más que suelo empacado (Or y Wraith 2002).

A pesar de la importancia de la determinación *in situ* de $C(h)$, en el presente hay escasez de técnicas de medición adecuadas. La técnica más cercana es usar pares de sensores para medir la humedad, como tubos de neutrones o el *Time Domain Reflectometry* TDR, y tensiómetros para medir el potencial matricial, en el mismo volumen de suelo (Or y Wraith 2002).

La medición de $C(h)$ es laboriosa y requiere de tiempo. Para modelar, analizar, caracterizar y comparar los diferentes tipos de suelo y escenario, es necesario presentar $C(h)$ en una forma continua y paramétrica. Un modelo paramétrico, comúnmente usado para relacionar el contenido de agua y el potencial matricial fue propuesto por van Genuchten (1980) (Or y Wraith 2002), ecuación 2.11. Los parámetros requeridos para ejecutar el modelo son θ_r , θ_s , α y n . θ_s es fácil de obtener experimentalmente con buena precisión, quedando solo tres parámetros desconocidos (θ_r , α y n) que deben ser estimados de los datos experimentales. θ_r puede ser tomado como $\theta_{-1.5\text{Mpa}}$, $\theta_{\text{aire seco}}$, o un valor similar, aunque es ventajoso determinarlo con los datos ajustados (Or y Wraith 2002).

Otro modelo paramétrico para determinar la función de retención de agua del suelo fue propuesto por Brooks y Corey (1964) (Or y Wraith 2002), ecuación 2.12. En esa ecuación h_b es un parámetro relacionado con el potencial matricial del suelo al entrar aire (h_b representa la presión de burbuja de aire), λ está relacionada con la distribución del tamaño de los poros del suelo. Los potenciales matriciales están expresadas en cantidades positivas en las expresiones paramétricas VG y BC (Or y Wraith 2002).

Bruckler *et al.* (2002), emplearon el método propuesto por Wind (1968) para determinar $C(h)$ en columnas de suelo. Este método experimental es simple, emplea el contenido volumétrico promedio de agua de toda la columna a diferentes tiempos en lugar de los perfiles de contenido de agua. Primero se supone una curva de $C(h)$ para convertir los datos de carga de presión h a valores de contenido volumétrico de agua θ estimado. Después se hacen más suposiciones de la forma de la curva hasta alcanzar los valores de contenido volumétrico de agua medidos. También se supone que la muestra se puede dividir

en varias capas con contenido de agua constante que corresponden a las profundidades donde se midió la carga de presión.

Coppola (2000), encontró que en suelos agregados, donde hay drenaje inter e intra agregados, la curva de retención de la forma van Genuchten, es incapaz de describir la transición observada entre los dos sistemas de poros, principalmente cerca de la saturación. Mediante una curva de retención unimodal obtuvo buenos resultados en la descripción de los datos observados.

Kastanek y Nielsen (2001), Kastanek (1999), proporcionan un método alternativo para obtener la función $C(h)$, mediante interpolación *spline*. Este método es interactivo y de esta manera se seleccionan puntos virtuales con el ratón, para trazar una curva sobre los datos y así determinar los coeficientes del polinomio cúbico que mejor se ajusta al conjunto de datos.

Wraith y Or (2001), introducen y verifican el uso de suelos de referencia calibrados, que a partir de su $C(h)$ conocida se determina las propiedades $C(h)$ de otro suelo *in situ*. La relación entre los dos suelos diferentes, empleando la ecuación de van Genuchten (1980), es dado por (Or y Wraith 1999b):

$$\theta_1 = \theta_{r1} + (\theta_{s1} - \theta_{r1}) \left\{ \left(\frac{\alpha_1}{\alpha_2} \right)^{n_1} \left[\left(\frac{\theta_2 - \theta_{r2}}{\theta_{s2} - \theta_{r2}} \right)^{-1/m_2} - 1 \right]^{n_1/n_2} + 1 \right\}^{-m_1} \quad 2.18$$

La estimación de los parámetros en VG o BC a partir de datos experimentales requiere: (1) suficientes puntos de datos (por lo menos de 5 a 8 pares $\theta(h_m)$, y (2) un programa para realizar la regresión no lineal. Recientes versiones de hojas de cálculo de computadora proporcionan mecanismos simples y efectivos para realizar la regresión no lineal. Detalles para ajustar $C(h)$ a datos experimentales usando hojas de cálculo comerciales son dados por Wraith y Or (1998). Además, programas de computación para estimar modelos paramétricos específicos están también disponibles, tal como el código RETC v.6.0 (van Genuchten *et al.* 1991) (Or y Wraith 2002).

2.5 HISTERESIS EN LA FUNCIÓN $C(h)$

El contenido de agua y la energía potencial del agua del suelo no están únicamente relacionadas por la cantidad de agua presente a un potencial matricial dado, sino también por la distribución del tamaño de los poros y las propiedades de la interfase sólido – agua –aire. Una relación $\theta(h)$ se puede obtener por dos formas: 1) aplicando succión o presión a una muestra, previamente saturada, para desaturarla (desorción), o 2) humedeciendo gradualmente un suelo inicialmente seco (sorción). Estas dos formas producen curvas que en muchos casos no son idénticas, el contenido de agua en la curva de desaturación (primera forma) es mucho mayor para un potencial matricial dado que en la curva de saturación (segunda forma). Esto se conoce como histéresis, definido como el fenómeno que

exhibe un sistema, en el que la reacción del sistema a los cambios depende de su última reacción al cambio. La histéresis en la función $C(h)$ puede estar relacionada con varios fenómenos: 1) el efecto de la botella de tinta, resultado de la no uniformidad de la forma y tamaño de los poros interconectados; la desorción está gobernada por los poros más pequeños, mientras que la sorción depende de los poros más grandes; 2) diferentes ángulos de contacto líquido – sólido para el desplazamiento del menisco; 3) aire atrapado en un suelo humedecido recientemente y 4) expansión y contracción del suelo bajo humedecimiento y secado, lo cual puede alterar la porosidad y la distribución del tamaño de los poros. El papel individual de estos factores no es claro y está sujeto a investigación (Or y Wraith 2002).

2.6 PROGRAMAS PARA MODELAR EL MOVIMIENTO DE AGUA Y SOLUTOS EN EL SUELO

En muchos casos, no es necesario escribir programas de computadora para aplicar los métodos numéricos en problemas de flujo de agua en el suelo. Muchos códigos, algunos de estos se encuentran en la **tabla 2.1**, se han escrito y están disponibles comercialmente o a través de los autores. Adicionalmente nuevos lenguajes de programación matemática (por ejemplo, MATLAB, MATHCAD, MATEMÁTICA) proporcionan alternativas técnicas para resolver las ecuaciones diferenciales en derivadas parciales. Es importante notar que el uso de códigos numéricos para modelar el medio insaturado requiere una apreciación de la dificultad para obtener soluciones aún simples (Radcliffe y Rasmussen 2002).

En la **tabla 2.1** no se encuentra el programa STELLA v. 7.0.2, porque este software tiene aplicaciones más generales en el campo del análisis y simulación de sistemas. A continuación este programa se describe muy brevemente.

2.7 PROGRAMA STELLA v. 7.0.2

En términos muy generales, el programa STELLA es un software que posee un ambiente interactivo, en el que el usuario desarrolla totalmente el modelo conceptual y ejecuta el modelo. Este programa tiene una estructura que se manipula fácilmente en ambiente Windows. La estructura está compuesta de los siguientes operadores: *stock*, *flujo*, *convertidor*, *conector* y *decisión*.

El operador *stock* es una variable de estado y representa acumulaciones. Almacena con base en la diferencia entre lo que entra menos lo que sale. Hay cuatro tipos de *stocks*: *reservorio*, *conveyor*, *queue* y *stoven*. En este trabajo se empleó el *stock reservorio*. El icono de este operador es un rectángulo:

Noname 1

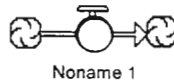


El trabajo del operador *flujo* es llenar y vaciar las acumulaciones del *stock*. La dirección de la flecha indica el flujo positivo. Hay operadores de *flujo* uni y bi-direccionales. El icono de este operador es una llave de paso con una nube en un

Tabla 2.1 Resumen de programas, para modelar movimiento de agua y transporte de solutos en suelo (Radcliffe y Rasmussen 2002)

Modelo	Método numérico	Espacio dimensional	Tipo de transporte	Referencias
HYDRUS-1D	elemento finito	1-D	agua y soluto	Šimůnek <i>et al.</i> (1998)
SWIN	diferencia finita	1-D	agua	Ross (1990)
WORM	elemento finito	1-D	agua y soluto	van Genuchten (1987)
HYDRUS-2D	elemento finito	2-D	agua y soluto	Šimůnek <i>et al.</i> (1998)
SUTRA	elemento finito	2-D	agua y soluto	Voss (1984)
SWMS_2D	elemento finito	2-D	agua y soluto	Šimůnek <i>et al.</i> (1994)
VS2DT	diferencia finita	2-D	agua y soluto	Lapalla <i>et al.</i> (1987) Healy (1990)
VAM2D	elemento finito	2-D	agua y soluto	Huyakorn <i>et al.</i> (1989)
SWMS_3D	elemento finito	3-D	agua y soluto	Šimůnek <i>et al.</i> (1995)

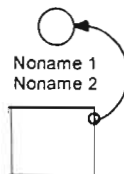
extremo y una punta de flecha en el otro, para flujo uni-direccional. Y dos puntas de flecha para flujo bi-direccional:



El *convertidor* tiene un papel utilitario en el software. Contiene valores de constantes, define entradas externas al modelo, calcula relaciones algebraicas y sirve como un depósito de funciones gráficas. En general, convierte las entradas en salidas. El icono del *convertidor* es un círculo:



El trabajo del *conector* es comunicar los elementos del modelo. Hay dos tipos de conectores: el *conector de acción* y el *conector de información*. El icono del *conector de acción* es una flecha con línea continua y el icono del *conector de información* es una flecha con línea discontinua:



El software no permite conectar ningún tipo de *conector* directamente a un *stock*. La única manera de cambiar la magnitud de un *stock* es a través de un operador de *flujo*.

El operador de *decisión* es un mecanismo para manejar la complejidad del diagrama, asociado con la representación de un proceso de decisión dentro del

modelo. En este modelo no se empleó este operador. El icono de este operador es un rombo:



2.8 PRUEBAS EN COLUMNAS DE SUELO

Se han publicado muchos trabajos sobre experimentos en columnas, siendo James Biggar y Donald Nielsen (1961 en Parlange y Hopmans (1999)), quienes iniciaron investigaciones básicas sobre la naturaleza del transporte de agua y solutos a través del suelo al inicio de la década 1960 – 1970. Entre los múltiples estudios en condiciones insaturadas destacan los de van Genuchten (1980) en van Genuchten y Sudicky (1999). Sin embargo, no se han realizado pruebas en columnas de suelo para estudiar el flujo de agua y nitrato, en condiciones que se acerquen a las condiciones naturales. En la mayoría de los experimentos que se han realizado, se inicia la prueba previa saturación del suelo. Además, la saturación se realiza por flujo ascendente de agua, para eliminar el aire que se encuentra atrapado en los poros del suelo. En la naturaleza la saturación del suelo no ocurre de esta manera. Además, el contenido volumétrico de agua del suelo está variando en el intervalo de contenido de agua saturado a insaturado.

CAPÍTULO 3

PROBLEMÁTICA, JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS, OBJETIVOS Y METAS

3.1 PROBLEMÁTICA Y JUSTIFICACIÓN

El Valle de Huamantla, Tlaxcala, es una zona completamente dedicada a la agricultura y ganadería. En los ranchos, que tienden a concentrar grandes superficies de suelo cultivable, se emplea tecnología de punta para alcanzar altos niveles de productividad. Se ha ensamblado la agricultura y la ganadería con la tecnología, a tal grado que, en algunos ranchos, se envasan o procesan los productos agropecuarios.

Los cultivos que se siembran ya no son los tradicionales de subsistencia, como los cereales, sino que ahora se siembran cultivos comerciales como papa, brócoli, lechuga, col, calabaza, rábano, zanahoria, haba, etc. El maíz se utiliza como forraje para ganado de engorda o lechero. La producción de leche se entrega a las grandes empresas que dominan el mercado. Principalmente en los ranchos, donde se practica agricultura tecnificada, se obtienen dos cosechas al año. Por la introducción de estos cultivos se han incrementado las cantidades de fertilizantes, agroquímicos y el volumen de agua que se aplican al suelo.

Entre los fertilizantes que más se emplean se encuentran los nitrogenados, algunos más solubles que otros, pero todos se utilizan sin distinción. A excepción de los ranchos donde ya saben cualitativamente, pero no cuantitativamente que, por ejemplo, la urea es más soluble que el sulfato de amonio, existe desconocimiento de las propiedades físicas y químicas de los fertilizantes. Que los productores sepan o no las propiedades fisicoquímicas de los fertilizantes no es el problema. El problema radica en que se aplican dosis excesivas para asegurar su eficacia, según conceptos tradicionales.

Por otro lado, en una buena parte de la superficie del Valle de Huamantla, la agricultura ya no depende exclusivamente de las precipitaciones pluviales. Todos los ranchos y algunos ejidatarios tienen sistemas de riego, que se abastecen de agua del acuífero Huamantla. Actualmente se han perforado más de 250 pozos. La profundidad del nivel piezométrico va de decenas a centenas de metros, cerca de la Ciudad de Huamantla y en las cercanías de Cuapiaxtla respectivamente. En la temporada de sequía, que es de noviembre a mayo, el sistema de riego opera las 24 horas del día. Que se emplee agua subterránea de buena calidad para riego no es el problema. El problema radica en que se utiliza este vital líquido sin ningún control. Por visitas de campo se observó que difícilmente muchos operadores de los sistemas de riego saben cuantificar la lámina de agua que riegan, además de que se pierden volúmenes no calculados de agua por evaporación y escurrimientos. La concesión de volúmenes de agua subterránea, no es suficiente para controlar la extracción y la aplicación de agua al suelo.

La presencia de nitratos en el agua subterránea puede dar origen a un problema ambiental y de salud pública, si no se toman las medidas pertinentes para evitar

que los nitratos continúen acumulándose en el acuífero. Para tomar medidas pertinentes, que estén encaminadas a frenar el incremento de la concentración de nitrato en el agua subterránea y después acelerar su disminución, como se está haciendo en otras áreas agrícolas del mundo, es necesario iniciar estudios sobre las propiedades de los factores que convergen en esta problemática.

Con base en lo anterior se plantean las siguientes preguntas:

1. ¿Es la agricultura la fuente de generación del nitrato que se encuentra en el agua subterránea del Valle de Huamantla?
2. ¿Qué fracción del nitrógeno que se aplica al suelo como fertilizante potencialmente se mueve y lixivia como nitrato?

Con base en las preguntas anteriores, este trabajo se justifica porque pretende ampliar el conocimiento sobre la problemática que representa la presencia de nitrato en el agua subterránea del Valle de Huamantla. Asimismo, contribuir al conocimiento de la contaminación por nitrato en las aguas subterráneas de México. Particularmente en:

- A. Determinar el grado de contaminación por nitrato en el Valle de Huamantla, Tlax. Las investigaciones sobre nitrato en agua subterránea se han realizado en los países desarrollados y con respecto a México se han efectuado sólo en algunos lugares. Para el Estado de Tlaxcala no se tiene documentada esta problemática.
- B. Dar la pauta para el inicio de otras investigaciones relacionadas con este tema. Una vez detectados los sitios con mayores concentraciones de nitrato en el agua subterránea, se pueden realizar investigaciones enfocadas a reducir los niveles de este compuesto químico. Aun más, mediante estudios de fraccionamiento isotópico es posible determinar las rutas y los tiempos de flujo de nitrógeno en el valle. Esta información serviría para manejar adecuadamente las cantidades de fertilizantes y volumen de agua para hacer sostenible la producción agropecuaria de este lugar.
- C. Vincular al sector productivo y académico. Esta investigación se realizó en laboratorio y en campo. Durante el muestreo de agua subterránea se mantuvo una estrecha comunicación con los productores, a través de los ejidos y la Asociación de Productores de Papa del Valle de Huamantla Tlaxcala. Este tipo de interacción es decisivo para la toma de decisiones en estudios posteriores, como: medir la lixiviación de nitrato en campo o definir el ciclo hidrológico del Valle de Huamantla, incorporando el factor riego.
- D. Ampliar el conocimiento del comportamiento del nitrógeno a partir de diversas fuentes y condiciones ambientales.

3.2 HIPÓTESIS

Las actividades agropecuarias son las principales generadoras de nitratos y un porcentaje importante de estos se mueven hacia el agua subterránea del Valle de Huamantla, Tlaxcala.

3.3 OBJETIVOS

- ❖ Conocer la distribución espacial de la concentración de nitrato en el agua subterránea y su relación con las actividades agropecuarias que se realizan en el Valle de Huamantla, Tlaxcala.
- ❖ Determinar la movilidad del nitrato en la zona vadosa a partir de estudios en columnas de suelo y modelación de flujo de agua.

3.4 METAS

- ❖ Encontrar evidencias que indiquen que el nitrato disuelto en el agua subterránea del Valle de Huamantla Tlaxcala, es generado por las actividades agropecuarias.
- ❖ Obtener datos del porcentaje de nitrato que lixivia de dos fertilizantes, empleando columnas de un suelo de la zona vadosa del Valle de Huamantla.
- ❖ Obtener los valores de conductividad hidráulica de un suelo del Valle de Huamantla.
- ❖ Simular el flujo de agua en columnas de suelo y condiciones no saturadas con la aplicación de modelos.

CAPÍTULO 4 ÁREA DE ESTUDIO

El Valle de Huamantla se localiza en el Estado de Tlaxcala (figura 4.1). A continuación se describen sus generalidades geográficas y algunas características del acuífero Huamantla.

4.1 GENERALIDADES DEL ÁREA DE ESTUDIO

Las generalidades del área de estudio se obtuvieron de la Síntesis Geográfica del Estado de Tlaxcala (INEGI 1986).

El Valle de Huamantla está comprendido dentro de la provincia fisiográfica denominada Eje Neovolcánico, donde se localizan las geoformas primordiales del Pico de Orizaba y el volcán de La Malintzi, al oriente y al suroeste, respectivamente. La porción norte y suroeste de la zona, limita con las estribaciones sur de la Sierra de Las Animas y poniente del volcán de La Malintzi; al este por la llanura de inundación de la laguna de Totolcingo y en la parte central, que es un valle aluvial bastante extenso, con sedimentos provenientes de las serranías y aparatos que lo circundan.

Hidrográficamente la zona forma parte de la región hidrológica del río Balsas (RH-18). Todos los escurrimientos provenientes de la lluvia, se concentran en la zona pantanosa de la Laguna de Totolcingo, comportándose como una cuenca endorreica.

Normalmente el período de lluvias ocurre en el verano con una precipitación media anual de 624 mm, se tiene en promedio 2 granizadas al año y 46 heladas; la temperatura máxima, mínima y media anual es de 21.9, 6.2 y 14 °C respectivamente. La evaporación potencial es de 1674 mmaño^{-1} (4.6 mmd^{-1}). En la época de lluvias la precipitación es mayor que la evaporación potencial.

Durante el Cretácico, la zona estuvo cubierta por el mar, sujeta a arrastres que al emerger de éste, dieron origen a las rocas calcáreas o sedimentos. A raíz del fracturamiento en los plegamientos de estas estructuras se inició el vulcanismo, formándose, durante el terciario medio, los complejos volcánicos más antiguos, compuestos principalmente de rocas andesíticas, como en la Sierra de Las Animas.

Poco después, durante el Pliocuatnario se forman los promontorios volcánicos de lavas andesíticas y brechas, cenizas volcánicas y escoria, que conjuntamente con los depósitos continentales formaron el valle, que en la actualidad conforma la fisiografía de la zona.

En el cuaternario se forman los conos volcánicos, diseminados en la planicie aluvial de la cuenca, manifestándose en lavas de composición básica y depósitos piroclásticos. A los pies de los grandes volcanes terciarios como La Malintzi y Sierra de Las Animas, se desarrollan amplios abanicos aluviales cuya formación

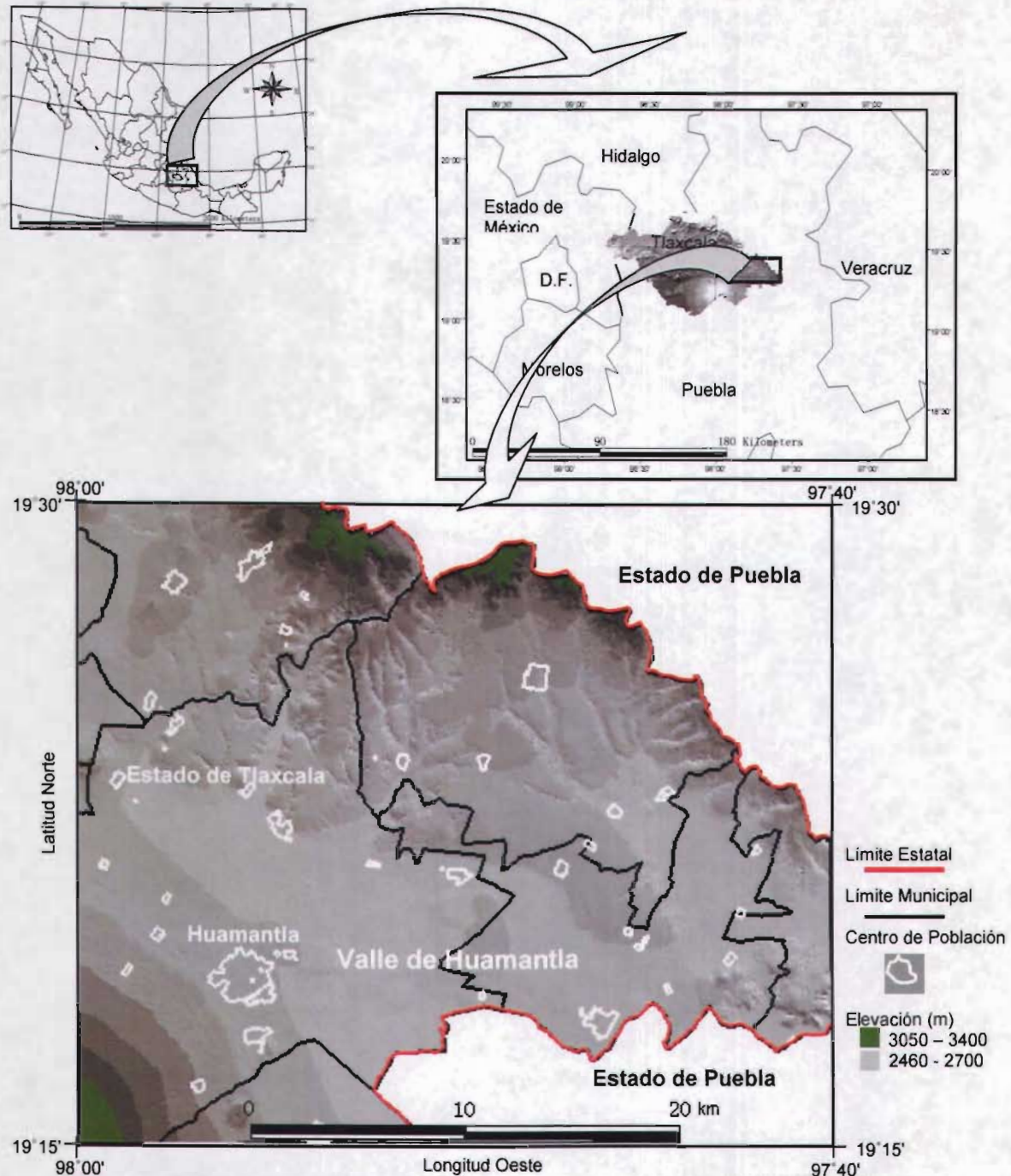


Figura 4.1 Localización del área de estudio (curvas de nivel INEGI 1995).

se extiende hasta el cuaternario reciente. Los depósitos aluviales que rellenan las partes bajas, son producto de erupciones volcánicas muy recientes, resaltando la consistencia arenosa de dichos depósitos. Las rocas y suelos que afloran en el área, varían en edad del Terciario Superior al Cuaternario, que a continuación se describen:

- a) Terciario
 - Andesita - T(A) (mioceno superior)

Esta unidad se localiza principalmente en los límites de los estados de Tlaxcala y Puebla; es decir, el volcán La Malintzi y La Sierra las Animas que se localizan al norte de la zona. Por el método de Carbono 14, se ha determinado que La Malintzi tiene una edad de 12,000 a 28,000 años. Esta unidad presenta estructura masiva que en ocasiones se encuentra en derrames de bloque; sus minerales observables son plagioclasas sódicas en matriz vítrea, alcanzando espesores de cientos de metros. Hidrogeológicamente, esta unidad conforma el basamento de la región.

Basalto - T(B) (plioceno superior)

Se localiza cerca de los Conos Cineríticos que están en las inmediaciones de San Francisco Cuexcontzi, en ocasiones constituyen el conducto central y en otros se presenta en derrames. Hidrogeológicamente, esta unidad es de baja permeabilidad.

b) PLIOCUATERNARIO

(Plioceno superior - Pleistoceno superior)

Está representado por sedimentos Piroclásticos de composición variable Pli Q(ti), se encuentran desde las faldas de La Malintzi, rodeando a la ciudad de Huamantla, en las estribaciones de la Sierra de Las Animas y al centro de la zona abarcando el municipio de Cuapiaxtla. Hidrogeológicamente, en esta unidad se sitúa el acuífero de la zona.

c) CUATERNARIO

Cuaternario eólico Q(eo)

Son acarreo eólicos que se encuentran distribuidos en la mayor parte de la zona, acentuándose a lo largo del arroyo Alzayanca. Hidrogeológicamente, esta unidad es permeable.

Cuaternario aluvial Q(al)

El curso del arroyo Xonecuila, hasta la laguna de Totolcingo y toda la parte oriental de la zona, está constituida por Gravas, Arenas, Limos y Arcillas. Hidrogeológicamente, esta unidad presenta alta permeabilidad.

4.2 ALGUNAS CARACTERÍSTICAS DEL ACUÍFERO HUAMANTLA

La información de las características del acuífero Huamantla se obtuvo de la Síntesis Geográfica del Estado de Tlaxcala (INEGI 1986) y por medio de comunicación personal con la Comisión Nacional del Agua (CNA 2000).

En el Estado de Tlaxcala hay cuatro acuíferos: Soltepec, E. Zapata, Atoyac – Zahuapan y Huamantla que pertenecen a distintos flujos regionales.

El Valle de Huamantla comprende los municipios de Huamantla, Alzayanca, Cuapiaxtla y Tequexquitla. EL acuífero Huamantla es un acuífero libre, generalmente constituido por materiales granulares como arenas y gravas de aluvión saturadas, que se encuentran comunicados con la presión atmosférica. La microcuenca del Valle de Huamantla es una zona de recarga del sistema de flujo

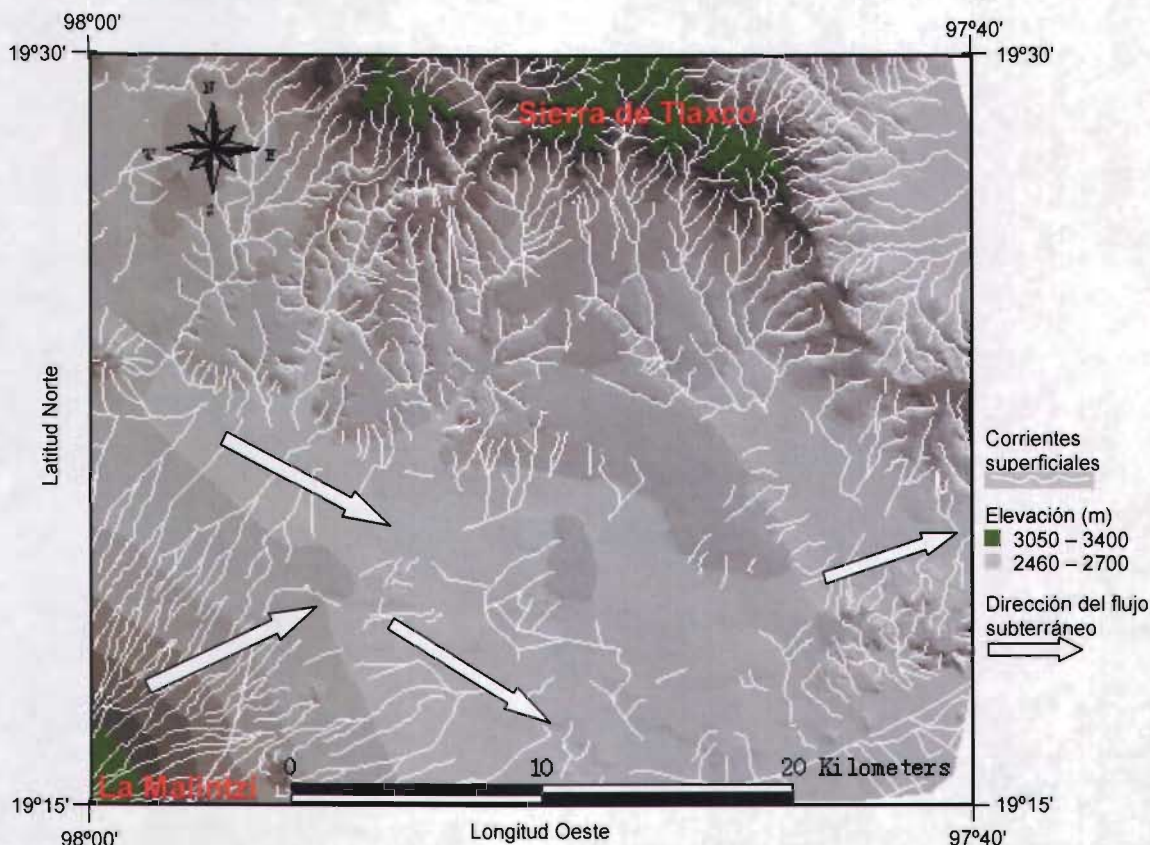


Figura 4.2 Corrientes superficiales Valle de Huamantla Tlax. (curvas de nivel INEGI 1995).

subterráneo regional ubicado en los Estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

La recarga se realiza por infiltración de la precipitación pluvial que cae sobre las laderas del volcán Malintzi, la Sierra de las Animas y las serranías.

El nivel piezométrico es menor entre los límites de Tlaxcala y Puebla, esta parte (oriente) del acuífero Huamantla se puede considerar como una zona de descarga, en las inmediaciones de la zona pantanosa de la Laguna de Totolcingo el nivel piezométrico está a 2 m de la superficie (CNA, comunicación personal). La CNA Gerencia Tlaxcala reporta que, se extraen 55.5 Mm^3 y se recargan 45 Mm^3 , lo cual indica un déficit de 10.5 Mm^3 de agua.

Las direcciones del flujo de las corrientes superficiales del Valle de Huamantla son principalmente de Norte a Sureste, de las partes altas de La Sierra de Tlaxco y de los municipios de Terrenate y Alzayanca. En la confluencia de La Malintzi el flujo es de Sur a Noreste (figura 4.2). Se supone que estas mismas direcciones de flujo también las tienen las corrientes de agua subterránea, por la similitud que se observa entre la topografía y la dirección del flujo subterráneo señalados por las flechas (figura 4.3).

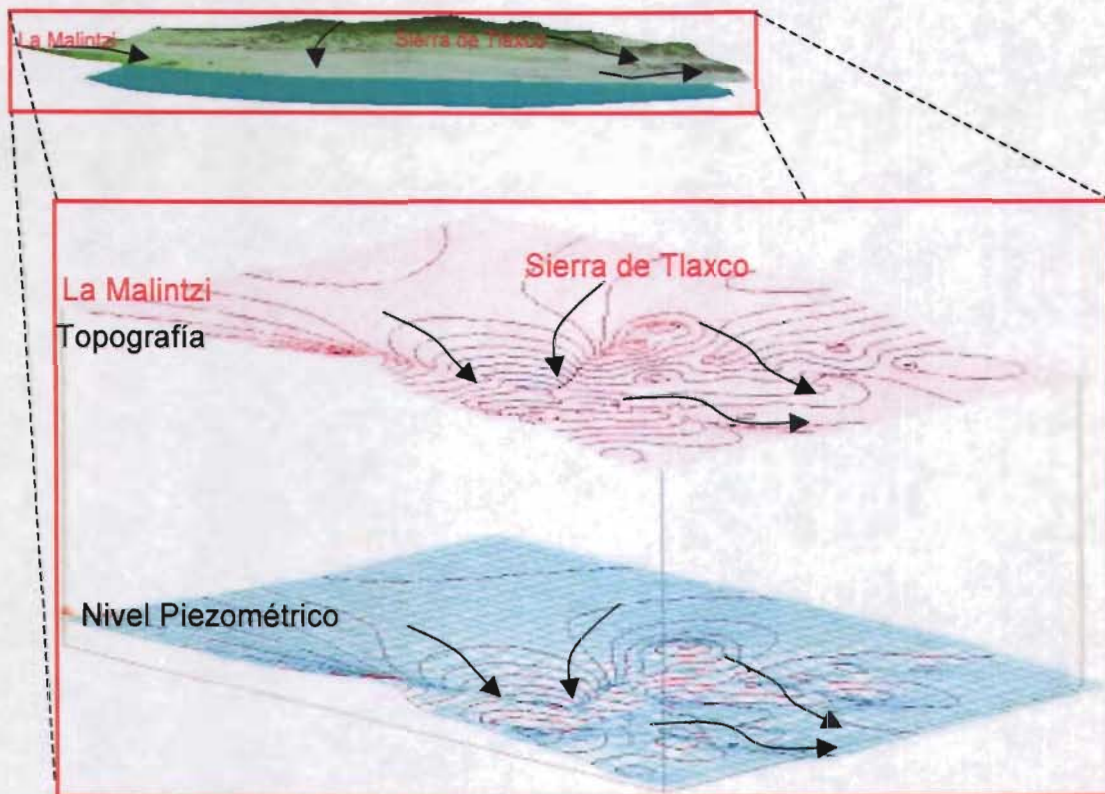


Figura 4.3 Topografía y nivel piezométrico del agua subterránea del Valle de Huamantla, Tlax. Construido con datos de la CNA-Tlaxcala.

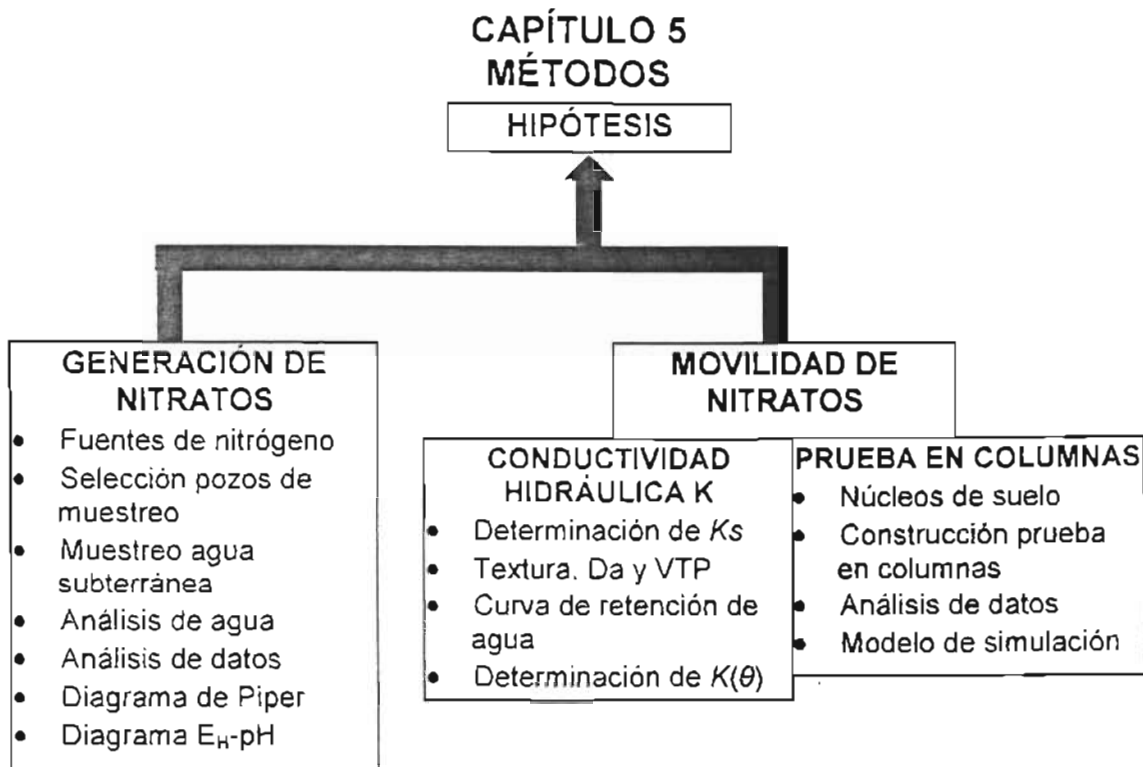


Figura 5.1 Esquema del método propuesto en este trabajo.

5.1 GENERACIÓN DE NITRATOS

FUENTES DE NITRÓGENO

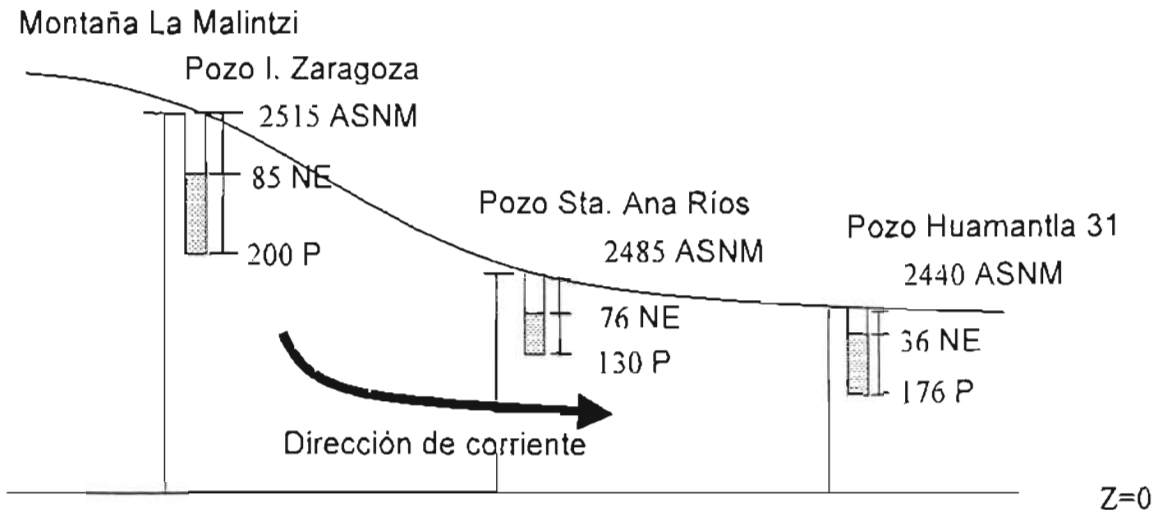
Se realizaron reuniones con organizaciones de productores agropecuarios del Valle de Huamantla para contactarlos personalmente. En estas reuniones se les plantearon las siguientes preguntas:

- ¿Qué tipo de fertilizante aplican a sus cultivos?
- ¿Cómo aplican el fertilizante?
- ¿Aplican estiércol a sus cultivos?

Estas preguntas se hicieron también a los encargados de los pozos durante el muestreo del agua subterránea. Además, se buscó información con los distribuidores de fertilizantes de la región. En las salidas a campo se puso atención al manejo que los productores hacen al estiércol del ganado.

SELECCIÓN POZOS DE MUESTREO

La selección de los pozos de muestreo se realizó de dos maneras que a continuación se describen: 1) Fetter (2001), menciona que el nivel estático sigue la forma de la topografía, aunque el relieve del nivel estático no es tan evidente como el relieve topográfico. Por esta razón existe relación entre la altura sobre el nivel del mar ASNM y la profundidad del nivel estático PNE. A mayor ASNM, mayor es la PNE del pozo, como se muestra en la figura 5.2. Entonces, con datos de PNE y ASNM se seleccionaron pozos que se localizan en las partes altas, medias y



ASNM= Altura Sobre Nivel del Mar, NE= Nivel Estático, P= Profundidad

Cota en metros

Sin escala

Figura 5.2 Altura sobre nivel del mar y nivel estático de tres pozos del Valle de Huamantla.

bajas del valle. 2) Se tomaron en cuenta las direcciones de flujo de las corrientes superficiales ya que estas tienen trayectorias semejantes a las del agua subterránea, como se muestra en las figuras 4.2 y 4.3. Los pozos que se encuentran en el área de estudio, dentro del Estado de Tlaxcala y que están registrados en la CNA-Tlaxcala se muestran con puntos en la figura 5.3. Es importante observar que en las esquinas inferior y superior derecha de la imagen no hay pozos señalados. Esto se debe a que estos lugares corresponden al Estado de Puebla. Los pozos de estos lugares no fueron considerados en la selección.

Finalmente, se seleccionaron pozos considerando también su uso, ubicación, tipo de agricultura y profundidad del nivel estático.

MUESTREO AGUA SUBTERRÁNEA

Los muestreos del agua subterránea se realizaron en dos periodos. El primer periodo entre los meses de agosto y septiembre (verano) de 2001 y el segundo entre marzo y abril (primavera) de 2002. Que son temporada de lluvia y de sequía en el área de estudio, respectivamente.

La toma de muestra de agua se realizó directamente del tubo de descarga del pozo. La bomba se mantuvo en operación de 15 a 20 minutos o hasta que el registrador de pH se estabilizara (Christensen *et al.* 2000). Las muestras de agua se transportaron y almacenaron (menos de una semana) en botellas de plástico a baja temperatura, sin congelarlas, para su análisis químico.

ANÁLISIS DE AGUA

Se realizaron *in situ* mediciones de pH, temperatura, potencial redox E_H y conductividad eléctrica CE, de la corriente de agua del tubo de descarga del pozo,

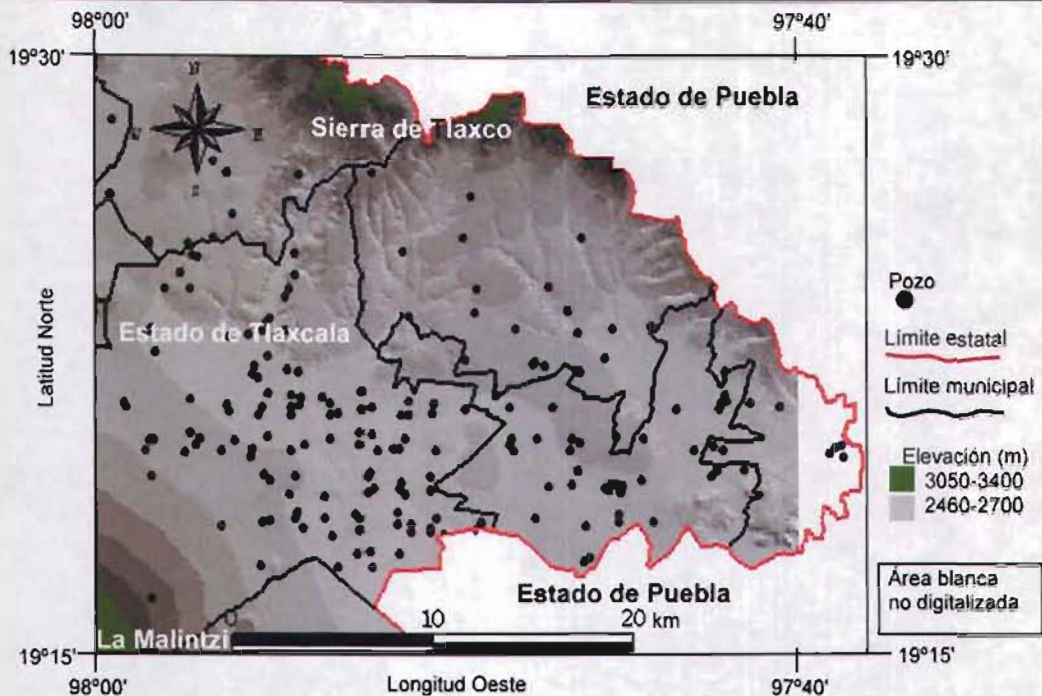


Figura 5.3 Pozos registrados en la CNA-Tlaxcala (curvas de nivel INEGI 1995).

empleando una celda de flujo de 23.5x23.5x12 cm, con entrada y salida opuestas, para evitar estancamiento de agua. Con una válvula se reguló el flujo de agua en la celda, para evitar aireación. La celda tiene cuatro orificios en la parte superior para introducir los electrodos que miden los parámetros arriba mencionados.

La medición de nitrato y nitrito se realizó con el electrodo de ión selectivo EIS (Instrulab®) en el Centro de Investigaciones en Ciencias Biológicas CICB de la Universidad Autónoma de Tlaxcala. El EIS es un sensor selectivo que desarrolla un potencial a través de una membrana delgada, porosa e inerte. El electrodo responde a la actividad del ion NO_3^- entre aproximadamente 10^{-5} y 10^{-1} M (0.14 a 1400 mgL^{-1} de N) (APHA-AWWA-WPCF 1992).

El método de medición de nitrato con el EIS consiste en: 1) *Preparación de la curva de calibración*. La cual se realizó empleando solución patrón de NO_3^- de 1000 mgL^{-1} . Se preparó una curva patrón de 5, 10, 20, 50 y 100 mgL^{-1} de NO_3^- cada día en que se realizaron las mediciones. Para cada concentración de NO_3^- se obtuvo un dato de potencial en milivoltio mV. Se cuidó que la curva cumpliera con la pendiente de 50 a 60 mV por cada 10 unidades de concentración como lo señala APHA-AWWA-WPCF (1992) y que R^2 (de la relación concentración vs mV) tuviera valores significativos o aceptables. Los valores de R^2 se utilizaron como una medida de control de calidad. 2) *Medición de la muestra*. Se prepararon tres repeticiones de 10 mL de muestra en vasos de precipitado. Los patrones y las muestras se midieron a la misma temperatura. La lectura se registró cuando el potencial se estabilizó. El EIS se calibró para cada muestra de agua.

Por analogía, entre la ecuación de la curva de calibración y la ecuación de Nernst

($E_H = E^0 - \frac{RT}{nF} \ln Q$), se calculó la concentración de nitrato Q a partir de los valores de E_H (mV). Donde E^0 es la ordenada al origen y RT/nF la pendiente.

Se utilizaron muestras de lixiviado de la prueba en columnas para comparar las concentraciones de nitrato, que se obtuvieron con el EIS y por cromatografía de iones Cl, como otra medida de control de calidad. Los valores del Cl se tomaron como referencia.

La Comisión Nacional del Agua (CNA) Gerencia Tlaxcala, determinó en las muestras del primer muestreo alcalinidad, calcio, magnesio, cloruro y sulfato, con los métodos de prueba correspondientes, establecidos en la norma oficial mexicana. NMX-AA-036 para alcalinidad, NMX-AA-072 para calcio y magnesio, NMX-AA-073 para cloruro y NMX-AA-074 para sulfato.

ANÁLISIS DE DATOS

Mapas de concentración de nitrato

Los datos de concentración nitrato de cada pozo, se utilizaron para trazar isolíneas de concentración. Las isolíneas se determinaron con el SURFER 32 v. 6.01, se digitalizaron y se sobrepusieron a mapas digitales de elevación y de vegetación del área de estudio empleando ArcView 3.2.

Diferenciación de la concentración de nitrato a partir de la localización de los pozos

Con base en la premisa de que el nitrato en el agua subterránea depende de factores ambientales, además de las cantidades y formas químicas de nitrógeno que se aplica al suelo, se hace una diferenciación de la concentración de nitrato a partir de la localización de los pozos, empleando análisis de varianza paramétrica y no paramétrica. Estos dos tipos de análisis se realizan para considerar lo afirmado por Reimann y Filzmoser (2000), quienes aclaran que los datos ambientales no tienen distribución normal.

a. Pruebas de normalidad

Antes de realizar el análisis de varianza, a los conjuntos de datos de concentración de nitrato en agua subterránea, de los dos periodos de muestreo, se les realizaron pruebas de normalidad gráfica y empleando el método de Shapiro – Wilk. Para la prueba gráfica, se hicieron agrupaciones de pozos en intervalos de 10 mgL^{-1} de nitrato, y se graficó el intervalo de concentración contra el número de pozos que registraron la concentración de nitrato en cada intervalo. El método de Shapiro – Wilk, se basa en el estadístico W que se obtiene con las siguientes ecuaciones (McBean and Rovers 1998):

$$W = \left\{ \frac{b}{S \cdot n - 1} \right\}^2 \quad 5.1$$

$$b = \sum_{i=1}^k a_{n-i+1} (x_{n-i+1} - x_{(i)}) = \sum_{i=1}^k b_i \quad 5.2$$

donde $x_{(i)}$ representa el valor más pequeño de los valores ordenados en la muestra. a_i depende del tamaño (n) de la muestra. Los coeficientes a_i se encuentran en tablas. El valor de k es un entero menor que o igual a $n / 2$. S es la desviación estándar de la muestra.

b. Agrupación de pozos

Se formaron grupos de pozos con base en parámetros sobre el uso de agua, ubicación, tipo de agricultura y profundidad del nivel estático. Considerando el uso del agua, se formaron dos grupos, uno de pozos de agua potable y otro de pozos de riego. Para la ubicación se formaron también dos grupos, uno de pozos que se encuentran en el valle o planicie y otro que se localizan en la montaña o lomeríos. Para el tipo de agricultura se formó un grupo de pozos que se encuentran donde se practica agricultura de riego y otro grupo donde la agricultura es de temporal. Con base en la profundidad del nivel estático se formaron cuatro grupos de pozos de acuerdo con intervalos de profundidad a cada 50 metros.

c. Análisis de varianza paramétrica

Cada uno de los cuatro parámetros representan un factor con sus respectivos niveles o características, y el tiempo de muestreo representó otro factor con dos niveles (2001 y 2002). Para realizar el análisis de varianza paramétrica considerando estos dos factores se utilizó un modelo factorial 2^k , donde 2 representa los factores y k los niveles (Montgomery 1991). Este análisis ayudará a detectar si las concentraciones de nitrato de los grupos de pozos, son estadísticamente diferentes. En otras palabras, con el análisis de varianza, se estudia la relación o efecto de características como: el uso del agua extraída, la ubicación topográfica, tipo de agricultura y el nivel estático del pozo; sobre la concentración de nitrato. En total, se formaron cuatro grupos con los mismos pozos donde se muestreó la concentración de nitrato. Todos los pozos estuvieron sujetos a cuatro análisis de varianza paramétrica.

d. Análisis de varianza no paramétrica

Los grupos de pozos que se formaron en el análisis de varianza paramétrica, se emplearon en el análisis de varianza no paramétrica, sólo que en este caso el tiempo se consideró como otro parámetro. En el análisis de varianza no paramétrica se utilizó la prueba para comparaciones múltiples de Kruskal – Wallis (McBean y Rovers 1998). En total se realizaron cinco análisis de varianza no paramétrica.

DIAGRAMA DE PIPER

Se utilizó el diagrama de Piper como una herramienta para determinar el tipo de agua que se encuentra en el acuífero (Custodio y Llamas 1983). El diagrama tiene la forma de un triángulo equilátero que está dividido a su vez en dos triángulos equiláteros más pequeños, que se encuentran en la base, y en un rombo que forma el vértice superior. El rombo es producto de la proyección de los dos

triángulos pequeños. En un triángulo se colocan los aniones y en el otro los cationes. En cada lado de los triángulos se representa el porcentaje de concentración de uno o más iones que se encuentran en el agua. Para el triángulo de los aniones se emplean, en este trabajo, cloruro, sulfato y alcalinidad, y para el triángulo de los cationes calcio, magnesio y sodio+potasio. Se empleó la suma de estos dos últimos iones debido a que no se determinaron analíticamente y se calcularon por medio de la ecuación de balance de cargas, que puede ser escrita de la siguiente manera (Drever 1997):

$$m_{\text{Na}^+} + m_{\text{K}^+} + 2m_{\text{Ca}^{2+}} + 2m_{\text{Mg}^{2+}} = m_{\text{Cl}^-} + 2m_{\text{SO}_4^{2-}} + m_{\text{HCO}_3^-} + 2m_{\text{CO}_3^{2-}} \quad 5.3$$

donde m es la concentración.

DIAGRAMA E_H -pH

Se construyó un diagrama E_H -pH y en ésta se sobrepusieron los valores máximos y mínimos de E_H y pH que se midieron en el muestreo del agua subterránea.

En la construcción del diagrama E_H -pH del nitrógeno, se consideran las siguientes especies $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, NO_2^- , NO_3^- , N_2O y N_2 . Para la deducción de las ecuaciones que forman las líneas en el diagrama se empleó la ecuación 1.17 (página 11).

5.2 CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA K

La conductividad hidráulica K del suelo del área de estudio, en un punto de muestreo, se realizó empleando el siguiente procedimiento: 1) determinación de la conductividad hidráulica saturada K_s , 2) determinación de textura, volumen total de poro VTP y densidad aparente D_a , 3) determinación de la curva de retención de agua y 4) determinación de la conductividad hidráulica en función del contenido volumétrico de agua $K(\theta)$.

DETERMINACIÓN DE K_s

La conductividad hidráulica en condiciones saturadas K_s , se determinó empleando la ley de Darcy, que da el flujo del fluido por unidad de tiempo o descarga Q :

$$Q = \frac{V}{t} = \frac{K_s A}{L} h \quad 5.4$$

donde V es el volumen de agua que se descarga en el tiempo t , L es la longitud de la muestra, A es el área de la sección transversal de la muestra, h es la carga hidráulica, que es la diferencia de cargas entre el interior del cilindro h_A y el exterior h_B .

La K_s del suelo se determinó empleando el método de carga constante (Klute y Dirksen, 1986, página 23), el cual es propio para suelos arenosos. Las mediciones de la descarga específica se realizaron en el Laboratorio de Ciencias Ambientales de la Universidad Autónoma de Tlaxcala, empleando un permeámetro de laboratorio (III/09.02/85/E -ICW, Eijkelkamp Agrisearch). El perfil del suelo se

excavó en la localidad de Santa Anita Huamantla, Tlaxcala. Se extrajeron muestras por triplicado en cilindros de 100 cm^3 a cada 5 cm de profundidad. El área de la sección transversal de la muestra de los cilindros es de 19.63 cm^2 y longitud L de 5 cm. Se muestreó de 0 a 100 cm del perfil del suelo. En total se obtuvieron 60 núcleos de suelo inalterado. Antes de medir la descarga específica se saturaron con agua las muestras de suelo. Se empleó agua desionizada para medir Q . Se obtuvieron dos valores de h variando la posición vertical de h_B .

Para calcular K_s se graficó h y Q como se indica en la ecuación 5.4, obteniéndose una relación lineal de la forma $Q = m \cdot h \pm b$. Por analogía se tiene

que $m = \frac{KA}{L}$ ó también $K = \frac{m \cdot L}{A}$. Este método está descrito en Fetter (2001).

TEXTURA, D_a y VTP

Textura

La textura del suelo se determinó empleando el método del hidrómetro de Bouyoucos escala 0-60 gL^{-1} . Este método se basa en la dispersión de los agregados del suelo en unidades discretas por medios físicos y químicos y en la disminución de la densidad de la solución de acuerdo con la ley de Stokes. Se empleó una solución de hexametáfosfato de sodio como defloculante y una batidora para dispersar los agregados (Gee y Bauder 1986, Plencassagne *et al.* 1997). Se realizaron tres repeticiones por cada muestra de suelo

D_a (Densidad aparente)

La densidad aparente D_a del suelo se determinó empleando el método del cilindro. El cual consiste en secar una muestra de suelo de volumen conocido (cilindro) a 105°C . La D_a es el cociente de la diferencia de peso y el volumen del cilindro (Blake y Hartge 1986, Plencassagne *et al.* 1997). El número de repeticiones de cada horizonte varió de acuerdo con el número de cilindros que se emplearon en la determinación de la curva de retención de agua.

VTP (Volumen total de poro)

El volumen total de poro VTP se estimó a partir de la densidad aparente D_a y de la densidad real de las partículas D_r (Danielson y Sutherland 1986). Se empleó para D_r un valor de 2.65 gcm^{-3} , que es la densidad real del cuarzo, el cual por convención se toma como referencia para suelos volcánicos y en los cuales predomina este mineral. Los suelos del área de estudio son de origen volcánico (Werner 1989).

FUNCIÓN DE CAPACIDAD DE AGUA DEL SUELO (CURVA DE RETENCIÓN)

Se obtuvieron 142 muestras inalteradas de suelo, 53 de 0 a 40, 53 de 60 a 97 y 36 de 40 a 60 centímetros de profundidad del perfil del suelo. Se emplearon cilindros de acero inoxidable, de igual dimensión a los que se utilizaron para determinar K_s . La determinación de los pares (h, θ) en laboratorio se realizó con base en el método de Richards (1941), descrito en Klute (1986). Se emplearon platos de cerámica con presión de burbuja apropiada a la presión que se somete y ollas de

presión 1500 y 1600 construidos por Soilmoisture Equip. Se empleó agua desionizada para saturar los platos de cerámica y las muestras de suelo. Se utilizó aire comprimido para aplicar presión h a las muestras de suelo. Se aplicaron las siguientes presiones, 0.25 m de columna de agua (=0.024 bar), 0.6 (0.059), 1 (0.098), 3.4 (0.333), 10.197 (1), 30.592 (3), 50.987 (5), 71.382 (7), 101.974 (10) y 152.961 m (15). Cada núcleo de suelo estuvo sujeto a una sola aplicación de presión. El equilibrio entre la presión aplicada y el potencial matricial del suelo se alcanzó entre 4 y 7 días según la intensidad de la presión empleada. Después de que se alcanzó el equilibrio, es decir cuando $h = \Psi_m$ (potencial matricial), el suelo se secó en el horno durante 24 horas a 105 °C. y θ se calculó con la siguiente ecuación:

$$\theta_v = (W_w - W_d) / (dV_c) \quad 5.5$$

donde W_w = peso húmedo del suelo, W_d = peso seco del suelo, d = densidad del agua, V_c = volumen del cilindro.

Se empleó el modelo paramétrico propuesto por van Genuchten (1980) (ecuación 2.11, página 22) que relaciona θ y h .

Para estimar los parámetros θ_s , θ_r , α y n , de la ecuación 2.11, se utilizaron los programas RETC v. 6.0 desarrollado por M.Th. van Genuchten, J. Simunek, F.J. Leij y M. Sejna (IGWMC 2000) y RosettaLite v. 1.0.

DETERMINACIÓN DE $K(\theta)$

Se utilizó la ecuación de Mualem (1976) (ecuación 2.9, página 21) y la de van Genuchten (1980) (ecuación 2.14, página 22), para estimar la conductividad hidráulica en medio insaturado $K(\theta)$ a partir de la curva de retención de agua por el suelo y de K_s . La curva de retención proporciona información sobre la forma de la función $K(\theta)$. La ecuación 2.14 es recomendable para suelos de textura gruesa, pero no para suelos de textura fina, donde la estructura tiene un efecto importante (van Genuchten y Leij 1992). En suelos bien estructurados, la distribución de los macroporos no capilares, no se refleja en la curva de retención de agua. En este caso, este método puede representar la función $K(\theta)$ con precisión. El suelo con el que se trabajó cumple con estas características.

Para determinar $K(\theta)$, se emplearon los pares (θ, h) y el programa RETC v. 6.0 desarrollado por M.Th. van Genuchten, J. Simunek, F.J. Leij y M. Sejna (IGWMC 2000).

5.3 PRUEBAS EN COLUMNAS

La prueba en columnas para medir lixiviación de nitrato, a partir de fertilizantes, se realizó mediante el siguiente método que incluye: extracción de núcleos de suelo, análisis del suelo, diseño y construcción del experimento, análisis de datos y modelo de simulación. Este experimento se realizó en el Laboratorio de Ciencias Ambientales CICB de la Universidad Autónoma de Tlaxcala.

EXTRACCIÓN DE LOS NÚCLEOS DE SUELO

Para el experimento en columnas, se extrajeron seis núcleos de suelo de una parcela (figura 5.5), propiedad de Don Silvano Ortiz, que se encuentra en Santa Anita, comunidad cercana a la Ciudad de Huamantla, Tlaxcala (figura 5.4). En esta comunidad el tipo de suelo es fluvisol arenoso limoso. En todo el Valle de Huamantla los tipos de suelos que predominan son fluvisoles y regosoles (Werner 1988), estos suelos no están compactados lo cual facilita la extracción de núcleos inalterados. La extracción se realizó hincando tubos de PVC calibre R25 (9 mm de espesor) –volumen de 31456.4 cm³, Ø 20.32 cm y altura de 97 cm - con una retroexcavadora. Los tubos se hincaron a presión constante sin golpear para que la estructura del suelo no se alterara por la fuerza aplicada. Los tubos de PVC, de este calibre, soportaron la fuerza ejercida por la retroexcavadora y la resistencia al corte de este tipo de suelo.

Antes y después del experimento se determinó el contenido de nitrógeno total y amonio-nitrato. El nitrógeno total se determinó por Kjeldhal empleando un sistema cerrado Büchi®. El amonio y nitrato se extrajeron del suelo siguiendo el método descrito por Keeny y Nelson (1982) y se midieron con el electrodo de ión selectivo (Instrulab®), teniendo como referencia el cromatógrafo de iones del Instituto de Geofísica de la UNAM.

CONSTRUCCIÓN PRUEBA EN COLUMNAS

La prueba en columnas, figura 5.6, se realizó para estudiar, en condiciones de riego controlado en suelo no saturado, el flujo de agua y la lixiviación del nitrato a partir de fertilizantes nitrogenados. Los componentes de la prueba son: riego, fertilización, muestreo del lixiviado, y medición de nitrato y amonio, que a continuación se describen.

a) Riego

La aplicación del riego se realizó considerando la lámina total de agua, el tiempo de aplicación o duración del experimento, distribución de las aplicaciones y la intensidad del riego.

El valor de la lámina total de agua, que es la suma de las aplicaciones de lámina de riego durante toda la prueba, se obtuvo de la máxima precipitación pluvial que se ha registrado en la estación pluviométrica de la Ciudad de Huamantla, que es de 642 mm (CNA Comunicación personal). Existen otras estaciones pluviométricas en los municipios de Cuapiaxtla y Alzayanca, los cuales también se encuentran en el área de estudio, pero no tienen el mismo historial que la primera estación.

El tiempo de aplicación de la lámina de riego o duración de la prueba, se determinó con base en el periodo de lluvias. En el Valle de Huamantla, y en todo el Eje Neovolcánico, el periodo de lluvias es de aproximadamente seis meses, empieza a mediados de mayo y termina en octubre. Esta prueba tuvo una duración de 189 días, inició en agosto de 2001 y terminó en enero de 2002.



Figura 5.4 Localización del sitio donde se extrajeron los núcleos y se excavó el perfil del suelo.

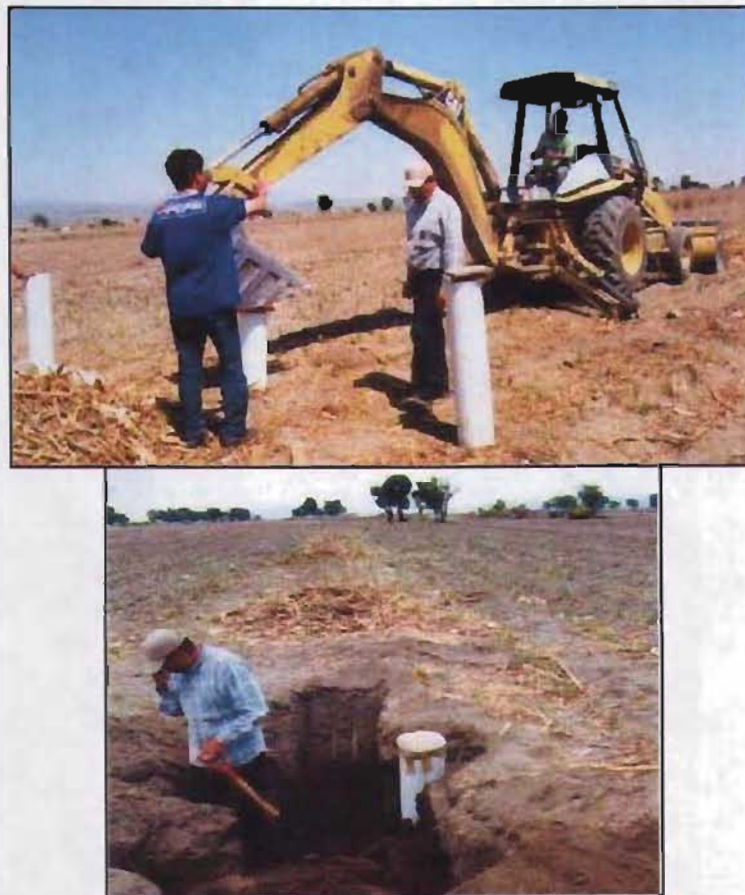


Figura 5.5 Extracción de las columnas de suelo.

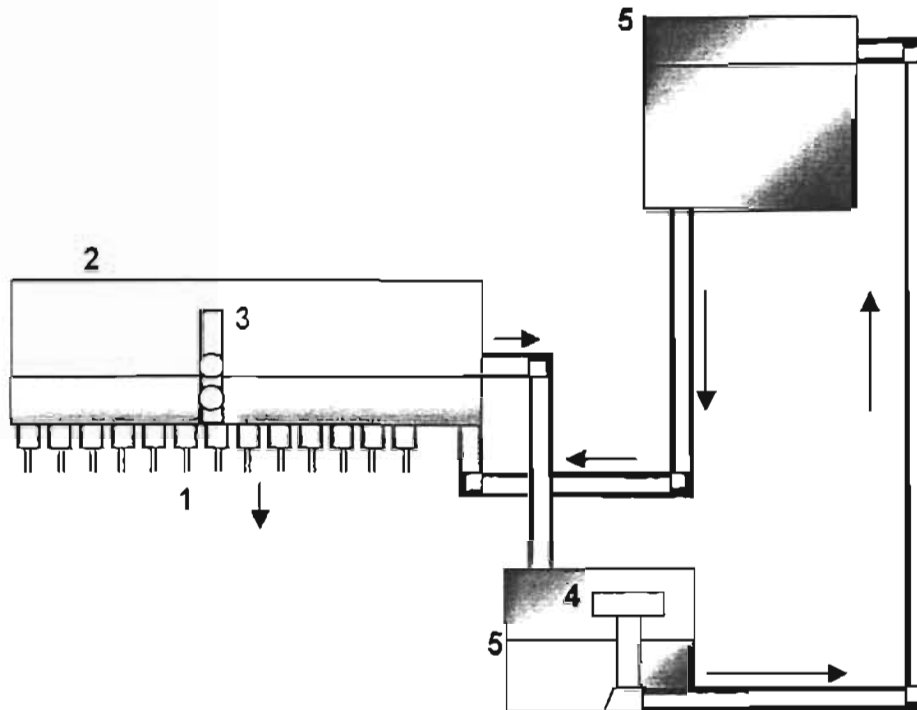
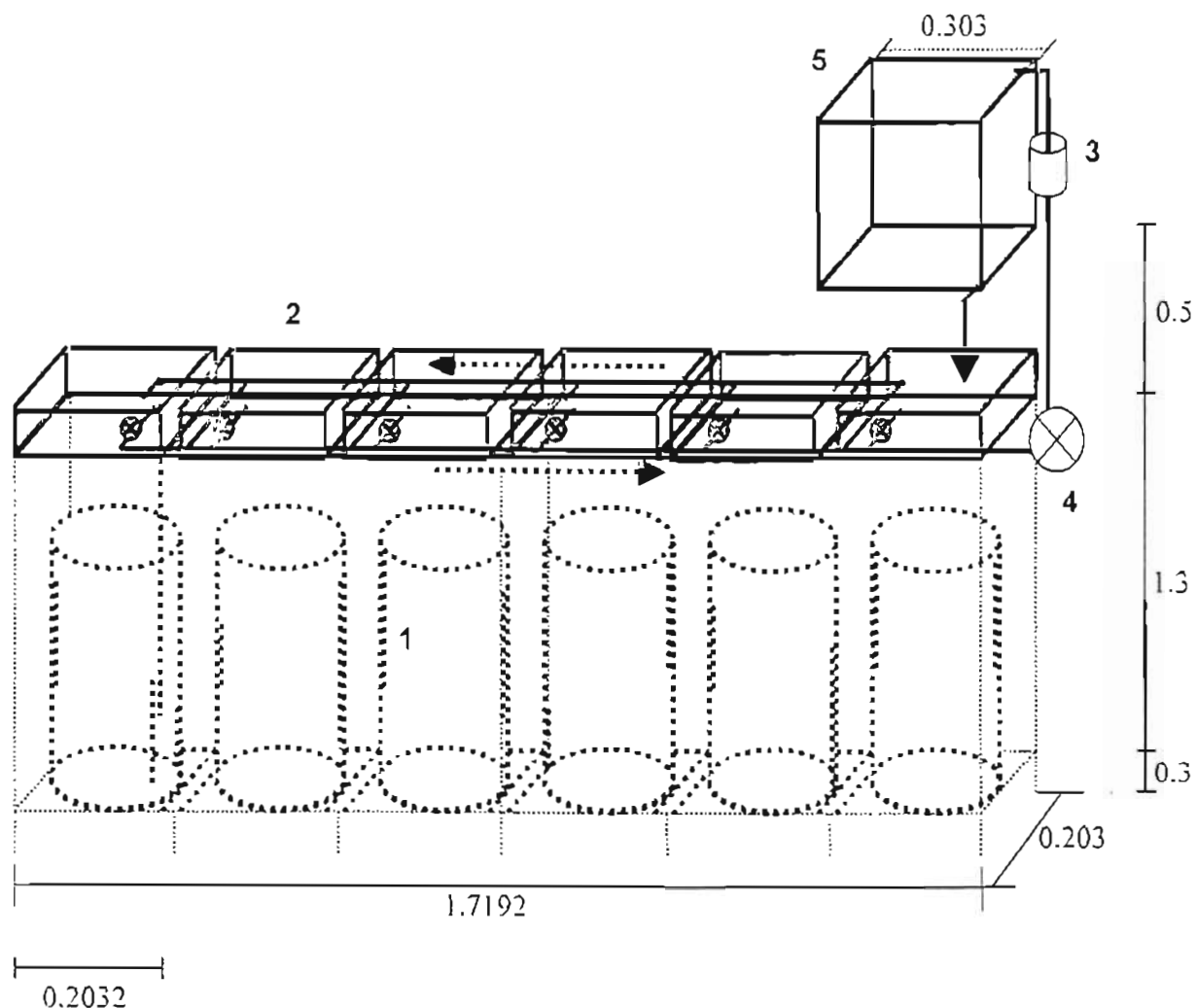


Figura 5.6 Componentes del dispositivo para aplicar riego a intensidad controlada.

1= agujas, 2= depósito para riego, 3= nivelador de altura de agua, 4= bomba y 5= depósitos para reflujos

La lámina de agua total se distribuyó en el tiempo de duración del experimento. Se realizaron aplicaciones de láminas de riego de 14.6 mm. Se planeó realizar aplicaciones dos veces por semana, cada tres y cuatro días, pero no fue posible respetar la planeación del riego por causas ajenas, como el abastecimiento de agua desionizada. En total se aplicaron 44 riegos para completar el valor de la lámina total de agua.

Se construyó expresamente un dispositivo para aplicar el riego a una intensidad controlada y se calibró a 53 mmh^{-1} ($1.472 \times 10^{-3} \text{ cms}^{-1}$, 1.272 md^{-1}), esta intensidad se comprobó con un pluviógrafo Lambrecht®. La intensidad con que se aplicó el riego, es muy inferior a la conductividad hidráulica saturada de este tipo de suelo, el cual es igual a $5.3 \times 10^{-3} \text{ cms}^{-1}$ (190.8 mmh^{-1}). El dispositivo aplica riego por goteo a través de trece agujas distribuidas en un área igual a la de la columna de suelo y emplea la Ley de Torricelli para controlar la intensidad. La ley de Torricelli establece que $v = (2gh)^{1/2}$. Donde v es el flujo de agua en las agujas, h es la altura de agua en el depósito y g es la aceleración de la gravedad. v se controló por medio de h . Para mantener constante el nivel de h se empleó una bomba. Un esquema del dispositivo para aplicar riego se encuentra en la **figura 5.6**. Se utilizaron seis depósitos de acrílico, uno para cada columna, conectados en serie. Antes de aplicar el riego, v de cada depósito era calibrado a 53 mmh^{-1} . En la **figura 5.7** se esquematizan los componentes de la prueba.



cota en metros

Figura 5.7 Componentes de la prueba en columnas.

1= columna, 2= depósito para riego, 3= filtro para agua, 4= bomba, 5= depósito para reflujos

No se controló el pH del agua de riego, porque se observó que el pH del agua de lluvia es variable.

b) Fertilización

En forma aleatoria se distribuyeron los tratamientos de fertilización, a dos columnas se les aplicó 1.6665 g de urea a cada una, a otras dos 3.6694 g de sulfato de amonio, lo cual es equivalente a cantidad de nitrógeno que los agricultores aplican en sus tierras de cultivo, dos columnas se utilizaron como testigo (sin fertilización).

c) Muestreo del lixiviado

Al principio de la prueba se planeó succionar la solución del suelo a diferentes alturas de la columna, pero el dispositivo que se diseñó para tal efecto no funcionó. Cuando inició el registro del lixiviado, se midió diariamente su volumen.

Después de dos semanas se realizó semanalmente y las muestras se mantuvieron en refrigeración. El viernes se medía el volumen del lixiviado acumulado y el lunes siguiente se medía la concentración de nitrato y amonio. Los frascos receptores de lixiviado se protegieron de la luz solar, para evitar el efecto de la fotosíntesis sobre la concentración de nitrato.

d) Medición de amonio y nitrato

En el lixiviado se midió la concentración de amonio y nitrato. El amonio se midió solamente en las primeras semanas del experimento, porque después ya no se detectó. Tanto el amonio, como el nitrato, se determinaron con el electrodo de ión selectivo EIS (Instrulab®), de la misma manera como se describe en el apartado ANÁLISIS DE AGUA (página 40).

ANÁLISIS DE DATOS

Se analizó la fracción de volumen de agua y lixiviación de nitrato de la prueba en columnas.

Se realizó análisis de varianza paramétrica de la masa de nitrógeno que lixivió. Además, por diferencia mínima significativa se detectaron los pares de tratamientos que son iguales o difieren estadísticamente.

Se hizo un balance de nitrógeno, mediante la siguiente ecuación:

$$N_{\text{suelo}} + N_{\text{Fertilizante}} = N_{\text{suelo}}^* + N_{\text{NO}_3, \text{Lixiviado}} + N_{\text{NO}_3}^* + N_{\text{NH}_4} + N_{\text{no-medido}} \quad 5.6$$

donde:

$$\begin{aligned} N_{\text{suelo}} &= N \text{ orgánico e inorgánico en el suelo antes de la prueba} \\ N_{\text{Fertilizante}} &= N \text{ aplicado como fertilizante} \\ N_{\text{suelo}}^* &= N \text{ orgánico e inorgánico en el suelo después de la prueba} \\ N_{\text{NO}_3, \text{Lixiviado}} &= N \text{ lixiviado como nitrato} \\ N_{\text{NO}_3}^* &= N \text{ como nitrato en el suelo} \\ N_{\text{NH}_4} &= N \text{ como amonio en el suelo} \\ N_{\text{no-medido}} &= \text{Especie de nitrógeno no medido} \end{aligned}$$

MODELO DE SIMULACIÓN

El modelo de simulación se realizó para simular el flujo de agua, de la prueba en columnas, bajo condiciones insaturadas. Se utilizó el programa STELLA v. 7.0.2., para Windows desarrollado por High Performance Systems, Inc. Se emplearon las ecuaciones de conductividad hidráulica $K(\theta)$ obtenidas en el apartado DETERMINACIÓN DE $K(\theta)$ (página 46) para describir el movimiento de agua en la columna.

El modelo conceptual para simular el flujo de agua, en una columna de suelo sujeta a las condiciones descritas en el apartado CONSTRUCCIÓN PRUEBA EN COLUMNAS (página 47) se encuentra en la **figura 5.8**. Para este propósito se tuvo como referencia a Grant *et al.* (2001).

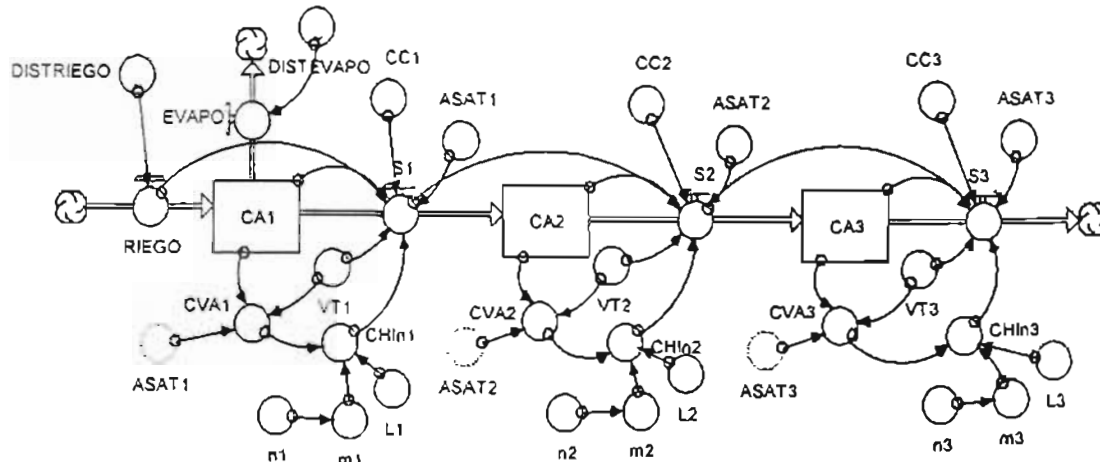


Figura 5.8 Modelo desarrollado con el programa STELLA v. 7.0.2, para simular flujo de agua en columna de suelo insaturado.

La longitud de la columna se dividió en tres secciones denotadas por las variables de estado CA1, CA2 y CA3, cada una de ellas corresponden a tres capas de suelo de 0 – 40, 40 – 60 y 60 – 97 cm, a estas secciones corresponden las ecuaciones $K(\theta)$.

La entrada y salida de agua en CA1 es realizada por los operadores de flujo RIEGO y S1 respectivamente. El agua que abandona la capa CA1 entra a la capa CA2 por medio del operador S1 y sale de ésta por medio del operador S2. En la capa CA3 entra agua por medio de S2 y sale por medio de S3. El volumen de agua que sale en S3, es el volumen de agua que abandona la columna como lixiviado. Así que, los datos de S3 son la única vía de comparar los resultados del modelo con los datos obtenidos en la prueba de las columnas. Es importante señalar que se puede trabajar con mayor número de capas.

La salida de agua por evaporación en la capa CA1, que está en contacto con la atmósfera, está representado por el operador de flujo EVAPO.

Tanto RIEGO como EVAPO son afectados por los convertidores DISTRIEGO y DISTEVAPO, respectivamente, los cuales son funciones gráficas. En estas funciones gráficas, se encuentran valores discretos del volumen de riego que se aplicó y valores continuos de la tasa de evaporación, ambas en función del tiempo.

En este modelo conceptual se supone que las salidas de agua de las capas están relacionadas con la cantidad de agua que tiene la capa, con la cantidad de agua que entra a ésta y con la conductividad hidráulica insaturada $CHIn$. Los $CHIn$'s de las tres capas están en función del contenido volumétrico de agua CVA y de la función $K(\theta)$ (ecuación 2.14 sin considerar K_s , página 22) cuyos parámetros son m y L .

Los operadores CC y ASAT indican las fracciones de contenido de agua, mínima y máxima respectivamente. Determinan la capacidad de almacenamiento de agua

en la capa de suelo.

El programa STELLA emplea ecuaciones en diferencia. Emplea tres métodos numéricos de integración: Euler, Runge-Kutta 2 y Runge-Kutta 4. Los modelos con estructura general de compartimientos basada en ecuaciones de diferencia tienen gran flexibilidad, ya que permiten incluir en el modelo dado el nivel de detalle necesario para representar la dinámica del sistema de interés (Grant *et al.* 2001). El nivel de detalle se alcanza dado que los compartimientos son módulos que consisten de una variable de estado, con transferencias de material que entran y otras que salen. Por esta razón la simulación de la columna se dividió en tres secciones o compartimientos.

La evaporación se midió con un evaporímetro, el cual se instaló junto a las columnas. Con este instrumento se registró una evaporación promedio igual a 38.9 cm^3 (1.2 mm). Este valor se toma como la evaporación máxima que ocurre cuando el suelo está saturado o cuando se aplica riego y se supone que disminuye exponencialmente a una tasa de $-0.1 \text{ cm}^3/\text{d}$ durante los días en que no se aplica riego. Con esta tasa de evaporación se obtuvo la relación $LIX = 0.0001CA^2 - 0.3377CA + 98.2$ cuyo valor R^2 , igual a 0.8828, es el más alto que se pudo obtener. Donde CA es el contenido volumétrico de agua en la columna y LIX es el volumen de lixiviado medido en el experimento.

Para obtener los valores cuantitativos del modelo, se inició trabajando con los resultados obtenidos del método descrito en el apartado CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA K (página 44), particularmente de los parámetros hidráulicos del modelo de van Genuchten (1980), que se obtuvieron con el programa RETC v. 6.0.

Se suponen tres condiciones de salida de agua en cada capa de suelo. Cuando el contenido de agua CA en el suelo es menor a la capacidad de campo CC , cuando CA está entre CC y $ASAT$, y cuando CA es mayor que $ASAT$. Esta última condición aplica cuando el suelo se inunda, lo cual no ocurrió en la prueba experimental. En otras palabras, el agua que sale de una capa y entra a la capa adyacente, está controlada por un solo operador de flujo. Este operador de flujo tiene la instrucción de hacer que el flujo de agua sea igual a: a) 0 cuando $CA < VT * CC$, b) $(CA - (CA * CC)) * CHI_{insat}$ cuando $CC * VT < CA < ASAT * VT$, y c) $(CA - (CA * CC))$ cuando $CA > ASAT * VT$. Es decir, no sale agua de la capa de suelo cuando el contenido volumétrico de agua es menor que CC ; la salida de agua es controlada por la ecuación de flujo insaturado cuando el contenido de agua del suelo está entre CC y $Asat$; y cuando el suelo está saturado, el agua sale de acuerdo a condiciones de flujo saturado.

Las tres condiciones de salida de agua, para cada capa, se consiguió con el siguiente enunciado:

```
S = If CA < VT * CC then 0 else if VT * CC < CA < VT * ASAT then (CA - (CA * CC)) * CHI
else if CA > VT * ASAT then CA - (CA * CC) else RIEGO
```

donde

$$CHIn = \Theta^L [1 - (1 - \Theta^{1/m})^m]^2 \quad 5.7$$

El coeficiente $CHIn$ tiene valores entre 0 y 1, y cuyo producto con K_s resulta $K(\theta)$.

Dado que K_s , obtenido tanto en laboratorio como con el programa RETC v. 6.0 (5.3×10^{-3} y $7.6 \times 10^{-3} \text{ cms}^{-1}$, respectivamente), resultó ser mayor que la intensidad del riego aplicado igual a $1.5 \times 10^{-3} \text{ cms}^{-1}$, se consideró que el volumen de agua que puede drenar por día es $CA - CA * CC$, que es el volumen de agua que está en exceso respecto a CC .

Se realizaron varias corridas del modelo variando un elemento dado y manteniendo constantes los demás. Finalmente, se dio por obtenido el modelo cuantitativo cuando se obtuvo el valor de R^2 más alto de la relación, entre los valores medidos del volumen de lixiviado en el experimento vs los obtenidos con el modelo.

CAPÍTULO 6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 GENERACIÓN DE NITRATOS FUENTES DE NITRÓGENO

Los agricultores del Valle de Huamantla, afirman que los principales fertilizantes que emplean en la agricultura son: urea, sulfato de amonio, nitrofosca, nitrato de amonio y superfosfato de calcio triple. Los agricultores aplican el fertilizante de acuerdo al grado de tecnificación que poseen, predomina la aplicación en matas o al voleo en forma de sal, en las haciendas y grandes extensiones se emplea la fertirrigación.

Por medio de la agricultura anualmente se aplican entre 120 y 200 Kg ha^{-1} de fertilizantes nitrogenados. El Gobierno del Estado de Tlaxcala con "El Programa de Fertilizantes" distribuyó en todo el estado 16230 toneladas de urea, superfosfato de calcio triple, nitrato de amonio, sulfato de amonio y DAP (periódico local Sol de Tlaxcala 2000). Fertinal (2002) reporta ventas proyectadas del orden de 6000 toneladas de fertilizantes únicamente para el valle.

En campo se observó que la ganadería es una actividad importante de la cual se deriva estiércol. La disposición de estiércol se realiza sin ningún manejo antes de aplicarlo a los cultivos. Este material tiene cantidades importantes de nitrógeno. Se almacena en montículos sobre el suelo sin ninguna protección que evite que las lluvias lo laven o que se volatilice a la atmósfera. No se conocen cantidades de estiércol que se produce en el área de estudio, ni cuánto se encuentra en los traspatios y se aplica a los cultivos.

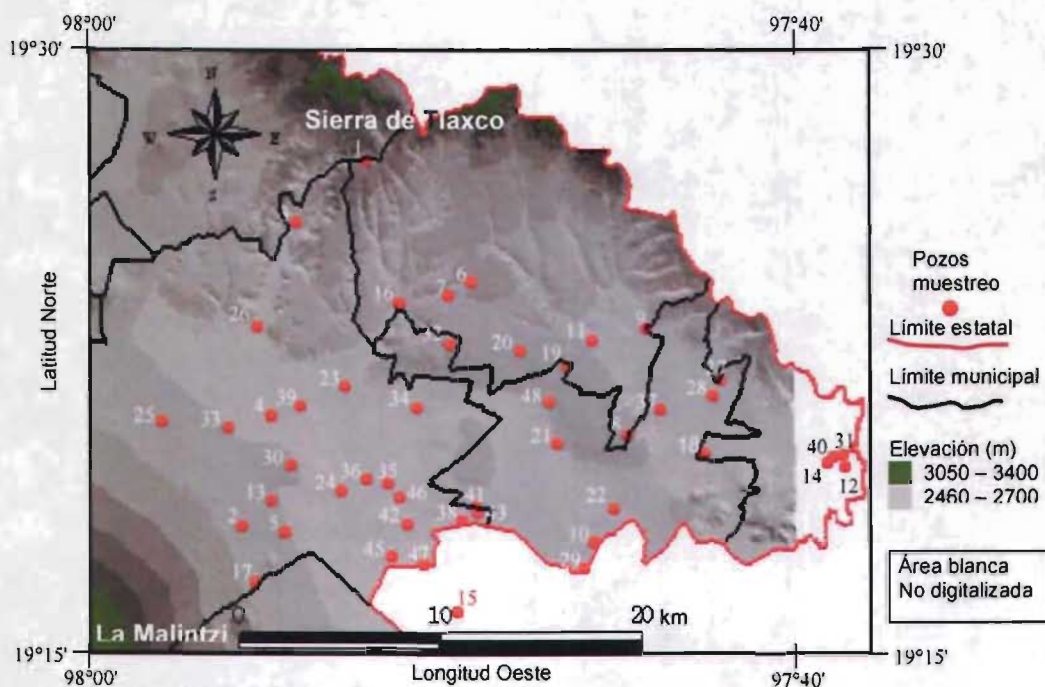
Las entradas más importantes de nitrógeno en el valle son los fertilizantes y el estiércol. Los fertilizantes tienen mayor peso en la formación de NO_3^- (Atxotegi *et al.* 2003).

Otra fuente de nitrógeno que se detectó es el agua residual. Las descargas de aguas residuales de los centros de población se vierten a los desagües naturales sin ningún tratamiento, esto combinado con los suelos fluvisoles (arenosos) (Werner 1988), que predominan en la zona, hacen suponer que una cantidad importante de esta agua se infiltra hasta la zona saturada, transportando una fracción nitrógeno total como nitrato a las aguas subterráneas.

SELECCIÓN POZOS DE MUESTREO

En campo se encontraron, en la mayoría de los pozos que fueron seleccionados serias dificultades de disponibilidad y de operatividad que no permitieron realizar el muestreo, principalmente en aquellos que son de propiedad ejidal. Por esta razón se escogieron pozos cercanos a éstos para reemplazarlos. Los pozos seleccionados donde se realizaron los muestreos de agua subterránea se presentan en la figura 6.1.

Los pozos seleccionados se localizan en las partes bajas y altas del valle, en



Los números corresponden al número de pozo de la tabla 6.1

Figura 6.1 Pozos seleccionados donde se realizó el muestreo de agua subterránea (curvas de nivel INEGI 1995).

áreas agrícolas de temporal y de riego, tienen diferentes profundidades de nivel estático, y son pozos que tienen uso agrícola y para agua potable. En la tabla 6.1 se encuentran los nombres de los pozos y sus características marcadas con las X's.

MUESTREO DE AGUA SUBTERRÁNEA

En el primer periodo se colectaron muestras de 36 pozos y en el segundo de 49, que corresponden al 17 y 22% del total de pozos, respectivamente. En los dos periodos se obtuvieron muestras de los mismos pozos pero en el segundo se muestrearon más pozos por las facilidades que se encontraron en campo. En la figura 6.2 se presenta una imagen de la forma en que se realizó el muestreo.

ANÁLISIS DE AGUA

La celda de flujo resultó ser un instrumento útil para la medición de parámetros fisicoquímicos en campo. Los datos de pH, temperatura, potencial redox E_H y conductividad eléctrica CE, que se registraron en cada pozo se encuentran en la tabla 6.2. Los valores de pH que se registraron están en el intervalo de 6.2 a 8.7, los cuales se encuentran dentro de la norma mexicana para agua potable (NOM-127-SSA1-1994). Las temperaturas se encuentran entre 17.0 y 34.1 °C. Los valores de E_H registrados entre 269 y 693 mV indican que existen condiciones oxidantes. Estos valores se encuentran dentro del intervalo de -200 a 700 mV que puede ocurrir en las agua subterráneas (Back y Barnes 1965; Bass Becking,

Tabla 6.1 Pozos seleccionados para el muestreo de agua subterránea.

No.	Nombre Pozo	Uso del agua		Ubicación		Agricultura	
		Agrícola	Potable	Valle	Montaña	Riego	Temporal
1	Ocotilla		X		X		X
2	San Antonio		X		X		X
3	El Molino		X	X			X
4	Benito Juárez		X	X			X
5	Ignacio Zaragoza		X		X		X
6	C.Hidalgo1		X		X		X
7	C. Hidalgo2		X		X		X
8	Loma de Junguito		X		X		X
9	Las Cuevas		X		X		X
10	Cuapixtla		X	X		X	
11	Sta. Cruz Pocitos		X		X		X
12	Totolsingo		X	X			X
13	Lienzo Charro		X		X		X
14	Tecajete		X	X			X
15	Maximo Serdán		X	X		X	
16	Carrillo Puerto		X		X		X
17	Soztepec		X		X	X	
18	V.Guerrero	X		X		X	
19	Las Delicias	X			X	X	
20	R. Guadalupe	X			X	X	
21	Teometitla	X		X		X	
22	Sta. Rebeca	X		X		X	
23	Est. San Antonio	X		X		X	
24	Sta. Clara	X		X		X	
25	El Batán	X		X		X	
26	Tecoac	X		X		X	
27	G.P. Morelos	X			X	X	
28	Soledad3	X		X		X	
29	Sta. Martha	X		X		X	
30	Don Silvano	X		X		X	
31	Tequexquitla2	X		X		X	
32	R.Ceron	X		X		X	
33	La Compania	X		X		X	
34	Sto. Domingo	X		X		X	
35	El Sueño	X		X		X	
36	San Constantino	X		X		X	
37	R. Egipto	X		X		X	
38	El Cabildo	X		X		X	
39	Ex.Hda.Guadalupe	X		X		X	
40	Tequexquitla3	X		X		X	
41	La Rascona1	X		X		X	
42	Don Abrahám	X		X		X	
43	La Rascona2	X		X		X	
44	San Cristobal	X		X		X	
45	Sta. Ana Rios	X		X		X	
46	Los Alamos	X		X		X	
47	Huamantla31	X		X		X	
48	Ignacio Allende		X		X		X
49	Nuevos Horizontes		X	X			X

Las X's indican las características del pozo. Por ejemplo, el pozo Nuevos Horizontes es para uso potable, se encuentra en el valle y la agricultura que se practica donde se encuentra es de temporal.



Figura 6.2 Muestreo de agua subterránea.

Tabla 6.2 Valores de pH, temperatura Temp, potencial redox E_H , conductividad eléctrica CE y NO_3^- .

No.	Nombre	pH		Temp (°C)		E_H (mV)		CE (μ S/cm)		NO_3^- (mgL ⁻¹)	
		2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002
1	Ocotilla	6.8	7.4	19.7	19.7		394	259	264	2.1	8.4
2	San Antonio	6.7	6.5	18.5	18.7	422	370	604	759	9.4	13.0
3	El Molino		7.6		18		370		309		13.6
4	Benito Juárez	7.0	7.4	19.2	20	393	390	336	332	21.8	14.2
5	Ignacio Zaragoza	6.63	6.9	21.0	20.6	394	344	753	765	11.9	17.7
6	C.Hidalgo1	7.4	7.5	23.3	22.4		341	323	298	9.2	20.9
7	C. Hidalgo2	7.4		25.1		390		278		10.1	
8	Loma de Junquito	7.7	7.9	22.0	21.5	354	352		301	16.0	24.0
9	Las Cuevas	7.4	7.8	22.8	21.5		353	314	285	14.8	31.1
10	Cuapiaxtla	7.8	8.4	26	25.5	354	316	310	358	16.3	31.1
11	Sta. Cruz Pocitos	7.7	7.9	20.1	20.7	408	321	270	286	23.1	35.0
12	Totolsingo	7.8	8.1	22.8	22.9	269	337	583	548	21.7	37.8
13	Lienzo Charro	7.0	6.9	20.1	19.7	408	390	484	614	51.0	48.5
14	Tecajete	8.0	8.4	23.8	23.2	270	344	445	417	41.9	58.4
15	Máximo Serdán	7.2	7.0	20.6	20.1		693	656	631	29.7	58.4
16	Carrillo Puerto	7.5	8.0	19.9	20.9		398	321	350	32.5	58.4
17	Soztepec	7.5	7.2	19.2	18.8	362	358	392	398	3.6	14.8
18	V.Guerrero	7.3	7.2	19.5	19.5	273	324	309	281	23.9	37.8
19	Las Delicias		7.7		23.5		353		247		11.9
20	R. Guadalupe		7.7		24.8		372		227		13.6
21	Teometitla	7.8	8.3	23.3	23.4	276	324	248	253	9.6	19.3
22	Sta. Rebeca	7.7	8.1	23.7	23.7	382	317	265	264	10.0	23.6
23	Est.San Antonio	8.7	8.3	20.3	20.1		298	264	234	8.3	24.5
24	Sta. Clara		7.8		19.5		332		345		25.1
25	El Batán	6.9	8.0	22.2	22.9		389	473	436	19.5	27.4
26	Tecoac	6.5	7.2	17.0	19.6	334	383		260	12.6	27.6
27	G.P. Morelos	7.6	7.8	23.5	21.7	288	324	390	390	12.8	28.7
28	Soledad3		8.0		19.4		345		282		29.9
29	Sta. Martha	7.5	8.2	23.7	23.5	381	331	346	358	18.9	32.3
30	Don Silvano	7.2	8.0	19.9	20.3	388	352	378	361	32.7	33.6
31	Tequexquitta2	8.1	8.1	20.3	20.6	330	340	399	377		35.0
32	R.Cerón	7.6	7.6	34.1	31.8	410	331	337	316	19.4	39.4
33	La Compania		7.7		20.6		385		429		40.7
34	Sto. Domingo		7.9		24.3		324		310		40.7
35	El Sueño		7.0		19.1		371		450		42.5

Tabla 6.2 continuación

36	San Constantino		7.5		18.9		344		338		42.5
37	R. Egipto		7.6		18.3		331		305		44.3
38	El Cabildo	7.7	8.3	21.0	21.2	379	321	344	356	19.1	46.1
39	Ex.Hda.Guadalupe	8.5	8.1	18.3	19.8		383	349	300	17.2	48.0
40	Tequexquitla3	7.9	8.1	19.6	20.3	310	347	444	412		49.9
41	La Rascona1	7.8	7.8	21.0	21.3	355	346	332	341	30.6	49.9
42	Don Abraham	7.1	7.3	19.6	19.2	367	375	418	475	36.1	51.9
43	La Rascona2	7.7	7.8	19.8	20.0	356	350	348	363	28.9	51.9
44	San Cristobal		7.4		18.8		363		568		
45	Sta.Ana Rios	7.2	7.4	20	19.3	291	348	505	409	37.5	71.2
46	Los Alamos	7.1	7.3	18.4	18.7	388	338	525	481	46.6	77.1
47	Huamantla31	7.3	7.7	19.6	19.6	292	325	428	421	46.7	77.1
48	Ignacio Allende	8.0		23.2					323		7.6
49	Nuevos Horizontes	6.21		17.6		419			522		
	Minimo	6.2	6.5	17.0	18.0	269	298	248	227	2.1	8.4
	Máximo	8.7	8.4	34.1	31.8	422	693	753	765	51.0	77.1
	Promedio	7.4	7.7	21.3	21.0	353	357	396	380	21.6	35.6
	D.S.	0.53	0.44	3.0	2.5	49.6	56.2	120	126	12.8	17.7

2001= periodo húmedo. 2002= periodo seco

Kaplan y Moore 1960; en Fetter 2001). En estas condiciones oxidantes difícilmente podría ocurrir desnitrificación, ya que este proceso normalmente se efectúa a valores menores de 200 mV (Cey *et al.* 1999, Kralova *et al.* 1992 y Freeze y Cherry 1979). Estos valores de E_H también indican que no hay carbono orgánico disuelto COD en el agua subterránea. El COD actúa como donador de electrones que resulta en la disminución del E_H (Chen y Liu 2003).

Los valores de CE, los cuales se encuentran entre 248 y 765 μScm^{-1} , indican que el agua contiene cantidades tolerables de sales (Nyambe y Masecka 2000).

Los datos de concentración de NO_3^- de los dos muestreos que se realizaron en entre los meses de agosto y septiembre de 2001 (final de la temporada de lluvias) y los meses de marzo y abril de 2002 (antes del inicio de la temporada de lluvias), se presentan en la tabla 6.2 y en las figuras 6.3a y b.

Como se puede observar en la tabla 6.2 la concentración promedio de nitrato es mayor antes de la temporada de lluvias en 2002 (periodo seco), que al final de ésta en 2001 (periodo húmedo), 35.6 y 21.6 mgL^{-1} , respectivamente. Esta variación estacional coincide con el comportamiento reportado por: Fraters *et al.* (1998), Ritter *et al.* (1998), Ónema *et al.* (1998) y Kaçaroğlu y Günay (1997). La desviación estándar DS es mayor en el muestreo realizado en el periodo seco. En el periodo húmedo 3 pozos tuvieron concentraciones de nitrato mayores que la norma, 44.29 mgL^{-1} , y en el periodo seco el número de pozos que sobrepasaron la norma aumentó a 14.

Los valores de R^2 de la curva de calibración para la medición del nitrato con el electrodo de ión selectivo EIS resultaron mayores que 0.95. Además, los resultados del EIS tienen la misma tendencia que los obtenidos por cromatografía de iones CI, que al graficarlos se obtuvo una R^2 igual a 0.92 (figura 6.4). Por lo tanto los valores de concentración de nitrato se pueden considerar confiables.

Los valores de alcalinidad, calcio, magnesio, cloruro y sulfato se presentan en la

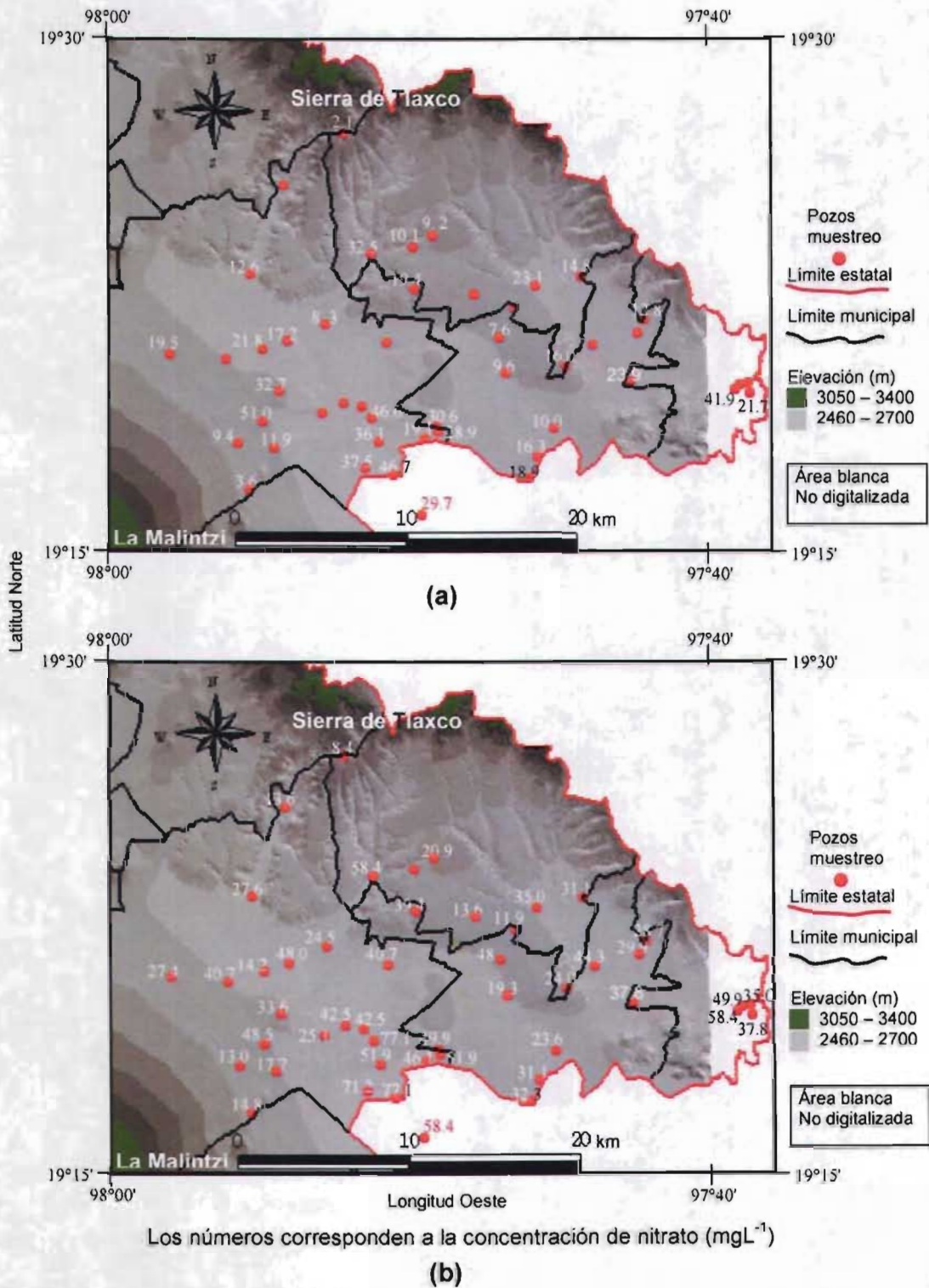


Figura 6.3 Concentración de nitrato medido en cada pozo: a) muestreo periodo húmedo, b) muestreo periodo seco (curvas de nivel INEGI 1995).

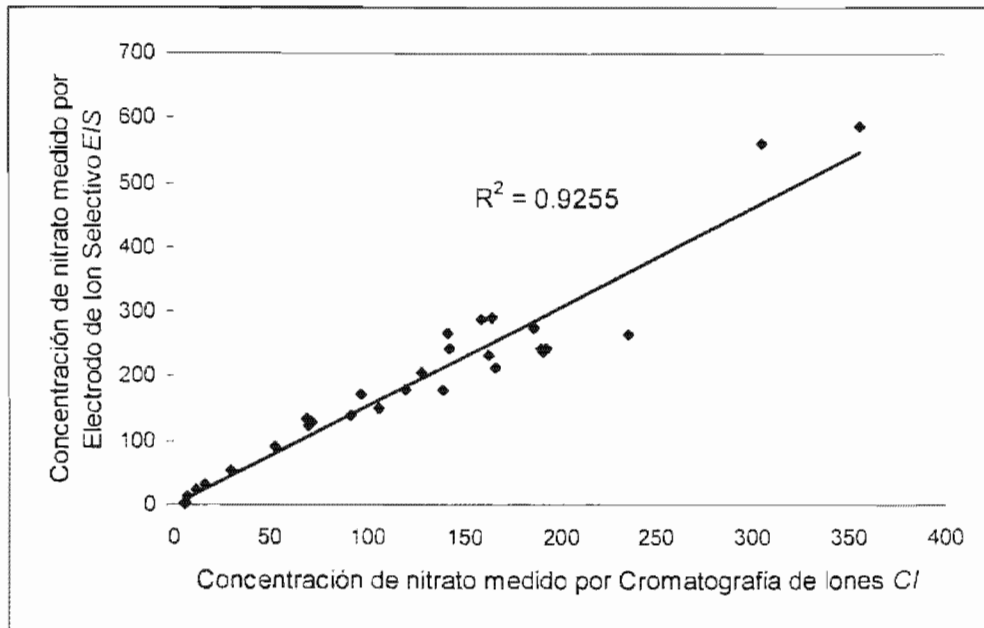


Figura 6.4 Electrodo de Ion Selectivo EIS vs. Cromatografía de Iones C/ (concentración en mgL^{-1}).

Tabla 6.3 Valores de alcalinidad, calcio, magnesio, cloruro y sulfato en meqL^{-1} .

No.	Alcalinidad	Calcio	Magnesio	Cloruro	Sulfato
1	2.57	1.09	0.87	0.20	0.32
2	4.5	2.37	1.47	0.17	0.22
4	3.3	1.65	1.23	0.17	0.14
5	7.29	2.66	4.97	0.23	0.10
6	2.46	4.29	1.74	0.35	0.39
7	2.18	0.54	1.12	0.26	0.14
8	2.66	1.93	2.46	0.18	0.13
10	2.46	1.45	0.74	0.20	0.25
11	2.32	0.44	1.60	0.21	0.14
12	2.32	1.02	0.32	0.29	0.17
13	4.24	1.86	1.94	0.56	0.24
14	2.96	1.59	0.70	0.33	0.22
15	3.6	1.99	1.78	0.28	0.27
17	8.49	6.16	0.64	0.17	0.14
18	2.91	1.66	1.67	0.11	0.1
21	2.26	1.21	0.69	0.18	0.16
22	2.32	1.23	0.89	0.15	0.17
23	2.9	1.65	0.4	0.09	0.14
25	4.56	2.15	1.27	0.28	0.16
26	2.48	1.25	0.97	0.06	0.19
27	3.45	1.43	0.66	0.18	0.46
29	2.87	1.58	1.14	0.09	0.15
30	3.82	2.22	1.12	0.14	0.16
32	2.58	1.06	0.77	0.24	0.23
38	3.36	1.26	1.46	0.14	0.19
39	3.4	2.0	1.19	0.12	0.21
41	3.1	0.86	1.16	0.12	0.18
42	4.6	0.84	1.32	0.13	0.20
43	3.44	0.82	1.32	0.10	0.18
45	4.04	1.04	0.86	0.33	0.35
46	5.13	1.00	1.89	0.13	0.21
47	3.44	0.74	1.90	0.31	0.39
Minimo	2.18	0.44	0.32	0.06	0.10
Máximo	8.49	6.16	4.97	0.56	0.46
Promedio	3.5	1.66	1.32	0.20	0.21

tabla 6.3 y están dentro de la norma para agua potable (NOM-127-SSA1-1994). Estos valores se utilizan más adelante para el diagrama de Piper.

ANÁLISIS DE DATOS

Mapas de concentración de nitrato

Las isolíneas de concentración de nitrato son el resultado de los valores de concentración de nitrato de cada pozo de las figuras 6.3a y b. Estas isolíneas se obtuvieron con el método *kriging* del SURFER 32 v. 6.01. Se escogió este método porque, como se observa en estas figuras, los pozos seleccionados están espaciados irregularmente. El método *kriging* construye mapas de contorno y superficie a partir de valores puntales geo-espaciados irregularmente.

La distribución espacial de las isolíneas de concentraciones de nitrato sobrepuestas en un modelo digital de elevación del Valle de Huamantla se observan en las figuras 6.5a y b. En términos generales, las isolíneas tienen el mismo patrón en los dos periodos de muestreo, en los pozos donde se registraron las máximas concentraciones en el periodo húmedo, ahí también se registraron las máximas concentraciones en el periodo seco.

En el primer muestreo (figura 6.5a) se observan cuatro máximos marcados con las letras b, c, d, y f. En los primeros tres las concentraciones de nitrato son mayores que la norma (44.29 mgL^{-1} de NO_3^-).

En el segundo muestreo (figura 6.5b) se observa que las trayectorias de las isolíneas de concentración de nitrato se vuelven más intensas debido a que las concentraciones aumentaron. Se detectan seis máximos (a, b, c, d, e y f) donde la concentración rebasa la norma. Estos máximos coinciden en cuanto a localización con los de la figura 6.5a y se encuentran en las partes bajas, principalmente al sur del valle. Las isolíneas de menor concentración corresponden a las montañas y lomeríos, que se encuentran al norte y suroeste.

En las figuras 6.6a y b se sobreponen las isolíneas de concentración de nitrato a un mapa de vegetación del INEGI. Se observa que los máximos (a, c y d) coinciden con áreas, del Valle de Huamantla, donde se practica agricultura de riego. Aunque en el mapa no se observan áreas de agricultura de riego en los ojos e y f, en campo se constató que en estos lugares también se practica este tipo de actividad. En estos lugares hay una actividad agropecuaria intensiva donde se siembran dos cultivos al año. Se observó, tanto en los ranchos como en los ejidos, que el agua subterránea es la única fuente de agua en los sistemas de irrigación.

El máximo b que lo forma el pozo Lienzo Charro, se encuentra en un área no agrícola. Este pozo se encuentra cerca de la zona urbana de Huamantla y junto a éste se ubicó un canal de aguas residuales de esta ciudad (figura 6.7). La infiltración del agua residual puede ser una fuente no agrícola de nitrógeno para el agua subterránea, como lo reportan Antón y Díaz (2000), Smith *et al.* (1999), Kaçaroğlu y Günay (1997), Hillaire-Marcel (1997) y Tase (1992).

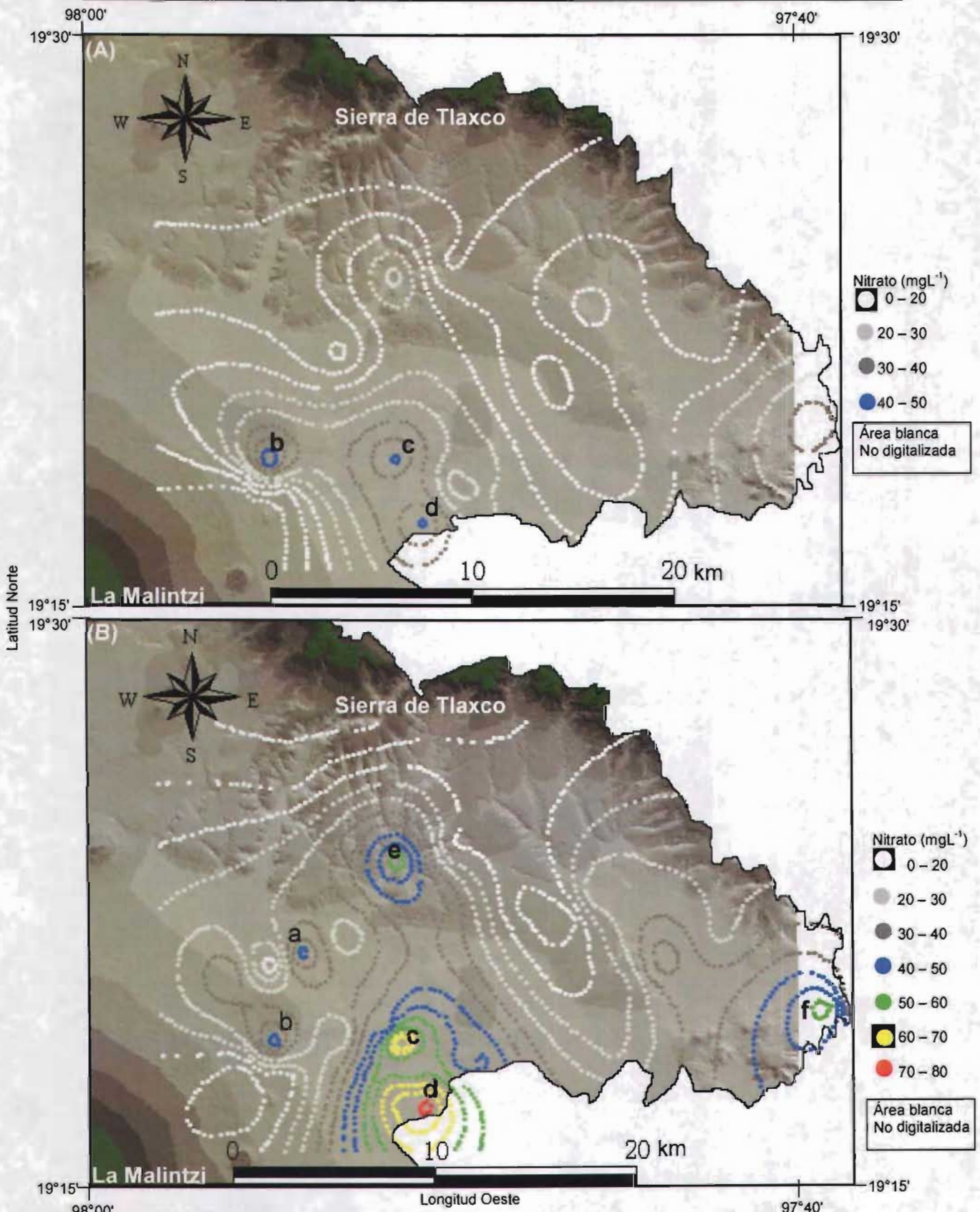


Figura 6.5 Isolíneas de concentración de nitrato (mgL⁻¹), agua subterránea Valle de Huamantla: (A) muestreo agosto-septiembre (periodo húmedo) 2001, (B) muestreo marzo-abril (periodo seco) 2002. Las letras a, b, c, d, e y f representan valores máximos (curvas de nivel INEGI 1995).

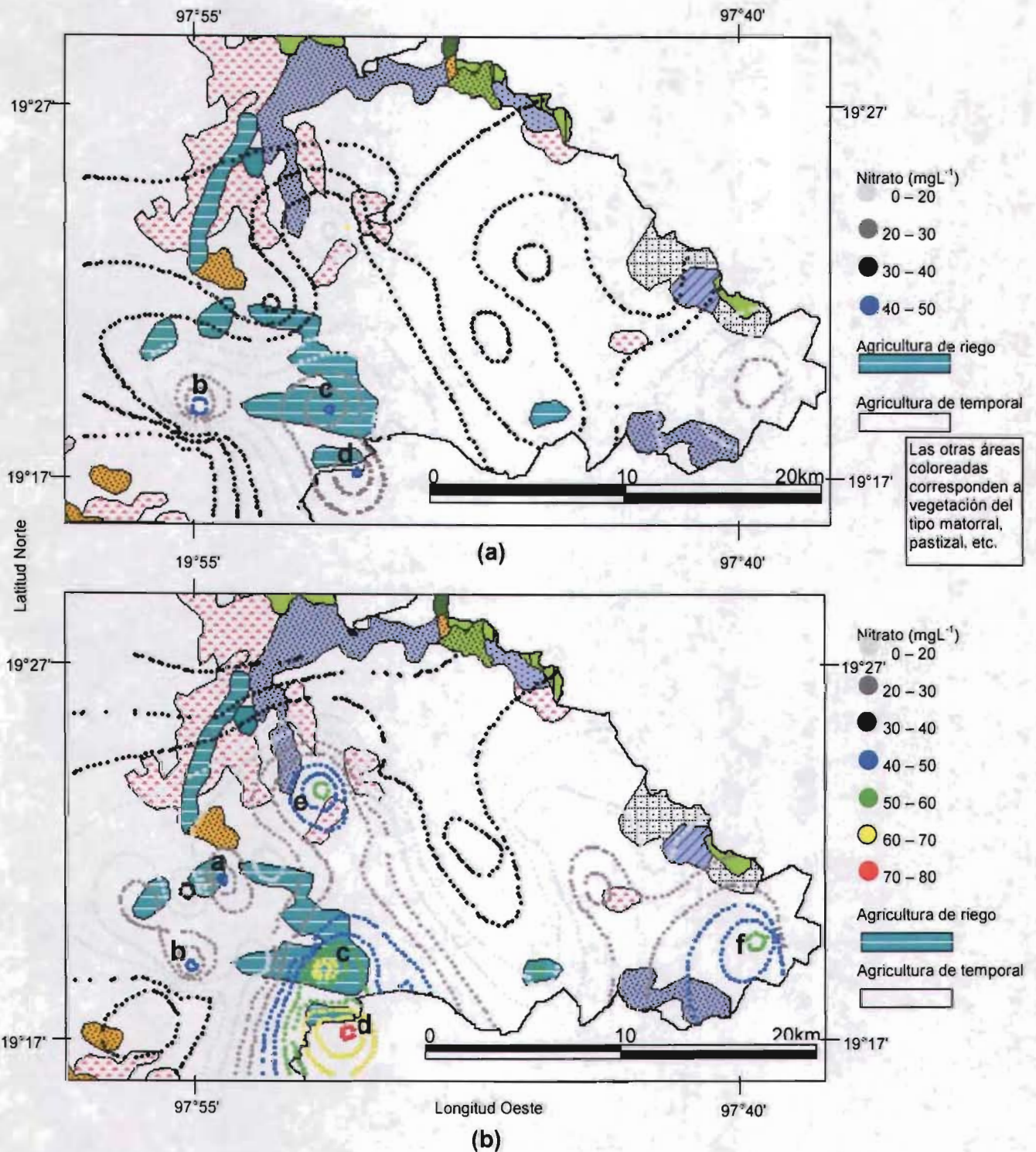


Figura 6.6 Mapa de vegetación (INEGI 1995) e isóneas de concentración de nitrato del Valle de Huamantla: (a) muestreo agosto-septiembre (periodo húmedo) 2001, (b) muestreo marzo-abril (periodo seco) 2002. Las letras a, b, c, d, e y f representan valores máximos.

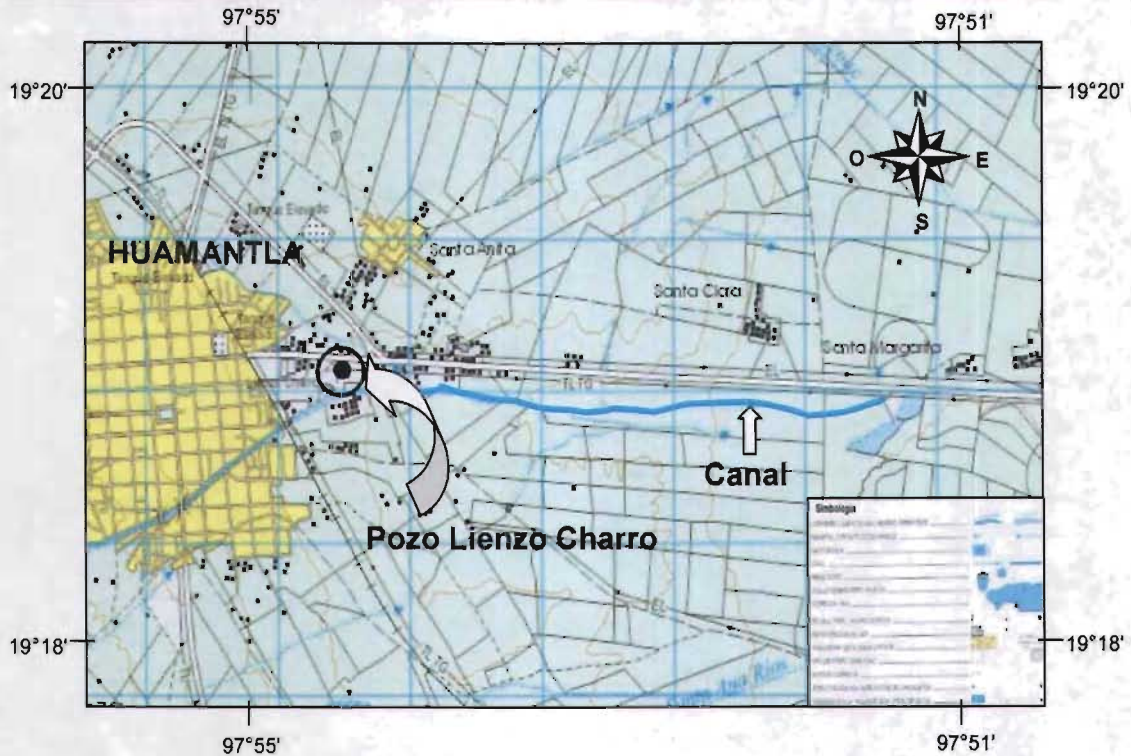


Figura 6.7 Pozo Lienzo Charro cerca de la zona urbana de Huamantla.

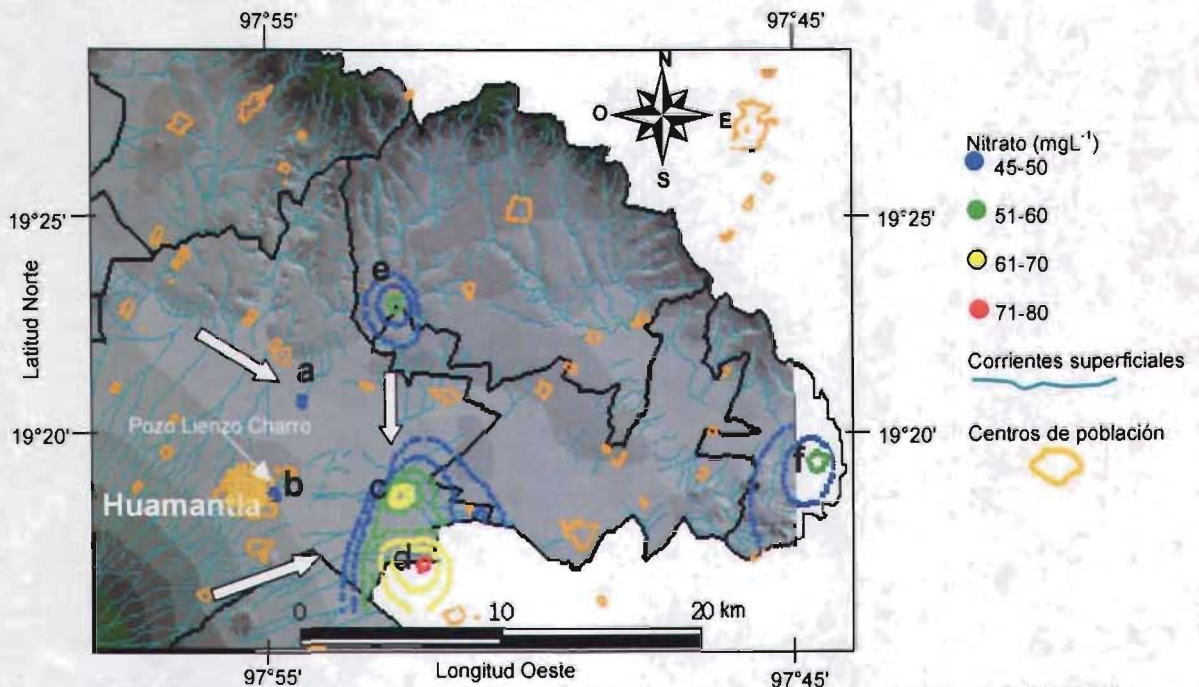


Figura 6.8 Escurrimientos e isóneas de las mayores concentraciones de nitrato. Las letras a, b, c, d, e y f representan valores máximos (curvas de nivel INEGI 1995).

También se puede observar en la figura 6.8 que a los máximos c y d confluyen gran parte de los escurrimientos de La Malintzi y de La Sierra de Tlaxco. Estos escurrimientos pueden acarrear nutrientes, como el nitrógeno, de las partes

altas del valle a estos sitios donde se encontraron las máximas concentraciones de nitrato.

Se encontró cierta tendencia al graficar la concentración de nitrato contra la profundidad del nivel estático PNE. Las rectas con pendientes positivas, que se observan en la **figuras 6.9a y b**, indican una tendencia inversamente proporcional de PNE con el nitrato. A menor profundidad del nivel estático mayor es la concentración. Este resultado coincide con lo reportado por Hudak (2000), Pulido-Bosch *et al.* (2000), Nolan *et al.* (1997), Mueller *et al.* (1995) y Spalding y Exner (1993).

Con los datos de la **tabla 6.3** no se encontró clara tendencia o relación del nitrato con el pH, potencial redox, conductividad eléctrica y algunos iones como cloruro, sulfato, calcio, magnesio y alcalinidad. Se esperaba que el nitrato tuviera una relación clara con el cloruro. Ya que estos aniones no son adsorbidos por el suelo, son transportados por advección por el flujo de agua y se aplican como fertilizantes. Esta nula relación puede indicar que el nitrato medido en el pozo, no necesariamente se generó y se lixivió en el sitio donde se encuentra el pozo. Sino que es transportado de corrientes arriba y se ha acumulado en los sitios donde se han detectado las máximas concentraciones (c, d y f).

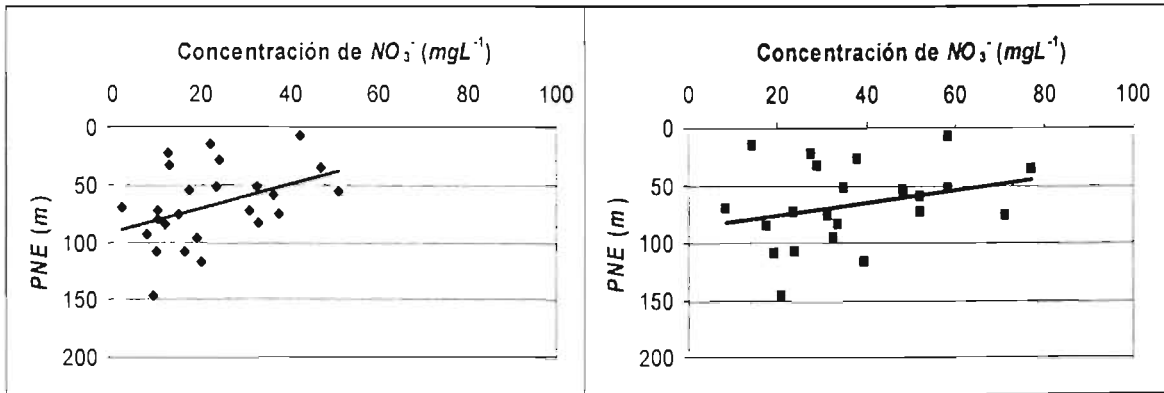
Diferenciación de la concentración de nitrato a partir de la localización de los pozos

a. Pruebas de normalidad

Numéricamente para que se determine que un conjunto de datos no tiene distribución normal, el estadístico $W_{calculada}$ de la prueba de normalidad Shapiro – Wilk debe ser mucho menor que el W_{tablas} (McBean and Rovers 1998). Para los datos de concentración de nitrato en agua subterránea del muestreo realizado en el periodo húmedo, los resultados que se obtuvieron son $W_{calculada} = 0.949$ y $W_{tablas} = 0.947$, y para el periodo seco, $W_{calculada} = 0.928$ y $W_{tablas} = 0.935$. Este resultado no es contundente para afirmar que el conjunto de datos de concentración de nitrato no tiene distribución normal. Sin embargo, las curvas de distribución de frecuencia de los datos de concentración de nitrato, de los dos periodos de muestreo, presentan distribución no normal (**figura 6.10**). La curva del muestreo del periodo húmedo está sesgada a la izquierda y la curva del periodo seco tiene una distribución trimodal. Los datos del periodo húmedo coinciden con lo encontrado por Hudak (2000).

La prueba visual de normalidad consiste en graficar los datos de la magnitud de la variable contra la función de distribución acumulativa. Si los datos tienen distribución normal formarán una línea recta (McBean y Rovers 1998). En la **figura 6.11** se muestra la distribución de la concentración de nitrato. Se observa que la concentración de nitrato no tiene distribución normal.

Reimann y Filzmoser (2000), proponen que el método gráfico es el más importante, por lo tanto, se puede decir que los datos de concentración de nitrato no tienen distribución normal. Precisamente por esta razón se realizó también



a) Periodo húmedo (2001)

b) Periodo seco (2002)

Figura 6.9 Gráfica profundidad nivel estático vs nitrato.

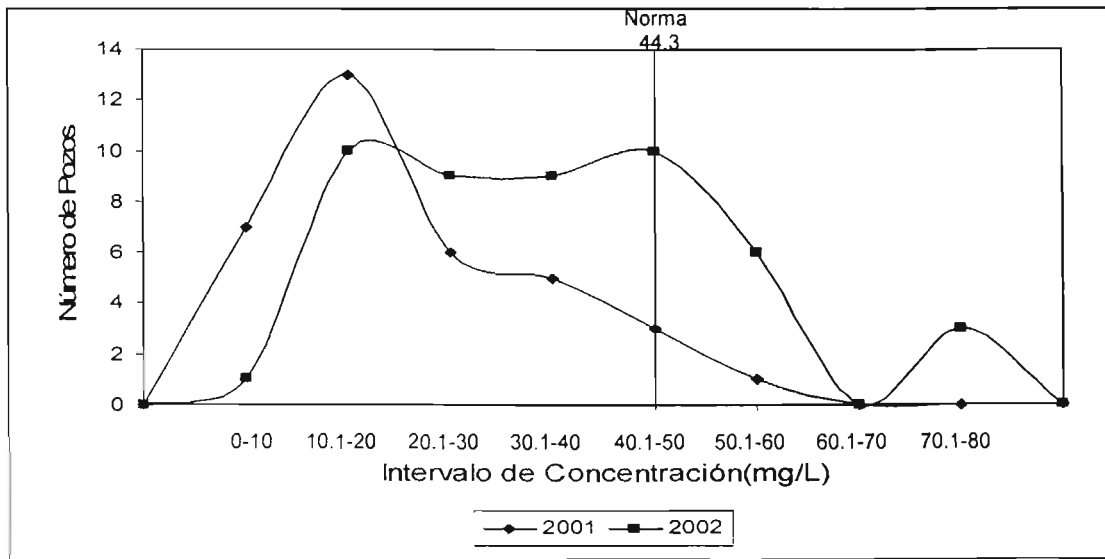


Figura 6.10 Distribución de concentración de nitrato de dos periodos de muestreo.

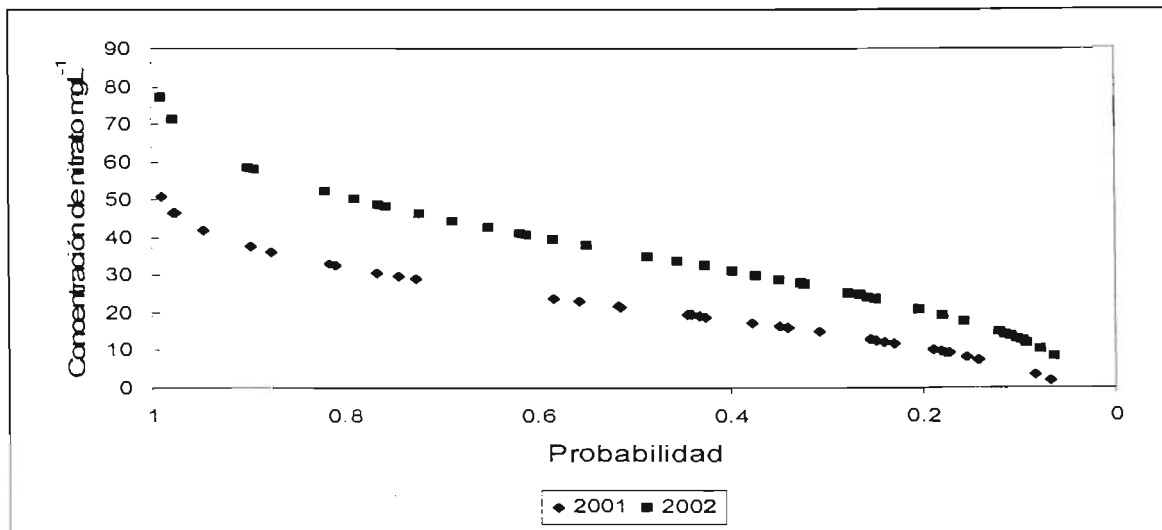


Figura 6.11 Prueba de distribución, datos de concentración de nitrato.

Tabla 6.4 Agrupación de pozos.

		Número de Pozo	Promedio de NO_3^- (mgL^{-1})	
			2001	2002
Uso de Agua	Potable	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11 12,13,14,15,16,17,48,49	18.6	30.3
	Riego	18,19,20,21,22,23,24,25,26,27,28,29, 30,31,32,33,34,35,36,37,38,39,40, 41,42,43,44,45,46,47	23.9	40.0
Ubicación	Planicie	4,10,12,14,15,18,21,22,23,24,25,26, 28,29,30,31,32,33,34,35,36,37,38,39 40,41,42,43,44,45,46,47,49	24.4	42.1
	Montaña	1, 2, 3,5,6,7,8,9,11,13,16,17,19,20, 27,48	15.7	24.2
Agricultura	Riego	4,10,12,14,15,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,30,31,32,33,34,35,36, 37,38,39,40,41,42,43,44,45,46,47	24.4	40.0
	Temporal	1,2,3,5,6,7,8,9,11,13,16,17,48,49	15.6	25.9
Nivel Estático (m)	0-50	12,26,37	17.1	36.6
	50-100	14,24,20,35,43,46,36,44,41	37	46.5
	100-150	16,33,38,39,45,18,9,6,8,21,28,31,40	20.0	39.4
	150-220	13,19,27,30,1,22,47,10,42,7,3,4,5,11 48,32,34,17	20.3	30.6

análisis estadístico no paramétrico.

b. Agrupación de pozos

Los grupos de pozos que resultaron de la agrupación con base en los cuatro parámetros; uso de agua, ubicación, tipo de agricultura y profundidad del nivel estático se encuentran en la **tabla 6.4**. Estos grupos tienen diferencias en los promedios de concentración de nitrato. Las mayores concentraciones de nitrato se observan en los grupos de pozos cuyo uso de agua es para riego, se encuentran en la planicie y donde se practica agricultura de riego. Respecto a la profundidad del nivel estático, la mayor concentración se observa en los pozos que se encuentran en el grupo de 50 – 100 m. La pregunta que surge es ¿Esas diferencias son producto de la influencia de las características de los lugares donde se encuentran los pozos?. Si es así, entonces los pares de grupos tendrán diferencias estadísticas significativas.

c. Análisis de varianza paramétrica

El resultado del análisis de varianza paramétrica de los cuatro parámetros de agrupación se encuentra en la **tabla 6.5**. Los valores de F considerando el periodo de muestreo (no incluido en la tabla) de los pozos agrupados con base en el nivel estático, agricultura, ubicación y uso de agua, resultaron igual a 17.8, 41.0, 53.9 y uso de agua, respectivamente. Estos valores son mayores a sus correspondientes $F_{\text{tablas}, 0.01}$ que se encuentran en la **tabla 6.5**. Esto significa que entre las dos

Tabla 6.5 Análisis de varianza paramétrica de los grupos de pozos.

Fuente de Variación	Valor de F		
	Grupos de pozos	Tablas	
		0.05	0.01
Nivel Estático	3.08	2.44	3.23
Agricultura (Temporal-Riego)	26.4	3.96	6.96
Ubicación (Planicie-Montaña)	43.4	3.96	6.96
Uso (Potable-Riego)	13.3	3.96	3.96

mediciones del nitrato en los dos periodos (seco y húmedo), existen diferencias altamente significativas, $\alpha = 0.01$. Lo que indica que la temporada de lluvias tiene influencia en la concentración de nitrato.

También resultó que las concentraciones de nitrato en los pozos que se usan para riego, que se encuentran en la planicie y donde se practica agricultura de riego, tienen diferencias altamente significativas de los pozos que se usan para agua potable, que se encuentran en los lomeríos y donde la agricultura es de temporal. Esto significa que el uso, la ubicación y tipo de agricultura donde se encuentra el pozo tienen una influencia en la concentración de nitrato. La combinación uso para riego, ubicación planicie y tipo de agricultura de riego se puede considerar como sinónimo de actividades agropecuarias intensivas. Lo anterior junto con los mapas de las figuras 6.6a y b demuestran que las máximas concentraciones de nitrato se asocian con este tipo de actividades.

En relación al nivel estático. El valor de F calculada resultó estar en el intervalo de los valores de tablas. Lo cual indica que los valores de concentración de nitrato tienen diferencias estadísticas significativas si se considera $\alpha = 0.05$, esto quiere decir que la profundidad del nivel estático tiene influencia en estos valores. Este resultado y el de la figuras 6.9a y b suponen una tendencia inversamente proporcional entre la concentración de nitrato y la profundidad del nivel estático.

d. Análisis de varianza no paramétrica

Los resultados del análisis de varianza no paramétrico, H de Kruskal-Wallis, demuestran que los pozos agrupados con base en su ubicación para el periodo seco, tienen diferencias altamente significativas ($H_{calculada} > H_{tabla,0.05}$). (tabla 6.6). Es decir las concentraciones de nitrato que se registraron en los pozos ubicados en la planicie (sur de la microcuenca), donde las actividades agropecuarias son intensas, difieren estadísticamente de los que se encuentran en los lomeríos o montaña (norte de la microcuenca) cuya agricultura es de temporal. Esto indica

Tabla 6.6 Análisis de varianza no paramétrica de los grupos de pozos.

Fuente de variación	Periodo	Valor de H de Kruskal-Wallis		
		Grupos de pozos	Tablas	
			0.05	0.01
Nivel Estático	húmedo	2.85	5.99	9.21
	seco	1.90	5.99	9.21
Agricultura (Temporal-Riego)	húmedo	6.18	7.81	11.34
	seco	5.73	7.81	11.34
Ubicación (Planicie-Montaña)	húmedo	5.86	3.84	6.63
	seco	11.01	3.84	6.63
Uso (Potable-Riego)	húmedo	2.21	3.84	6.63
	seco	3.03	3.84	6.63

Tabla 6.7 Comparación de los dos tipos de análisis de varianza, paramétrica y no paramétrica.

Fuente de variación	Paramétrica	No Paramétrica
Nivel Estático	Dif. Sig.	No Dif. Sig.
Agricultura (Temporal-Riego)	Dif. Alt. Sig.	No Dif. Sig.
Ubicación (Planicie-Montaña)	Dif. Alt. Sig.	Dif. Alt. Sig. (seco) Dif. Sig. (húmedo)
Uso (Potable-Riego)	Dif. Alt. Sig.	No Dif. Sig.

Dif. Sig. = Diferencias Significativas. Dif. Alt. Sig= Diferencias Altamente Significativas

que la agricultura intensiva contribuye de manera importante en la concentración de nitrato presente en el agua subterránea.

Comparación entre análisis de varianza paramétrica y no paramétrica

En la tabla 6.7 se comparan los resultados obtenidos con los dos tipos de análisis de varianza. Resultados aparentemente contrarios se obtuvieron para la agrupación de pozos con base en el nivel estático, tipo de agricultura y uso del agua. Respecto a la ubicación, los resultados difieren ligeramente para el muestro realizado en el periodo húmedo, el análisis de varianza paramétrica arroja diferencias altamente significativas y con el análisis de varianza no paramétrica se obtienen diferencias significativas.

La coincidencia del resultado de estos dos métodos en la agrupación con base en la ubicación de los pozos indica que el estadístico H detecta diferencias más marcadas que las obtenidas con el estadístico F . Prueba de esto es que el valor de F , de la agrupación de los pozos con el criterio de ubicación resultó ser el mayor de los otros tres. Estas diferencias en capacidades de F y H no necesariamente indican que sus resultados sean contradictorios. Sino que el método paramétrico detectó diferencias más pequeñas en los promedios de

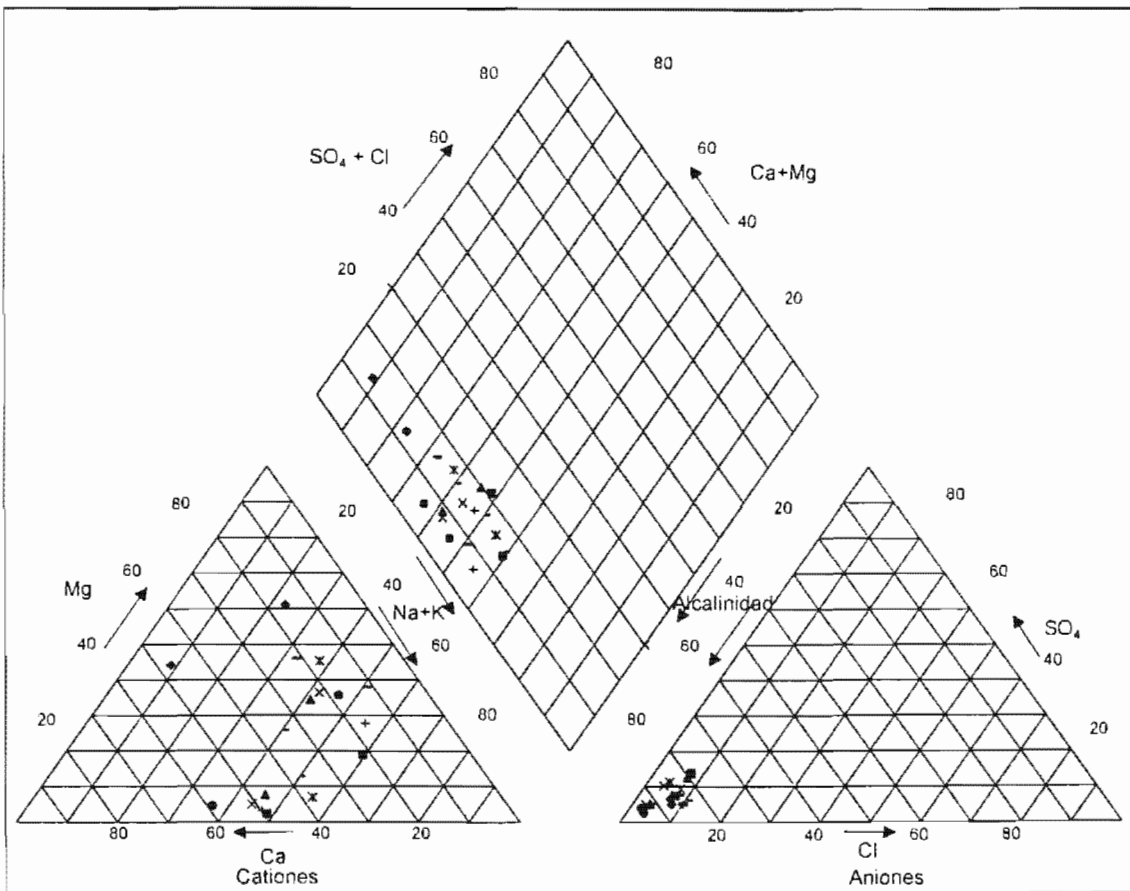
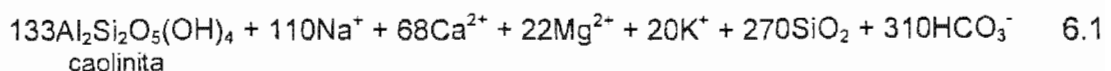
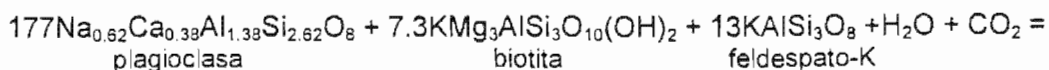


Figura 6.12 Diagrama de Piper, agua subterránea del Valle de Huamantla, Tlaxcala.

concentración, mientras que el método no paramétrico solo detectó la mayor diferencia de concentración de nitrato, medido en el periodo seco entre los pozos que se encuentran en la planicie y los pozos que se encuentran en la montaña o lomeríos.

DIAGRAMA DE PIPER

El diagrama de Piper, figura 6.12, muestra que el agua subterránea del área de estudio es del tipo de las bicarbonatadas porque todos los puntos están aglomerados en el vértice izquierdo del triángulo de los aniones. Respecto a los cationes no hay un tipo predominante. Esta característica puede deberse a la interacción del agua con la matriz rocosa del acuífero. El acuífero del Valle de Huamantla está conformado por sedimentos piroclásticos que contienen feldespatos y plagioclasas. En la intemperización de la plagioclasa, la biotita y feldespato potásico se liberan estos iones, entre los cuales el bicarbonato es el más abundante (Drever 1997):



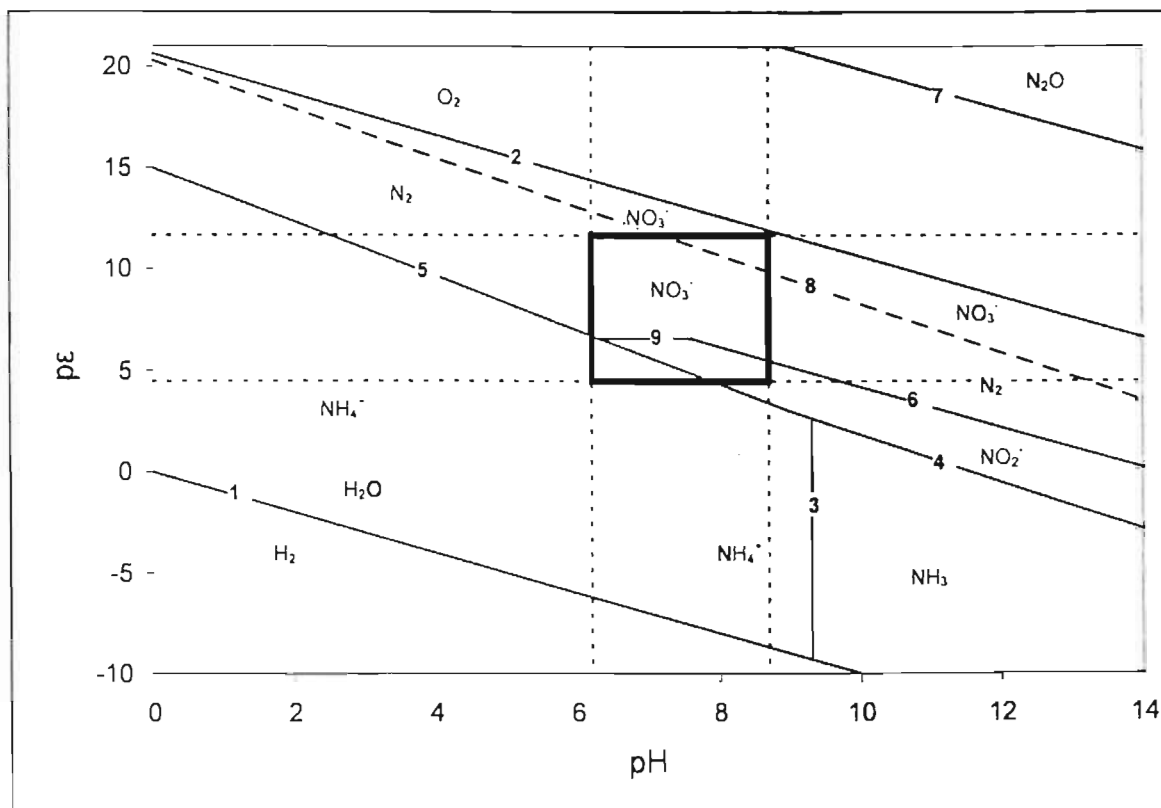


Figura 6.13 Diagrama $p\epsilon$ -pH de algunas especies de nitrógeno, las líneas continuas indican el equilibrio. El cuadro muestra el área de predominancia del pH y $p\epsilon$ medidos en el agua subterránea del Valle de Huamantla, Tlaxcala.

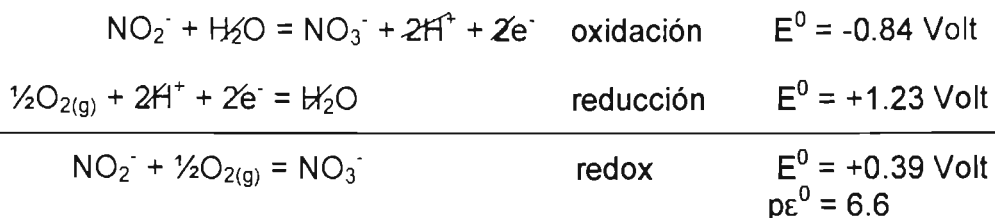
DIAGRAMA E_H -pH

En la construcción del diagrama E_H o $p\epsilon$ -pH del nitrógeno (figura 6.13), se consideraron las siguientes especies NH_4^+/NH_3 , NO_2^- , NO_3^- , N_2O y N_2 . La línea 8 indica el equilibrio entre $N_{2(g)}$ y NO_3^- , es decir que el $N_{2(g)}$ se convierte a NO_3^- y viceversa, lo cual no se verifica en la naturaleza, porque el nitrato no es una de las especies principales de las aguas naturales y el gas nitrógeno es abundante en la atmósfera (Snoeyink y Jenkins 1990). Por esta razón la línea 8, punteada, se debe considerar con ciertas reservas.

Los intervalos de pH y $p\epsilon$ registrados para el agua subterránea del Valle de Huamantla se encuentran en el cuadrado que está en la figura 6.13. El área de este cuadro incluye áreas de predominancia de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- . Por las consideraciones establecidas en el párrafo anterior no se considera N_2 atmosférico y por lo tanto el área de predominancia del NO_3^- está limitada por las líneas 2, 5 y 6, esta especie ocupa la mayor superficie de este cuadrado.

Por medio del cromatógrafo de iones no se encontró nitrito en el agua subterránea del Valle de Huamantla. La oxidación del nitrógeno del nitrito genera dos

electrones que reducen el oxígeno atmosférico, de la unión del nitrito oxidado y oxígeno reducido se produce nitrato, como a continuación se escribe:



y

$$p\epsilon^0 = -\frac{1}{2}\log P_{\text{O}_2} + \log\left(\frac{[\text{NO}_3^-]}{[\text{NO}_2^-]}\right) \quad 6.2$$

en equilibrio con la atmósfera y sabiendo que $P_{\text{O}_2} = 0.21 \text{ atm}$, se obtiene que $[\text{NO}_3^-]/[\text{NO}_2^-] = 10^{6.26}$, este cociente indica que predomina nitrato, línea 9 de la figura 6.13. Se puede decir que, en condiciones ambientales en contacto con la atmósfera, que contiene 21 % oxígeno, el nitrito presente en una solución acuosa tenderá a transformarse a nitrato. Es posible que en el agua subterránea contenida en la(s) unidad(es) geológica(s) se encuentre nitrito. Puede ser que por aireación, durante el bombeo, se forme nitrato por oxidación del nitrito, disminuyendo la concentración de nitrito hasta niveles no detectables.

Por otro lado, Christensen *et al.* (2000), apuntan que las reacciones redox no necesariamente indican que la reacción ocurrirá ni sugieren como la reacción procederá. La escala redox solamente indica que la reacción es posible desde un punto de vista termodinámico. Hay una enorme diferencia entre el concepto termodinámico del potencial electroquímico y un potencial electroquímico medido. El primero es una construcción teórica, mientras que el segundo resulta de un ejercicio práctico en química analítica. Bajo ciertas condiciones, los dos se pueden asociar de una manera significativa para evaluar las condiciones redox del agua subterránea.

El nitrito es una especie transitoria en las aguas naturales, sólo existen cantidades importantes en un intervalo muy estrecho de $p\epsilon$ y rápidamente se interconvierte a nitrato (Snoeyink y Jenkins 1990). La inestabilidad del nitrito y su tendencia a convertirse a nitrato está indicada por el valor positivo de $p\epsilon^0$ igual a 6.6 de la reacción $\text{NO}_2^- + \frac{1}{2}\text{O}_{2(\text{g})} = \text{NO}_3^-$. Con este valor de $p\epsilon^0$ se obtiene un valor negativo de la energía libre de Gibbs ΔG^0 igual a $-17.98 \text{ kcal mol}^{-1}$, lo cual indica que la reacción se verifica tal y como está escrita.

La ausencia de nitritos en las muestras podría deberse a problemas en el muestreo, Christensen *et al.* (2000), puntualizan aspectos del muestreo diciendo que, para medir potenciales redox confiables, se debe evitar que la muestra se altere cuando se bombea del pozo a la celda de medición, mediante el empleo de filtro de gases en las conexiones y tubería. Una importante precaución, para obtener potenciales representativos, es el tiempo con el cual se registra el potencial, el cual debe ser hasta que se obtenga un potencial estable. Esto asegura que no haya desviaciones debido a las trazas de O_2 , también indica que

la composición del flujo de agua subterránea no cambia dramáticamente y que el potencial medido es representativo del agua subterránea de la zona de captura del pozo. Lecturas estables de conductividad eléctrica, pH y E_H se obtienen con electrodos en la celda de flujo en aproximadamente 30 minutos (Christensen *et al.* 2000). De esta misma forma se realizaron las mediciones en este trabajo, por lo que los resultados de E_H pueden considerarse representativos.

6.2 CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA K DETERMINACIÓN DE K_s

En la **tabla 6.8** se encuentran los valores de K_s de los 60 cilindros que se emplearon. Se obtuvieron buenos valores de R^2 que relacionan el flujo de agua Q y la carga hidráulica h . Solamente en dos cilindros, que se extrajeron a 30 cm de profundidad, la R^2 tuvo valores menores que 0.9. En un cilindro se obtuvo pendiente negativa, por lo cual no se puede calcular K_s . En cuatro cilindros se obtuvieron valores muy altos de K_s entre 0.047 y 0.252 cms^{-1} (40.6 y 218.1 md^{-1} respectivamente). Los valores subrayados se descartaron para graficar K_s contra la profundidad (**figura 6.14**). Los puntos en esta gráfica son los promedios de los cilindros considerados en cada profundidad. El promedio aritmético K_s de todo el perfil es de $5.3 \times 10^{-3} \text{ cms}^{-1}$, con desviación estándar igual a 2.7×10^{-3} y desviación estándar relativa DER alta de 51 %. Esta elevada DER refleja la heterogeneidad del material. La tendencia de K_s es decreciente con la profundidad, se encuentra entre $1.25 \times 10^{-2} \text{ cms}^{-1}$ (10.8 md^{-1}) y $2.3 \times 10^{-3} \text{ cms}^{-1}$ (1.99 md^{-1}) a 0-5 y 70-75 cm de profundidad respectivamente. Para 0 – 40, 40 – 60 y 60 – 97 cm de profundidad las K_s 's promedio son 7.6×10^{-3} , 4.5×10^{-3} y $3.2 \times 10^{-3} \text{ cms}^{-1}$ respectivamente. Estos resultados coinciden con los intervalos de conductividad hidráulica saturada publicados por Fetter (2001) para este tipo de suelos.

TEXTURA, D_a y VTP

Textura

Los resultados del análisis de textura, para tres profundidades del suelo, se encuentran en la **tabla 6.9**. El porcentaje de arena predomina en todo el perfil. Los porcentajes de arcilla y limo no son muy diferentes entre si. Al ubicar estos porcentajes en el triángulo de textura de *USDA* (Gee y Bauder 1986), resulta que el suelo en estudio se puede clasificar como franco arenoso.

D_a y VTP

En la **tabla 6.10** se presentan los resultados de la densidad aparente D_a y del volumen total de poro VTP, para cada 5 centímetros de profundidad del suelo. El VTP es menor en el piso de arado entre 30 y 40 cm de profundidad. El piso de arado es la profundidad en la que el arado ya no alcanza a remover el suelo y por lo tanto está compactado. A esta misma profundidad la D_a es mayor.

FUNCIÓN DE CAPACIDAD DE AGUA DEL SUELO (CURVA DE RETENCIÓN)

En la **tabla 6.11** se reportan los datos de potencial matricial h y contenido volumétrico de agua θ . Cada valor θ es el promedio del número de cilindros empleados, este número no es constante en todo el intervalo h en el que se

Tabla 6.8 Conductividad hidráulica saturada calculada empleando la pendiente de la recta de Q vs h en cada cilindro.

Prof. (cm)	# cilindro	Ks (cms ⁻¹)	Ks (md ⁻¹)	R ²	Prof. (cm)	# cilindro	Ks (cms ⁻¹)	Ks (md ⁻¹)	R ²
0	192	0.013	11.493	0.978	50	8	0.009	7.969	0.983
a	127	0.012	10.797	0.948	a	21	0.008	7.004	0.950
5	68	0.208	179.803	0.994	55	23	0.006	4.781	0.983
5	109	0.047	40.585	0.972	55	25	0.007	6.465	0.993
a	116	0.156	134.504	0.995	a	26	0.006	4.849	0.989
10	102	0.005	4.579	0.980	60	27	0.009	7.430	0.985
10	99	-----	-----		60	37	0.003	2.873	0.990
a	115	0.009	7.857	0.927	a	51	0.004	3.255	0.996
15	110	0.008	6.644	0.960	65	52	0.006	4.938	0.943
15	56	0.008	6.689	0.897	65	58	0.004	3.749	0.933
a	100	0.009	7.834	0.935	a	65	0.002	1.369	0.971
20	103	0.005	4.310	0.958	70	55	0.003	2.918	0.951
20	266	0.006	4.849	0.963	70	82	0.003	2.694	0.973
a	198	0.011	9.607	0.978	a	71	0.001	0.943	0.985
25	90	0.007	5.836	0.917	75	87	0.003	2.402	0.992
25	174	0.005	4.310	0.962	75	104	0.004	3.569	0.965
a	297	0.004	3.592	0.981	a	95	0.003	2.985	0.958
30	284	0.003	2.851	0.508	80	92	0.004	3.210	0.964
30	24	0.252	218.120	0.026	80	106	0.008	6.757	0.980
a	191	0.006	5.387	0.972	a	111	0.003	2.492	0.977
35	341	0.004	3.322	0.987	85	105	0.003	2.649	0.985
35	113	0.011	9.854	0.993	85	130	0.004	3.030	0.968
a	108	0.008	6.891	0.956	a	128	0.005	3.996	0.979
40	135	0.008	6.667	0.933	90	112	0.009	7.430	0.968
40	166	0.005	4.108	0.984	90	132	0.002	1.975	0.969
a	154	0.007	6.218	0.986	a	150	0.003	2.626	0.955
45	200	0.004	3.412	0.953	95	159	0.005	3.906	0.985
45	98	0.002	1.975	0.947	95	290	0.004	3.441	0.986
a	28	0.004	3.861	0.981	a	294	0.003	2.559	0.978
50	29	0.003	2.312	0.969	100	194	0.002	2.155	0.966

Tabla 6.9 Distribución de la textura en el perfil del suelo.

Profundidad (cm)	Textura		
	% Arena	% Limo	% Arcilla
0-40	76.7	11.5	11.8
40-60	71.1	16.9	12.0
60-97	70.9	15.2	13.9

Tabla 6.10 Volumen total de poro y densidad aparente del perfil de suelo donde se extrajeron los núcleos para las columnas.

	Profundidad (cm)																		
	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95
VTP(%)	52.8				46.9				54.78				54.41						
Da(gcm ⁻³)	1.27				1.42				1.3				1.29						

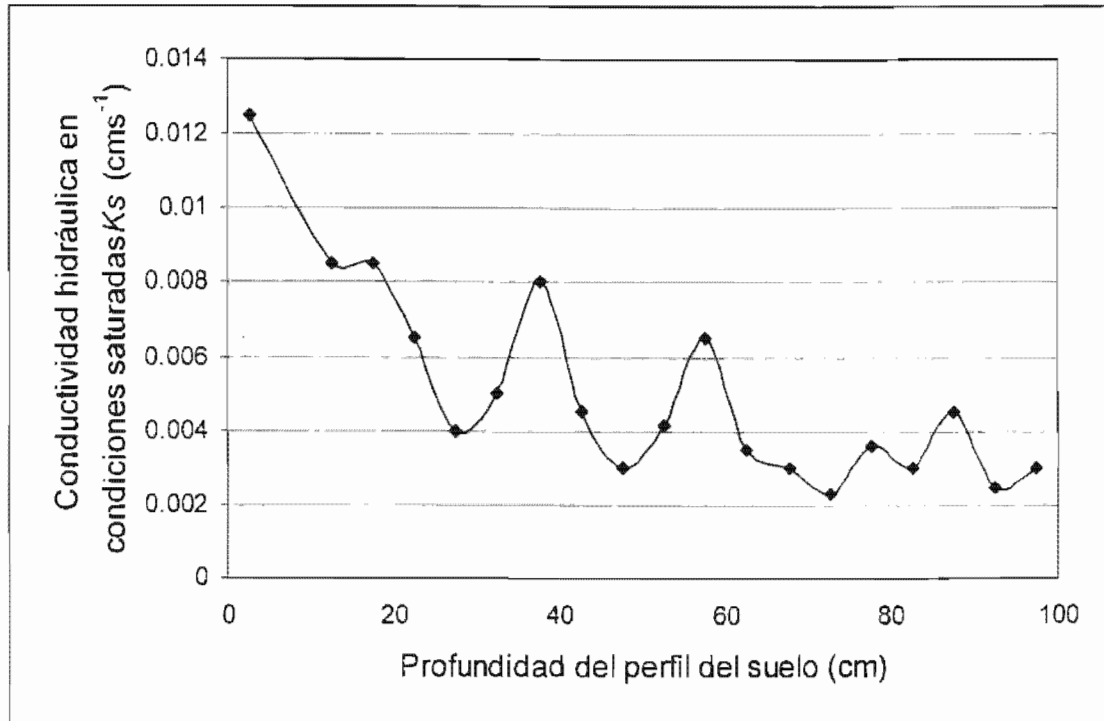


Figura 6.14 Conductividad hidráulica en condiciones saturadas en el perfil del suelo.

Tabla 6.11 Potencial matricial y contenido volumétrico de agua medidos en laboratorio.

Potencial Matricial h (m)	Contenido de agua θ (cm ³ cm ⁻³), en tres profundidades del perfil de suelo (cm)		
	0 – 40	40 – 60	60 – 97
0.250	0.3488	0.3513	0.3679
0.600	0.2315	0.2832	0.3183
1.000	0.1574	0.2088	0.2288
3.400	0.1201	0.1769	0.1663
10.197	0.1013	0.1636	0.1473
30.592	0.0875	0.1409	0.1148
50.987	0.0902	0.1309	0.1093
71.382	0.0857	0.1223	0.1017
101.974	0.1019	0.1353	0.1154
152.961	0.1038	0.1246	0.1209

trabajó. En la figura 6.15 se grafican todos los pares (h, θ) que se obtuvieron en cada cilindro. Los datos están distribuidos de manera semejante a la curva descrita por las ecuaciones de van Genuchten (1980) y de Brooks y Corey (1964). A menor contenido de agua el potencial matricial es mayor y viceversa. No fue posible determinar el potencial matricial cuando $\theta = 0$, para determinar este punto es necesario aplicar presión de varios órdenes de magnitud. El punto $h = 0$ es

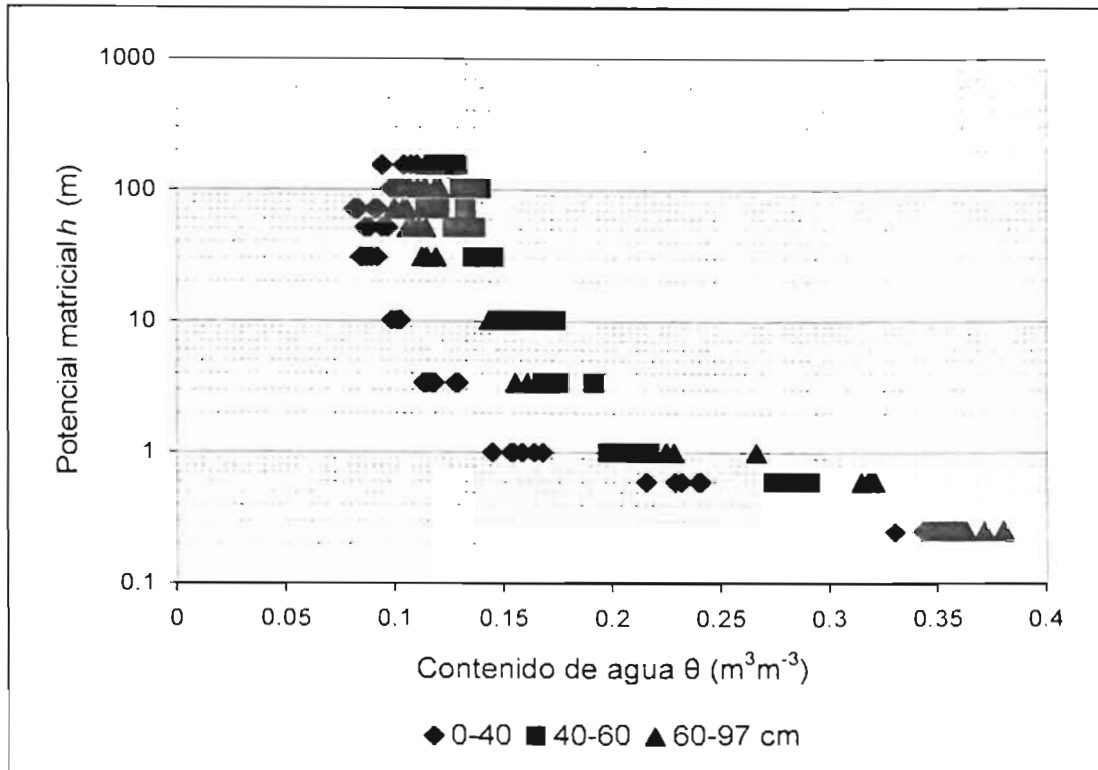


Figura 6.15 Curva de retención de agua para tres profundidades del perfil del suelo.

cuando $\theta = \theta_s$ y θ_s se puede considerar igual al volumen total de poro VTP, que para 0 – 40, 40 – 60 y 60 – 97 cm de profundidad son iguales a 0.528, 0.469 y 0.544 respectivamente. La curva 0 – 40, con menor pendiente, indica que a un cierto valor de h , contiene menos agua que el suelo de las otras dos profundidades y que θ no cambia rápidamente en función de h . Esto coincide con los datos de K_s y textura, los cuales señalan que el suelo de 0 a 40 cm de profundidad tiene mayor conductividad hidráulica saturada y mayor porcentaje de arena (tabla 6.9). La tendencia de la curva de retención del suelo para las otras dos profundidades es similar. Las tres curvas convergen en la saturación y se ramifican a medida que el contenido volumétrico de agua disminuye.

Estimación de los parámetros de la curva de retención de agua

Los valores de los parámetros de la ecuación de van Genuchten (1980), obtenidos con el RETC v. 6.0 y RosettaLite v. 1.0 se encuentran en la tabla 6.12. Se observan claras diferencias entre los resultados de los dos programas. De los cinco parámetros solo se determinaron experimentalmente θ_s y K_s , con los cuales se pueden comparar los resultados obtenidos con estos programas. Respecto a θ_s : 1) el programa RETC v. 6.0 dio un resultado de 0.405 y 0.565 cercano al VTP igual a 0.498 y 0.548 de las profundidades de 0-40 y 40-60 cm, respectivamente. Para la profundidad de 60 – 97 cm el valor de θ_s es igual a 0.28 y el valor de VTP es igual a 0.544; 2) con el programa RosettaLite v. 1.0 se obtuvieron valores de θ_s iguales a 0.379, 0.382 y 0.381 en las tres profundidades. En cuanto a K_s , los dos

Tabla 6.12 Parámetros del modelo de van Genuchten (1980), para un suelo franco arenoso del Estado de Tlaxcala, calculados con RETC v. 6.0 y RosettaLite 1.0.

	$\theta_r(\text{cm}^3\text{cm}^{-3})$	$\theta_s(\text{cm}^3\text{cm}^{-3})$	$\alpha(\text{m}^{-1})$	n	m	L	$K_s(\text{cms}^{-1})$
Parámetros de entrada calculados con RETC v. 6.0							
Para las tres profundidades	0.065	0.41	7.5	1.89	0.4709	0.5	2.9×10^{-4}
Profundidad	Parámetros de salida en RETC v. 6.0						
0-40 cm	0.0955	0.4049	2.7424	2.4113	0.585	0.5	2.9×10^{-4}
40-60	0.1230	0.5655	10.744	1.5920	0.372	0.5	2.8×10^{-4}
60-97	0.0000	0.2804	1.3576	1.2061	0.171	0.5	1.9×10^{-4}
Parámetros de entrada en RosettaLite v.1.0							
	Arena (%)		Limo(%)		Arcilla(%)		
0-40	76.71		11.5		11.79		
40-60	71.1		16.9		12.0		
60-97	70.9		15.16		13.94		
Parámetros de salida en RosettaLite v.1.0							
	$\theta_r(\text{cm}^3\text{cm}^{-3})$	$\theta_s(\text{cm}^3\text{cm}^{-3})$	$\alpha(\text{m}^{-1})$	n	m	L	$K_s(\text{cms}^{-1})$
0-40	0.0493	0.379	0.034	1.504	0.335	-	6.4×10^{-4}
40-60	0.0467	0.382	0.034	1.424	0.298	-	4.9×10^{-4}
60-97	0.0501	0.381	0.033	1.4092	0.290	-	4.3×10^{-4}

programas dieron valores menores que los medidos experimentalmente. El RETC v. 6.0 dio valores de K_s iguales a 2.9 , 2.8 y $1.9 \times 10^{-4} \text{ cms}^{-1}$, para 0-40, 40-60 y 60-97 cm de profundidad, respectivamente. Con el RosettaLite v.1.0 se obtuvieron valores de 6.4 , 4.9 y $4.3 \times 10^{-4} \text{ cms}^{-1}$ para las tres profundidades. Estos valores están dentro del intervalo de conductividad hidráulica reportado para suelos arenosos (Fetter 2001). También, como en el caso de la K_s medida, con los dos programas se observa que la conductividad hidráulica disminuye con la profundidad del suelo. La K_s medida resultó ser mayor que las calculadas con los programas en aproximadamente un orden de magnitud ($5.3 \times 10^{-3} > 2.5 \times 10^{-4} \text{ cms}^{-1}$).

En la tabla 6.13 se encuentra el contenido de agua medido y el calculado con la ecuación de van Genuchten (1980) y el programa RETC v. 6.0. Resultaron buenos valores de R^2 para profundidades de 0 – 40 y 40 – 60, pero no así para 60 – 97 cm de profundidad. Esto se puede deber a que el programa dio como resultado un valor de θ_s , para esta profundidad, muy bajo comparado con el VTP y un valor de θ_r igual a 0. La figura 6.16 muestra los datos (puntos) del contenido volumétrico de agua medidos y las curvas (líneas) del modelo de van Genuchten (1980) empleando los parámetros estimados con el programa RETC v. 6.0. Las curvas 0-40 y 40-60 cm muestran un buen ajuste con los resultados experimentales. La curva 60 – 97 está desplazada hacia la izquierda debido a que tiene menores valores de θ_s y θ_r , y el intervalo entre estos es menor que en las otras dos curvas, lo cual hace que esté alargada verticalmente, este comportamiento podría deberse al mayor porcentaje de arcilla a esta profundidad del perfil del suelo (van Genuch-

Tabla 6.13 Contenido de agua observado y calculado, con RETC v. 6.0, en función del potencial matricial y sus coeficientes de regresión

Potencial Matricial (Ψ_m) (m)	Contenido de agua θ ($\text{cm}^3\text{cm}^{-3}$), en tres profundidades (cm) del perfil de suelo					
	0-40		40-60		60-97	
	Obs.	Cal.	Obs.	Cal.	Obs.	Cal.
0.250	0.3488	0.3493	0.3513	0.3529	0.3679	0.2691
0.600	0.2315	0.2268	0.2832	0.2671	0.3183	0.2540
1.000	0.1574	0.1664	0.2088	0.2306	0.2288	0.2406
3.400	0.1201	0.1087	0.1769	0.1755	0.1663	0.1995
10.197	0.1013	0.0983	0.1636	0.1505	0.1473	0.2716
30.592	0.0875	0.0961	0.1409	0.1373	0.1148	0.1298
50.987	0.0902	0.0958	0.1309	0.1336	0.1093	0.1170
71.382	0.0857	0.0957	0.1223	0.1317	0.1017	0.1092
101.974	0.1019	0.0956	0.1353	0.1300	0.1154	0.1015
152.961	0.1038	0.0955	0.1246	0.1285	0.1209	0.0933
R^2	0.9915		0.9800		0.6069	

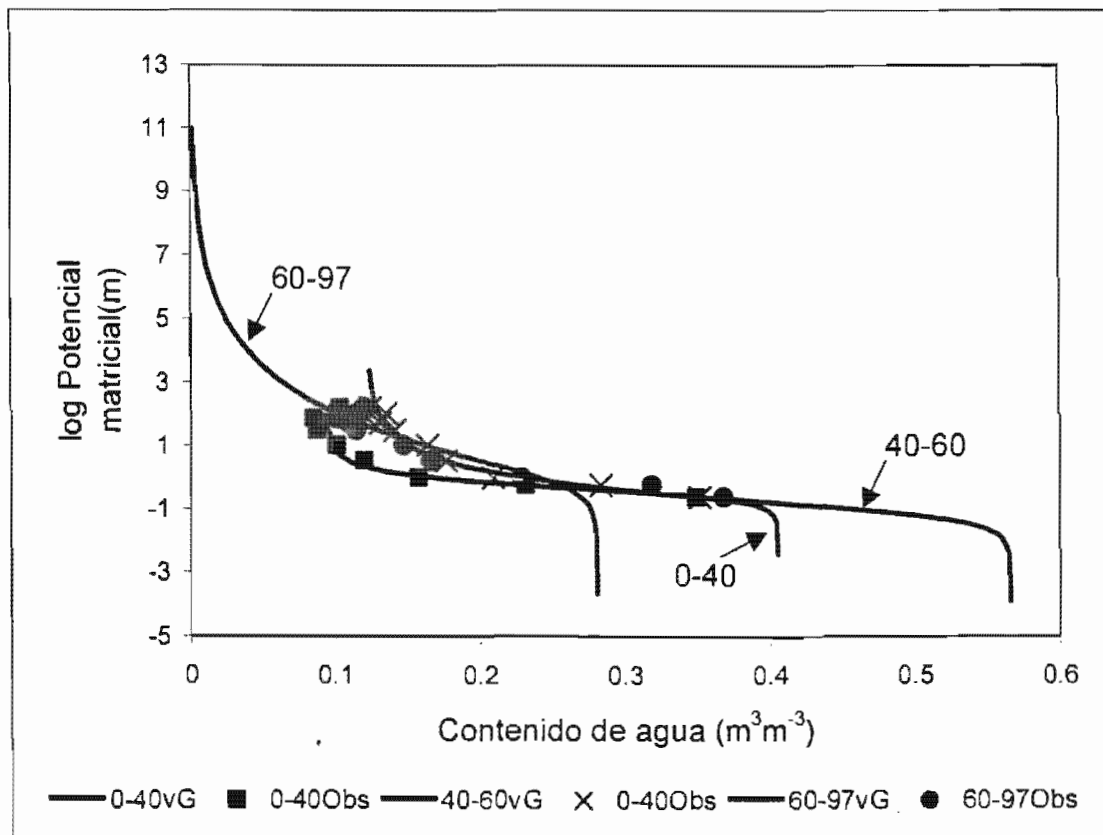


Figura 6.16 Curvas de retención de humedad observada (Obs) y ajustada (vG) con el programa RETC v. 6.0.

ten y Liej 1992). La curva 40 – 60 tiene el mayor intervalo entre θ_s y θ_r y es la que tiene el mayor alargamiento horizontal, el suelo a esta profundidad tiene mayor cantidad de limo comparado con las otras dos profundidades. Una curva alargada horizontalmente indicaría que el contenido de agua no cambia bruscamente en función de la carga de presión aplicada.

DETERMINACIÓN DE $K(\theta)$

El programa RETC v. 6.0 emplea la ecuación 2.14 (página 22), que es la solución de la ecuación 2.9 (página 21) propuesta por Mualem (1976), y los parámetros de la tabla 6.12 para determinar la función $K(\theta)$ (conductividad hidráulica en función del contenido volumétrico de agua en el suelo). En la figura 6.17 se encuentran las gráficas de $K(\theta)$ en md^{-1} , para transformar a cms^{-1} dividir por 864. Se observa que las curvas de esta función son diferentes, pero con la misma tendencia, para las tres profundidades. La conductividad hidráulica es mayor en la superficie del suelo de 0 – 40 cm, y es menor entre 40 y 60 cm de profundidad, coincidiendo que a esta última profundidad el VTP es menor y la densidad aparente D_a es mayor que en las otras dos profundidades. Los valores D_a para las tres profundidades 0-40, 40 – 60 y 60 – 97 cm son 1.27, 1.42 y 1.30 gcm^{-3} respectivamente.

La curva de 60 – 97 cm de profundidad del perfil, difiere considerablemente de las otras dos curvas por sus valores de θ_r y θ_s los cuales son afectados por mayor contenido de arcilla. Cuando θ es igual a θ_s entonces $K(\theta)$ es igual a K_s y cuando $\theta = 0$, $K_s = 0$. Con la combinación de las ecuaciones 2.9 y 2.11 (pág. 22) se obtiene la ecuación $K(\theta)$ (unidades en md^{-1}) del tipo van Genuchten-Mualem, para cada una de las curvas de la figura 6.17:

Para 0 – 40 cm

$$K(\theta) = 0.2494 * \left(\frac{\theta}{0.309} - 0.308 \right)^{0.5} * \left[1 - \left(1 - \left(\frac{\theta}{0.309} - 0.308 \right)^{1.7} \right)^{0.585} \right]^2$$

Para 40 – 60 cm

$$K(\theta) = 0.2397 * \left(\frac{\theta}{0.442} - 0.278 \right)^{0.5} * \left[1 - \left(1 - \left(\frac{\theta}{0.442} - 0.278 \right)^{2.7} \right)^{0.372} \right]^2 \quad 6.3$$

Para 60 – 97 cm

$$K(\theta) = 0.1639 * \left(\frac{\theta}{0.28} \right)^{0.5} * \left[1 - \left(1 - \left(\frac{\theta}{0.28} \right)^{5.9} \right)^{0.171} \right]^2$$

6.3 PRUEBA EN COLUMNAS

EXTRACCIÓN DE LOS NÚCLEOS DE SUELO

Para el suelo fluvisol del sitio donde se extrajeron los núcleos, los tubos de PVC calibre R25 mostraron buena resistencia al esfuerzo que estuvieron sujetos para hincarlos al suelo.

CONSTRUCCIÓN PRUEBA EN COLUMNAS

En la imagen de la figura 6.18 se presenta la construcción final de la prueba en columnas. La operación de este instrumento resultó ser fácil y su construcción tuvo bajo costo económico. Se controlaron en muy buena medida las aplicaciones

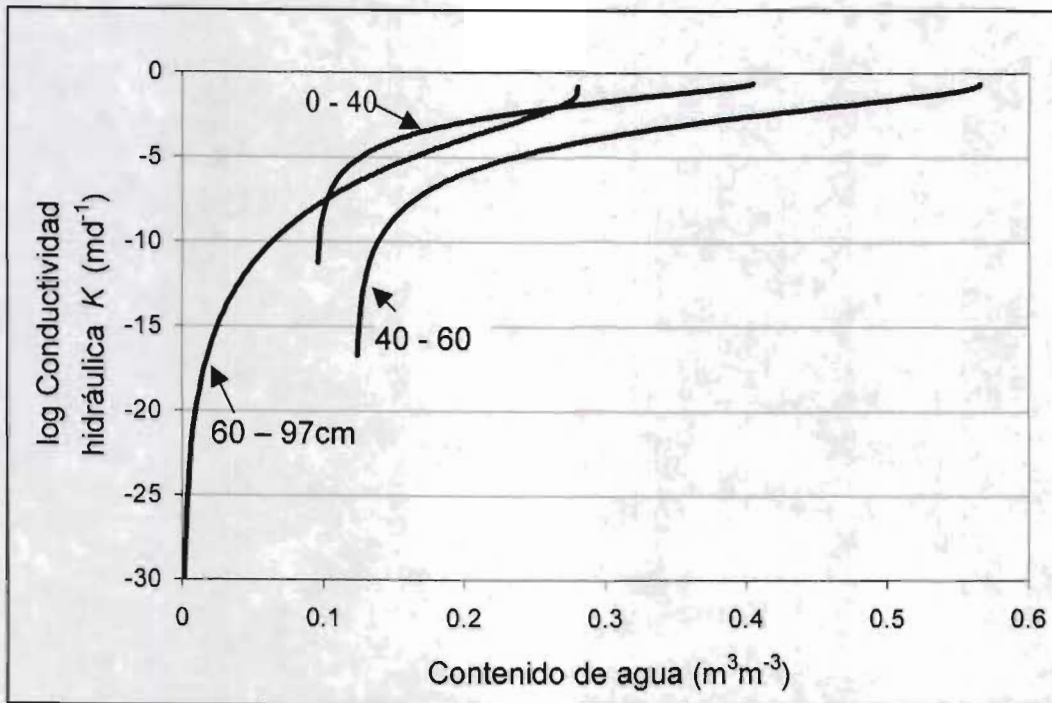


Figura 6.17 Función $K(\theta)$ determinada con el programa RETC v. 6.0 (IGWMC 2000) , empleando la solución de la ecuación de Mualem (1976).



Figura 6.18 Construcción de la prueba en columnas.

del riego, los cuales jugaron un papel importante en la lixiviación del nitrato.

Fracción de volumen de agua

La distribución de la aplicación del riego y lixiviado se presentan en la figura 6.19.

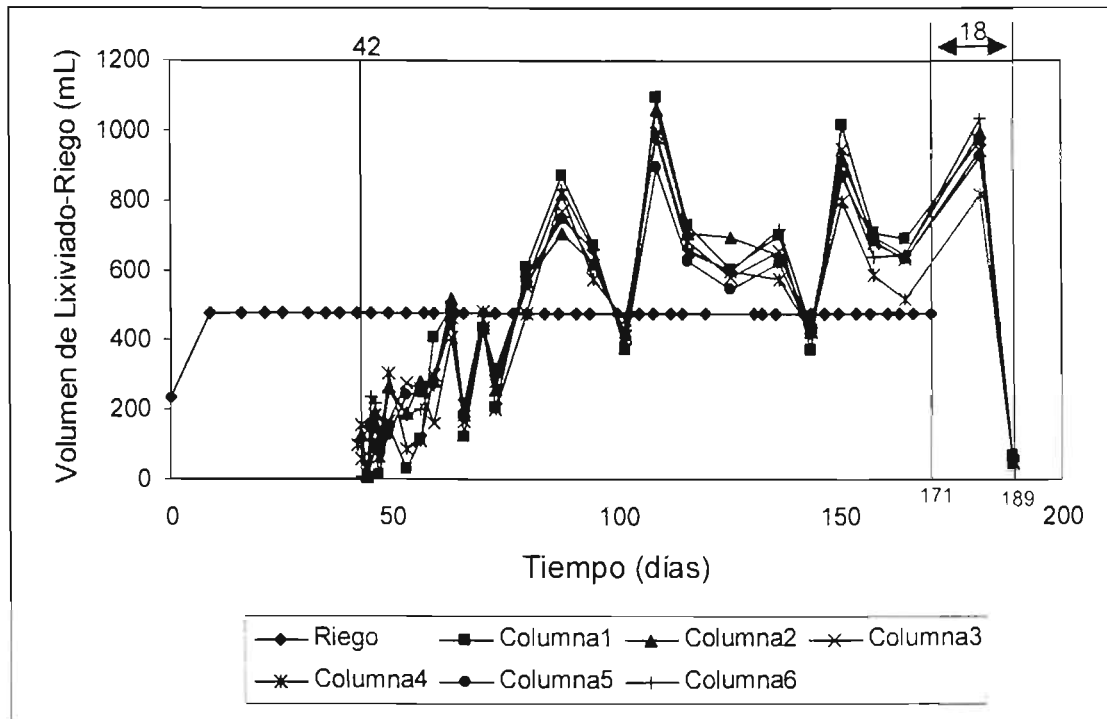


Figura 6.19 Distribución del riego y lixiviado de la prueba en columnas.

Las curvas del volumen de lixiviado tienen el mismo comportamiento en las seis columnas y dependen de los pulsos de aplicación de riego. Al inicio de la prueba parece que las curvas de lixiviado no tienen una tendencia definida, esto es debido a que las columnas no estaban niveladas a pendiente cero. Como se observa en la **figura 6.19** se requirieron 42 días para obtener lixiviado, a partir de la primera irrigación, con un volumen de riego de 474.11 mL (14.6 mm). Después de la última irrigación (día 171) bastaron 18 días para que las columnas drenaran completamente (último lixiviado).

En total se aplicó un volumen de agua de 20619 cm^3 ó 635.8 mm de lámina de agua. Este valor de lámina de agua está muy cercano al que se programó antes de iniciar la prueba, el cual fue de 642 mm.

El porcentaje del volumen de riego que lixivió es: 56 %, columna 1; 58 %, columna 2; 56 %, columna 3; 53 %, columna 4; 55 %, columna 5 y 58% columna 6. Parte del volumen de riego quedó retenida en el suelo, esta fracción se acumuló en la base de las columnas, y otra más se evaporó. Se calcula que en total se evaporaron 5933.3 cm^3 equivalentes a 29 % del total.

La tendencia única y el paralelismo de las curvas de lixiviado es una muestra de que las columnas del suelo tienen características semejantes en cuanto a la conductividad hidráulica. La comparación por análisis de varianza de los volúmenes de lixiviado indica que no son diferentes estadísticamente dado que se obtuvo un valor de $F = 0.138$, que es menor al valor límite de este estadístico igual a 2.27 a $\alpha=0.05$.

Lixiviación de nitrato

Los totales de nitrato lixiviado se muestran en la **figura 6.20**. Se aprecia que en las columnas testigo la masa de nitrato es menor que en las columnas tratamiento, esto es una muestra del efecto del fertilizante aplicado. En las primeras se lixivió 1081 y 1428 mg de nitrato en cada una de ellas. En las columnas 3 y 6, con urea y sulfato de amonio respectivamente, se lixivió más NO_3^- , sus valores representan más del doble de lo que se lixivió en los testigos, columnas 1 y 4.

Las curvas de lixiviación de nitrato de las columnas se presentan en la **figura 6.21**. Al inicio de la prueba la masa de nitrato es menor, alcanzó un máximo y decayó aproximadamente a valores de la concentración inicial. En 63 días se lixivió 80 % del nitrato total en las columnas con urea y 60 % en las columnas con sulfato amonio, lo cual indica que el sulfato de amonio es menos soluble que la urea. Una de las columnas con urea, alcanzó su máxima concentración antes que la otra. Las columnas con sulfato de amonio tuvieron el mismo comportamiento, la concentración máxima está desfasada hacia la derecha al final de la prueba. El desfase entre las curvas de urea y las de sulfato de amonio se puede explicar por el hecho de que, aunque la urea se debe transformar primero a carbonato de amonio por acción de la *ureasa* y después a amonio, es más soluble que el sulfato de amonio. Perry y Green (1997), reportan datos de solubilidad a diferentes temperaturas de varias sales, 100 g de urea se disuelven en 100 g de agua a 17 °C mientras que el sulfato de amonio se solubiliza en esta proporción a 100 °C.

Balance de nitrógeno

El contenido de nitrógeno total, promedio en el perfil de suelo de la parcela, antes de la prueba fue de 0.038 %, que de acuerdo con las medidas de la columna y considerando una densidad aparente del suelo de 1.29 gcm^{-3} resulta igual 14736 mg de nitrógeno. El contenido de nitrógeno antes y después de la prueba a diferentes profundidades de la columna del suelo se reporta en la **tabla 6.14**. Se observa mayor cantidad de nitrógeno en la profundidad 0-30 cm. El nitrógeno es más abundante en la parte superior del perfil por la materia orgánica del suelo (Etchevers 1988). También de 60 a 97 por frente de nitratos de fertilizantes previos.

La masa de nitrógeno que lixivió como nitrato, se encuentra en la **tabla 6.15**. En las columnas testigo, el nitrato lixiviado proviene del nitrógeno residual que el agricultor aplicó antes de que se extrajeran los núcleos.

Para el cálculo del porcentaje de nitrógeno que se lixivió con respecto al nitrógeno que se aplicó como fertilizante (778.25 mg), se consideró la cantidad de nitrógeno que se lixivió en las columnas con fertilizante y la cantidad de nitrógeno lixiviado en los testigos. En las columnas con urea se lixivió entre 33.4 y 66.1 % (promedio 53.2 %) y en las columnas con sulfato de amonio entre 52.1 y 57.1 % (promedio 54.9 %) de nitrógeno. Esto indica que más de la mitad del nitrógeno que se aplicó como fertilizante se perdió por lixiviación.

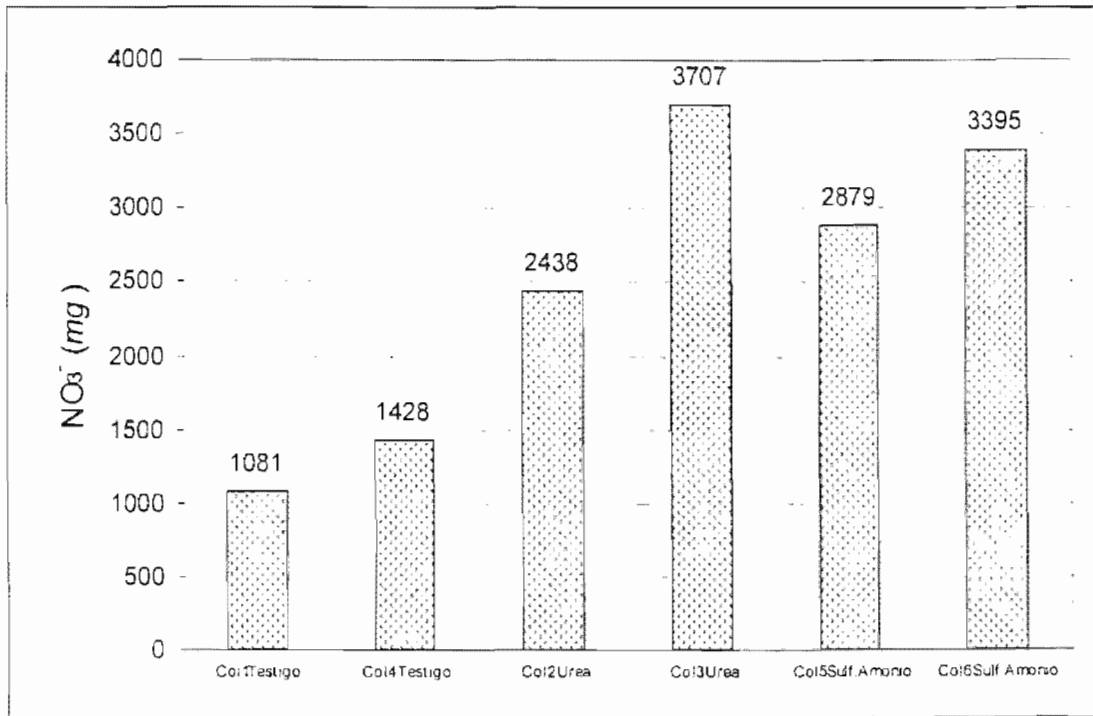


Figura 6.20 Lixiviación de nitrato en las columnas.

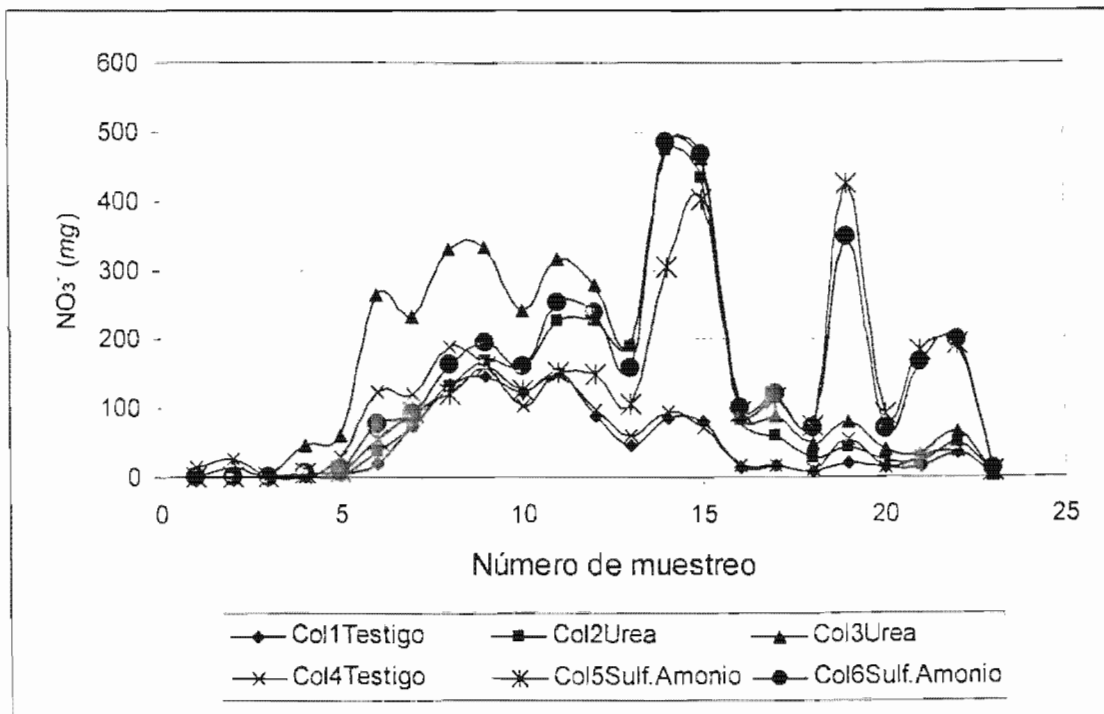


Figura 6.21 Distribución de concentración de lixiviación de nitrato.

Tabla 6.14 Nitrógeno en las columnas antes y después del experimento.

Perfil de suelo	Profundidad(cm)				Nitrógeno Total(mg)
	0-30	30-40	40-60	60-97	
	Antes				
	4695	1750	3204	5087	14736
Columna	Después				
1	4992	1234	2496	2239	10961
2	5103	1211	2226	2928	11468
3	4448	1243	2133	3804	11629
4	5189	1205	3285	2786	12465
5	3993	1355	2791	3894	12033
6	4803	1327	2644	3222	11996

Tabla 6.15 Nitrógeno como nitrato(mg) lixiviado de las columnas

Tratamiento	Columna	
	1	2
Testigo	244.0	322.4
Urea	550.6	837.0
Sulfato de Amonio	649.8	766.6

Tabla 6.16 Balance de nitrógeno para el experimento en columnas

Columna	Formas de nitrógeno (mg)						
	N _{suelo}	N _{Fertilizantes}	N _{suelo}	N _{NO3, Lixiviado}	N _{NO3}	N _{NH4}	N _{no-medido}
1(Testigo)	14736	778	10961	244	233	1515	2561
2(Urea)	14736	778	11468	551	371	2012	1112
3(Urea)	14736	778	11629	837	427	2070	551
4(Testigo)	14736	778	12465	322	613	2114	0
5(SA)	14736	778	12033	650	676	2155	0
6(SA)	14736	778	11996	767	775	1976	0

SA= Sulfato de Amonio, N= nitrógeno, N_{suelo} = N antes de la prueba, N_{Fertilizantes} = N de fertilizantes, N_{suelo}' = N después de la prueba, N_{NO3, Lixiviado} = N lixiviado como nitrato, N_{suelo}' = N como nitrato en el suelo, N_{NH4} = N como amonio en el suelo, N_{no-medido} = especie de N no medido

El resultado del balance de nitrógeno se encuentra en la **tabla 6.16**. El valor de N_{no-medido} se obtuvo a partir de la ecuación 6.6. Este valor incluye las formas gaseosas del nitrógeno que no se midieron en la prueba, como son los óxidos y N₂. Los altos valores de N_{no-medido} en las columnas 1, 2 y 3 son resultado de que en estas columnas se registraron temperaturas mayores en el suelo, en promedio 4 °C más altas en la parte menos expuesta a la radiación solar que las otras

columnas. Se presume que las diferencias de temperaturas fueron mayores en las zonas de las columnas, que estuvieron más sujetas a la radiación solar que incidió sobre ellas en las tardes a partir de la segunda mitad del experimento. En la **figura 6.18** (página 81) se observa que las columnas 1, 2 y 3 están más iluminadas por la luz solar.

La columnas 1, 2 y 3 muestran que el nitrógeno que se perdió por volatilización provino del contenido de nitrógeno total del suelo N_{suelo}^* y no afectó al fertilizante que se aplicó al inicio del experimento y al proceso de lixiviación que es sujeto de estudio en este trabajo.

La cantidad de nitrato medido en el lixiviado no se derivó totalmente del fertilizante, como lo muestran las columnas testigo. Entonces el nitrato que se recolectó es producto del fertilizante y del lavado del suelo.

Los valores $N_{\text{NO}_3}^*$ y $N_{\text{NH}_4}^*$ indican la cantidad de nitrato y amonio que quedó en el suelo, los cuales resultaron mayores en las columnas donde no hubo volatilización.

Análisis de varianza

El análisis de varianza mediante un diseño aleatorio, demuestra que existen diferencias altamente significativas entre las cantidades de masa de nitrato lixiviado en las seis columnas ($F_{\text{masa}} = 3.67 > F_{\text{tab}, 0.01} = 3.02$). Por medio de la diferencia mínima significativa DMS se encontró que los promedios de los duplicados de las columnas con urea y sulfato de amonio, no son diferentes estadísticamente, y que entre estos dos pares y el par testigo sí hay diferencias estadísticas. La cantidad de sulfato de amonio que se lixivió puede considerarse como igual al de la urea, sólo que el primero se lixivia lentamente. Este tiempo de retraso es muy importante para que los cultivos puedan asimilarlo y reducir la lixiviación.

Las diferencias significativas entre las columnas con fertilizante y las testigo indican que la aplicación de fertilizante nitrogenado tuvo un efecto sobre la masa de nitrato lixiviado. Tomando en cuenta la aseveración, arriba mencionada, de que aunque el nitrato que se recolectó no se originó completamente del fertilizante, se puede decir que éste influyó significativamente en la prueba de lixiviación del nitrato. Por esta razón la prueba se considera válida.

Relación de variables de la prueba experimental

Sólo en ciertos días, durante el experimento, se registró la tríada de datos riego, volumen de lixiviación y contenido volumétrico de agua, hubo días en que se registró sólo uno o dos tipos de datos. Este vacío de datos dificulta relacionar estas variables. Para resolver esta situación, se grafican datos acumulados en función del tiempo, de esta manera las curvas de distribución de las **figuras 6.19 y 6.21** se transformaron en curvas de acumulación como se muestra en las **figuras 6.22a-c**.

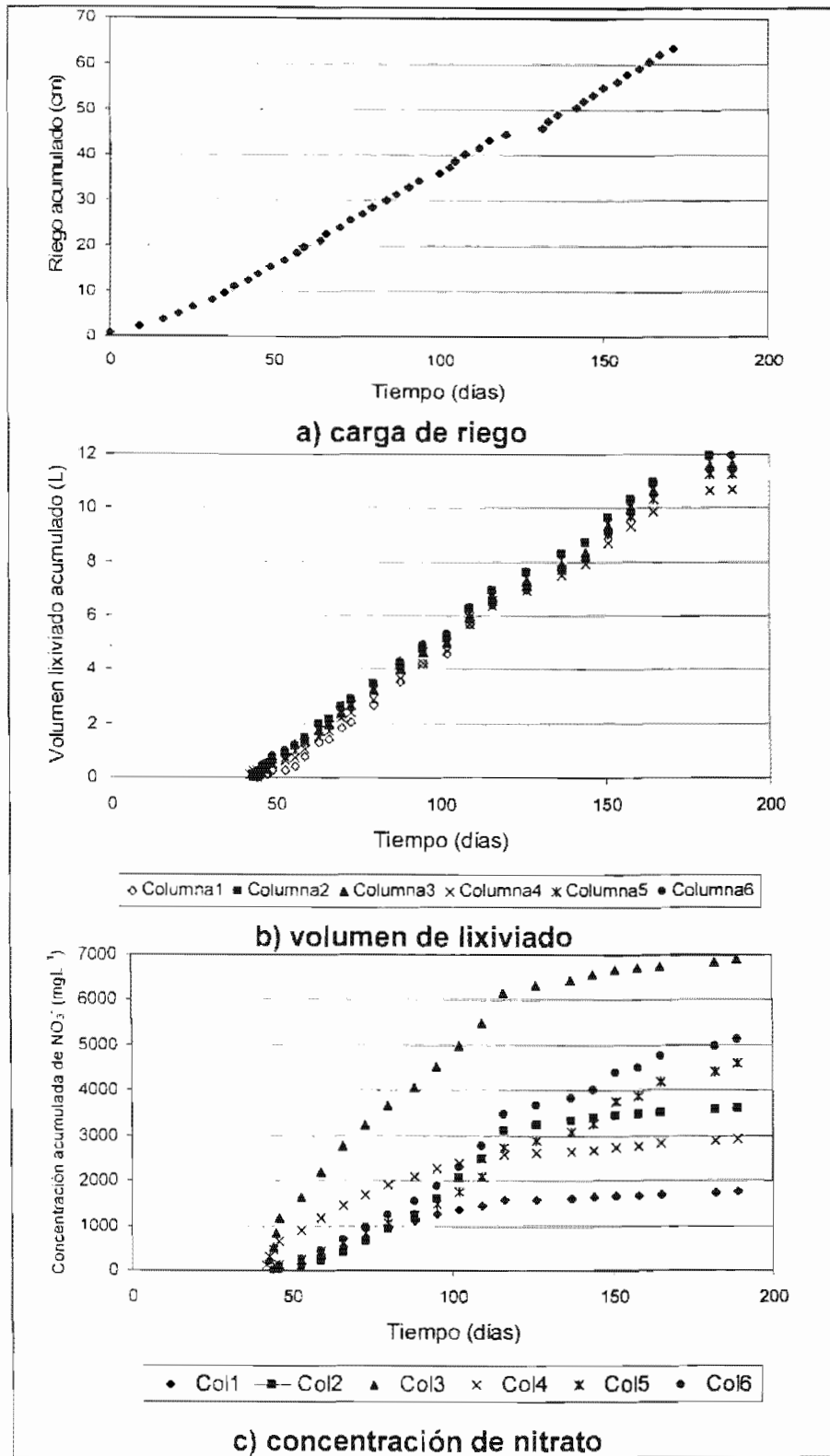


Figura 6.22 Distribución acumulada de datos de la prueba en columnas. Testigos 1 y 4, con urea 2 y 3, con sulfato de amonio 5 y 6.

Tabla 6.17 Valores de R^2 y coeficientes de regresión polinomial de las ecuaciones que relacionan la carga de riego, el volumen acumulado del lixiviado y concentración acumulada de nitrato con el tiempo, y el volumen acumulado del lixiviado con la carga de riego.

	t^0	t^1	t^2	t^3	t^4	t^5	t^6	t^7	R^2
CR	0.82	0.0349	0.013	-3.2×10^{-5}	5.1×10^{-7}	-4.57×10^{-8}	2.03×10^{-10}	-3.49×10^{-13}	0.9995
VolAcuLixC1	-1.74	0.0031	8.7×10^{-5}	-2.7×10^{-7}	0	0	0	0	0.9976
VolAcuLixC2	-4.59	0.1125	1.2×10^{-5}	0	0	0	0	0	0.9983
VolAcuLixC3	-4.35	0.1067	1.0×10^{-3}	0	0	0	0	0	0.9983
VolAcuLixC4	-2.51	0.0402	5.2×10^{-3}	-1.9×10^{-7}	0	0	0	0	0.9981
VolAcuLixC5	-4.45	0.1069	1.1×10^{-5}	0	0	0	0	0	0.9982
VolAcuLixC6	-4.66	0.1149	-1.3×10^{-5}	0	0	0	0	0	0.9987
ConAcuNtoC1	-2564.5	70.433	-0.39134	7.36×10^{-5}	0	0	0	0	0.9927
ConAcuNtoC2	8139.5	-384.6	6.01953	-0.03464	6.8×10^{-8}	0	0	0	0.9939
ConAcuNtoC3	-4421.9	133.3	-0.39268	0	0	0	0	0	0.9950
ConAcuNtoC4	-3330.2	113.5	-0.72475	0.00159	0	0	0	0	0.9972
ConAcuNtoC5	44.3	-20.5	0.53883	0.00161	0	0	0	0	0.9956
ConAcuNtoC6	3180.1	-172.0	2.9562	-0.01625	3.0×10^{-5}	0	0	0	0.9956

	CR^0	CR^1	CR^2	CR^3	CR^4	CR^5	CR^6	CR^7	R^2
VolAcuLixC1	-2.1577	0.1291	0.00134	0	0	0	0	0	0.9995
VolAcuLixC2	-2.8286	0.2277	0	0	0	0	0	0	0.9986
VolAcuLixC3	-2.7420	0.2195	0	0	0	0	0	0	0.9995
VolAcuLixC4	-2.7152	0.2097	0	0	0	0	0	0	0.9980
VolAcuLixC5	-2.8430	0.2187	0	0	0	0	0	0	0.9995
VolAcuLixC6	-2.8047	0.2279	0	0	0	0	0	0	0.9994

CR= Carga de Riego Acumulada (cm), VolAcuLixC1= Volumen Acumulado de Lixiviado Columna 1 (L), ConAcuNtoC1= Concentración Acumulada de Nitrato Columna 1 (mg/L), R^2 = Estadísticamente significativo a 0.01.

Como se puede observar, las formas de las curvas de las variables acumuladas cambian completamente respecto a la distribución de las variables discretas. La nueva forma de las curvas se hizo más familiar y por lo tanto, por medio de mínimos cuadrados se pudo determinar la función matemática que mejor los describe. También con esta modalidad la forma discreta de los datos se transformó a una forma continua.

Empleando la herramienta regresión polinomial en STATGRAPHICS v. 5 PLUS, se obtuvieron funciones que relacionan las variables de interés con respecto al tiempo (t). En la tabla 6.17 se encuentran los valores de R^2 y los coeficientes de los polinomios. También se encontró buena relación entre la carga de riego y el volumen acumulado de lixiviado para cada columna. Aunque aparentemente las curvas de la figura 6.22c tienen un comportamiento logarítmico, se encontraron valores de R^2 menores que los que resultaron por regresión polinomial.

MODELO DE SIMULACIÓN

Ecuaciones del modelo de simulación

Las ecuaciones que describen el modelo de simulación con el programa STELLA v. 7.0.2. se encuentran en la **tabla 6.18**. El contenido de agua inicial para las tres capas de suelo *CA* resultó ser: $CA1=567.5 \text{ cm}^3$ ($\theta=0.05 \text{ cm}^3\text{cm}^{-3}$), $CA2= 648.6$ ($\theta=0.10$) y $CA3= 1799.9$ ($\theta= 0.15$).

Los valores de capacidad de campo *CC* (0.24 y 0.247), resultaron próximos a los obtenidos con la curva de retención de humedad a un potencial matricial igual a 0.6 m (0.23 y 0.28) para las profundidades 0-40 y 40-60 (**tabla 6.11**, página 76).

Los valores de *ASAT* iguales a 0.48 y 0.49, que son los equivalentes a θ_s resultaron próximos a los valores a 0.40 y 0.56 obtenidos con el programa RETC v. 6.0 (**tabla 6.12**, página 78), excepto para la profundidad 60-97 cm; el cual resultó mayor que el obtenido con este programa.

Los valores del parámetro *n* iguales a 3.484, 1.839 y 1.622, de las tres profundidades de suelo, resultaron ser mayores y tener la misma tendencia para las tres profundidades que los obtenidos con el programa RETC v. 6.0. Con este programa se obtuvieron valores de 2.411, 1.592 y 1.206 (**tabla 6.12**, página 78).

El parámetro *L* resultó ser igual a 0.315, para las tres capas. Este valor es menor que el valor de referencia igual a 0.5 (Radcliffe y Rasmussen 2002; Fetter 2001).

En lugar de *Ks*, que es multiplicador en la ecuación 2.14, página 22, se empleó $CA-CA*CC$, porque los valores de *Ks* son mayores que la intensidad o velocidad a la que se aplicó el riego. La sustracción $CA-CA*CC$ indica que el volumen que saldrá de la capa de suelo será la que exceda la capacidad de campo.

Contenido volumétrico de agua *CVA*

La capa 1, *CVA1*, que estuvo en contacto con la atmósfera, resultó tener los menores valores de *CVA* (**figura 6.23**). La capa 2 intermedia tuvo el mayor contenido de agua. El *CVA* aumentó a partir de los valores iniciales de *CA*. Esta tendencia terminó cuando se alcanzó el contenido volumétrico máximo de agua. El contenido de agua final fue igual a 0.198, 0.237 y 0.250 $\text{cm}^3\text{cm}^{-3}$, para las tres capas de suelo, respectivamente. Estos valores están cerca de a los valores de *CC*. Las variaciones de *CVA* obedecen principalmente a las aplicaciones de riego y en *CVA1* también a la evaporación.

Coefficiente *CHIn* ($= \Theta^L [1 - (1 - \Theta^{1/m})^m]^2$)

Los valores del coeficiente *CHIn* de las tres capas de suelo con respecto al tiempo, se encuentran graficados en la **figura 6.24**. Se obtuvieron mayores valores en la capa 1. Esto indica mayor conductividad hidráulica. En la capa 3 los valores de *CHIn* son menores que 0.05. Podría decirse que este resultado es inesperado, porque se supone que la capa superior, que está sujeta a la evaporación y por lo tanto está insaturada, tendría menor conductividad hidráulica. Recordemos que la conductividad hidráulica aumenta con el contenido de agua.

Tabla 6.18 Ecuaciones que definen el modelo de simulación del flujo de agua en una columna de suelo insaturada.

```

  $CA1(t) = CA1(t - dt) + (RIEGO - EVAPO - S1) * dt$ 
      INIT CA1 = 11350.5*0.05
INFLOW
  → RIEGO = DISTRIEGO
OUTFLOWS
  → EVAPO = DISTEVAPO
  → S1 = If CA1<VT1*CC1 then 0 else if VT1*CC1<CA1<VT1*ASAT1 then (CA1-
(CA1*CC1))*CHIn1 else if CA1>VT1*ASAT1 then CA1-(CA1*CC1) else RIEGO

  $CA2(t) = CA2(t - dt) + (S1 - S2) * dt$ 
      INIT CA2 = 6486*0.10
INFLOW
  → S1 = If CA1<VT1*CC1 then 0 else if VT1*CC1<CA1<VT1*ASAT1 then (CA1-
(CA1*CC1))*CHIn1 else if CA1>VT1*ASAT1 then CA1-(CA1*CC1) else RIEGO
OUTFLOW
  → S2 = If CA2<VT2*CC2 then 0 else if VT2*CC2<CA2<VT2*ASAT2 then (CA2-
(CA2*CC2))*CHIn2 else if CA2>VT2*ASAT2 then CA2-(CA2*CC2) else S1

  $CA3(t) = CA3(t - dt) + (S2 - S3) * dt$ 
      INIT CA3 = 11999.1*0.15
INFLOW
  → S2 = If CA2<VT2*CC2 then 0 else if VT2*CC2<CA2<VT2*ASAT2 then (CA2-
(CA2*CC2))*CHIn2 else if CA2>VT2*ASAT2 then CA2-(CA2*CC2) else S1
OUTFLOW
  → S3 = If CA3<VT3*CC3 then 0 else if VT3*CC3<CA3<VT3*ASAT3 then (CA3-
(CA3*CC3))*CHIn3 else if CA3>VT3*ASAT3 then CA3-(CA3*CC3) else S2
CONSTANTES Y VARIABLES AUXILIARES
 ASAT1 = 0.478
 ASAT2 = 0.487
 ASAT3 = 0.490
 CC1 = 0.240
 CC2 = 0.247
 CC3 = 0.247
 CHIn1 = (CVA1^L1)*((1-((1-(CVA1^(1/m1)))^m1))^2)
 CHIn2 = ((CVA2^L2)*(1-((1-(CVA2^(1/m2)))^m2))^2)
 CHIn3 = (CVA3^L3)*((1-((1-(CVA3^(1/m3)))^m3))^2)
 CVA1 = (CA1/VT1)+(1-ASAT1)
 CVA2 = (CA2/VT2)+(1-ASAT2)
 CVA3 = (CA3/VT3)+(1-ASAT3)
 L1 = 0.315
 L2 = 0.315
 L3 = 0.315
 m1 = 1-(1/n1)
 m2 = 1-(1/n2)
 m3 = 1-(1/n3)
 n1 = 3.484
 n2 = 1.839
 n3 = 1.622
 VT1 = 11350.5
 VT2 = 6486
 VT3 = 11999.1
 DISTEVAPO = GRAPH(TIME)
 DISTRIEGO = GRAPH(TIME)

```

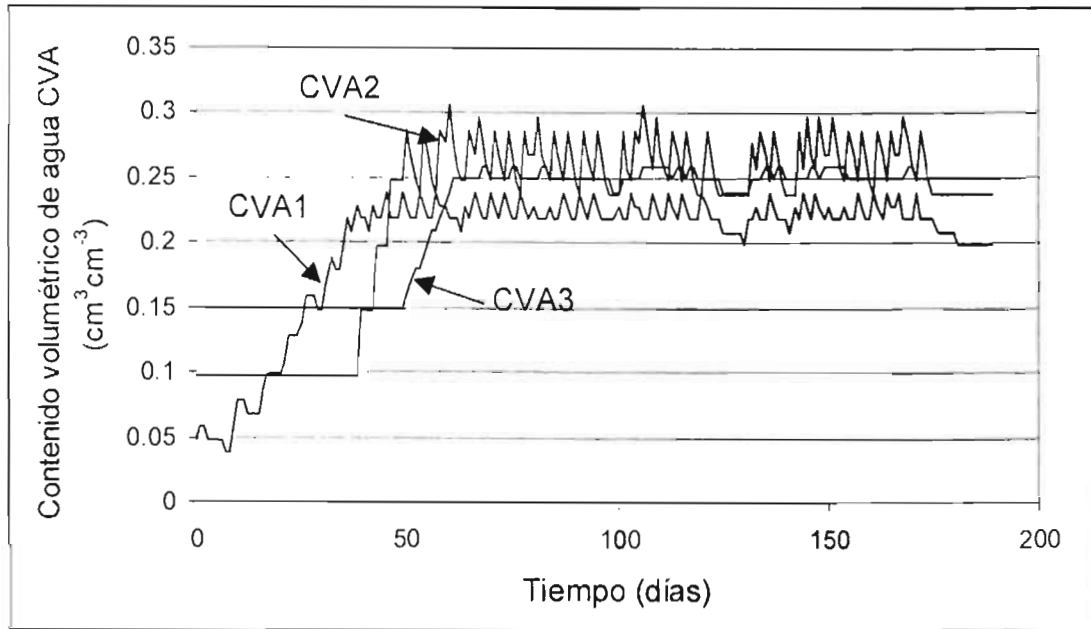



Figura 6.23 Contenido volumétrico de agua CVA, de la tres capas de la columna de suelo.

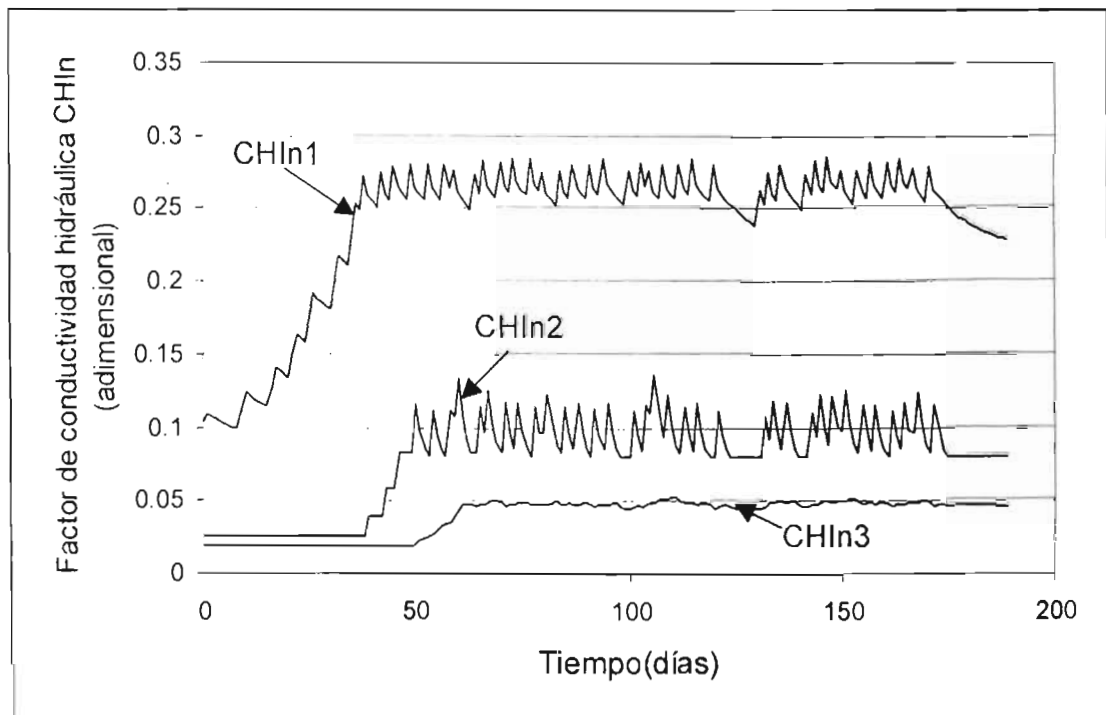


Figura 6.24 Valores del coeficiente $CHIn (= \theta^L [1 - (1 - \theta^{1/m})^m]^2)$, para las tres capas de suelo.

Una posible explicación sería que no toda la capa de suelo está insaturada. En las condiciones en que se realizó el experimento, es difícil medir la profundidad del suelo que es afectada por la evaporación. También puede tener efecto el valor de n de la ecuación de Mualem-van Genuchten. Para la capa 1 el valor de n es casi el

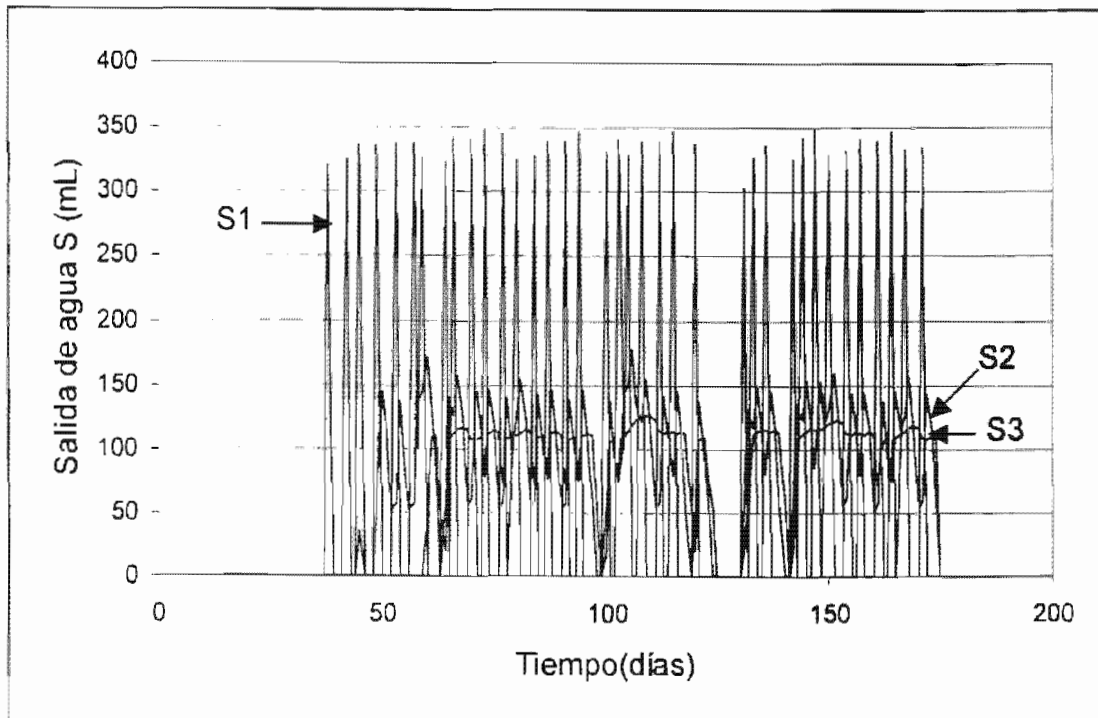


Figura 6.25 Salida de agua de las tres capas de suelo.

doble respecto de las otras dos capas.

Salida de agua en cada capa de suelo

Los valores de salida de agua de cada capa de la columna de suelo, se encuentran graficados en la figura 6.25. Se empleó el método de integración Runge-Kutta 4. Se observa que S1 de la capa 1 tiene un comportamiento completamente diferente a S2 y S3 de las otras dos capas. En la capa 1 la salida de agua es discontinua y tiene una distribución semejante al riego. En las otras capas la salida de agua es continua. También se observan diferencias en cuanto a la velocidad de salida. La velocidad de salida disminuye con la profundidad, pero ésta es compensada por su continuidad.

Comparación prueba experimental-modelo simulación

La salida de agua de la capa 3 es el equivalente del lixiviado que se registró en el experimento. La comparación de sus valores es la única forma de verificar si el modelo simula correctamente el flujo de agua a través de la columna de suelo. A continuación se hace una comparación entre los resultados del modelo y del experimento.

En primer lugar, con el experimento se obtuvieron 11534 cm^3 de lixiviado, en la columna 1, mientras que en el modelo se obtuvieron 10825 cm^3 , la diferencia es de 709 cm^3 . La desviación estándar del volumen de lixiviado medido en el experimento es 340.4 y del modelo de simulación es 350.4 cm^3 .

En segundo lugar, en la figura 6.26 se observa la misma tendencia del volumen

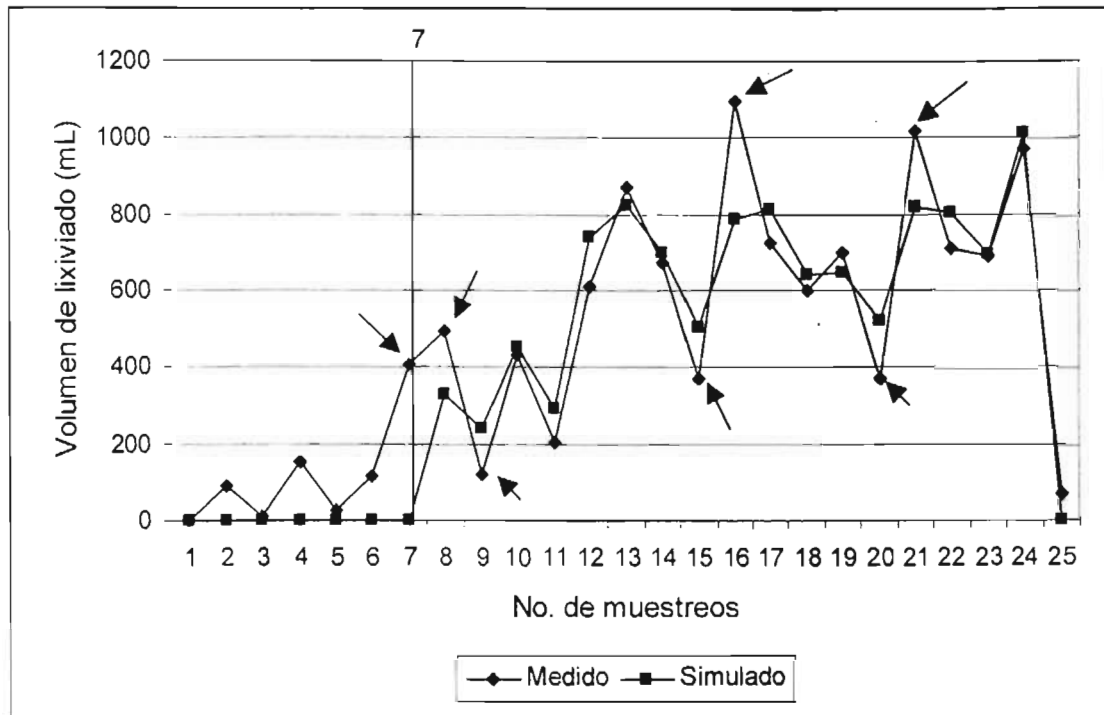


Figura 6.26 Tendencia del volumen de lixiviado del experimento y del modelo.

de lixiviado durante el muestreo, tanto del experimento como del modelo. Se observan diferencias al inicio del experimento, en los primeros 7 muestreos. En estos muestreos hubo lixiviado en el experimento y en el modelo fue igual a 0. Algunos picos, señalados con flechas en la figura 6.26, de las oscilaciones de lixiviado son mayores en el experimento que en el modelo. La curva del modelo de simulación se construyó sumando días de lixiviación, de acuerdo a los intervalos en que se media el volumen de lixiviado en la experimentación.

En tercer lugar, la mejor manera de comparar los resultados obtenidos, es graficar los valores de lixiviado del experimento contra los obtenidos con el modelo. En la figura 6.27 se encuentra esta gráfica. El valor de R^2 igual a 0.8458, indica que más del 80 % de los datos del experimento son explicables por el modelo o que la eficiencia del modelo es igual a este porcentaje. Con este valor de R^2 se puede decir que el modelo de simulación describe en buena medida el flujo de agua en la columna de suelo.

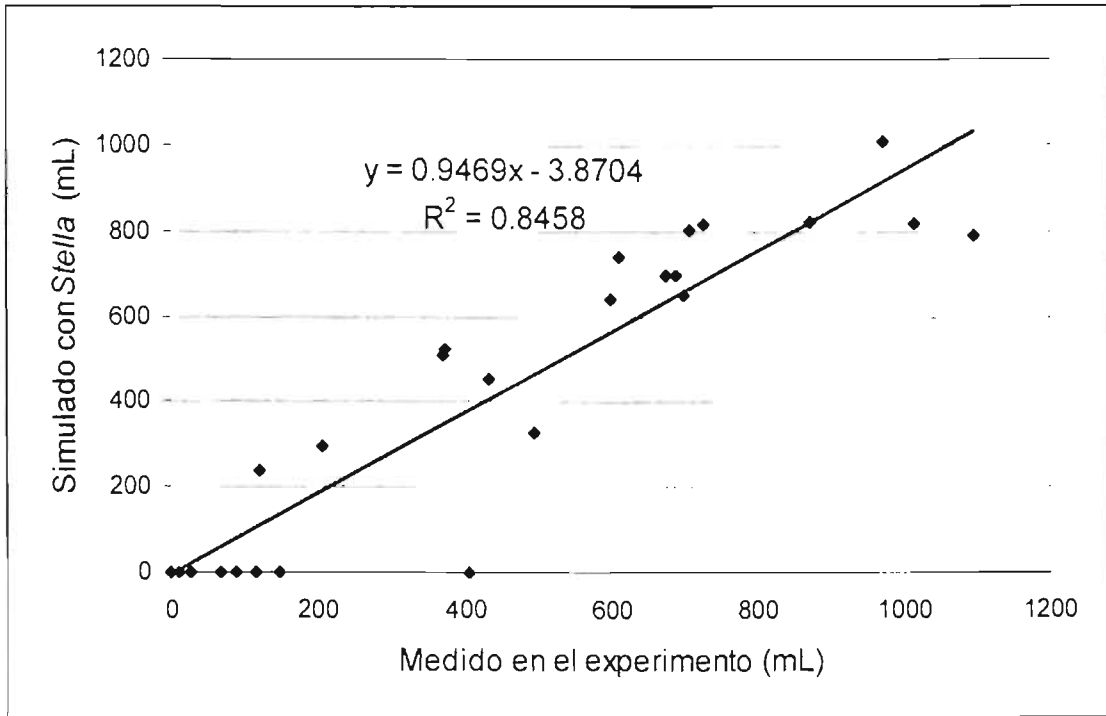


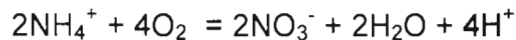
Figura 6.27 Comparación del volumen de lixiviado obtenido en el experimento y con el modelo de simulación.

CAPÍTULO 7 DISCUSIÓN GENERAL

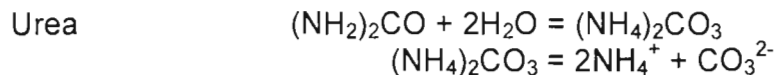
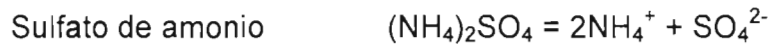
Los resultados del estudio de la generación de nitrato muestran que existe fluctuación estacional de la concentración de nitrato en el agua subterránea. Esta fluctuación no necesariamente implica que el nitrógeno que se encuentra en la superficie del suelo recorra el perfil litológico y llegue al acuífero en este periodo de tiempo. Es posible que en el perfil existan frentes de mayor concentración de nitrato y de contenido agua, que responden a la estacionalidad de las precipitaciones pluviales y provocan la variación en las concentraciones de nitrato que se detectaron entre los dos muestreos.

Por el valor de carga eléctrica que tienen el nitrato y cloruro se esperaba encontrar un comportamiento similar entre las concentraciones de estos iones. La nula relación de las concentraciones de nitrato con este ion se atribuye al mezclado de aguas con diferentes propiedades fisicoquímicas, como lo son el agua subterránea y las precipitaciones pluviales. En el Valle de Huamantla el acuífero es abierto.

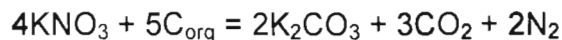
La relación entre el nitrato y el pH está dada por la siguiente reacción de nitrificación (Cassel *et al.* 1999):



Una de las fuentes más importantes de NH_4^+ en las áreas agrícolas como el Valle de Huamantla son el sulfato de amonio y la urea:



En el suelo también ocurren procesos de desnitrificación en presencia de materia orgánica (Agrawal *et al.* 1999):



La no relación encontrada entre el nitrato y el pH se puede explicar por el hecho de que estos procesos ocurren en el suelo, liberándose iones H^+ , mientras que el nitrato es lixiviado al acuífero.

Cey *et al.* (1999), encontraron que el nitrato disminuye rápidamente cuando el valor de E_H es menor que +200 mV. La falta de relación que se encontró entre el E_H y el nitrato, se debe a que los valores de E_H medidos resultaron mayores que +200 mV.

A excepción del pozo Lienzo Charro, que se encuentra en la zona urbana, todos los demás pozos donde también se registraron concentraciones de nitrato

máximas y mayores a la norma se encuentran en áreas agrícolas. En este pozo es posible que el nitrato se origine de un canal de desagüe que se encontró cercano al mismo. En los otros pozos la fuente más importante de nitrato son los fertilizantes. El estiércol contribuye en menor cantidad como lo demuestran las bajas concentraciones de nitrato que se encontraron al norte del valle. Es importante señalar que en el Valle de Huamantla no se usa agua residual para riego. Generalmente las aguas residuales de las comunidades no son tratadas, se vierten en los cauces de los escurrimientos. No se distingue el efecto de este hecho sobre la concentración de nitrato ya que la ubicación de las poblaciones no coincide con la localización de los máximos valores de este compuesto.

La diferenciación estadística de la concentración de nitrato a partir de la localización de los pozos, junto con las isolíneas de concentración superpuestas a mapas de elevación y uso del suelo, muestran una asociación evidente entre las mayores concentraciones de nitrato y las áreas donde hay actividades agropecuarias intensivas. Estas áreas se localizan en la planicie y partes bajas al sur del valle principalmente y son propicias para estas actividades económicas. Es posible que en los lugares donde se registraron las máximas concentraciones no se genera el total del nitrato medido, sino que las partes aledañas aportan un porcentaje desconocido. Se pueden considerar las áreas formadas por las isolíneas de mayor concentración como sitios de acumulación o sumideros de nitrato.

Con base en todo lo anterior se comprueba la primera parte de la hipótesis, y se establece la tesis de que las actividades agropecuarias son las principales generadoras de nitrato en el Valle de Huamantla. Más aún, el nitrato se está acumulando en las partes bajas al sur del valle y en varios pozos la concentración de este compuesto ha rebasado el límite máximo permisible para agua potable.

Los valores de conductividad hidráulica del suelo de la zona vadosa del valle indican que en condiciones de saturación, que sólo puede ocurrir algunos días en la temporada de lluvias, el agua se mueve de 0.2 a 4.6 metros por día, en una prueba adicional en una columna se observó que el frente húmedo se movía 30 centímetros aproximadamente cada vez que el suelo se saturaba. Con menor contenido de agua este movimiento disminuye considerablemente. Por ejemplo, a 20 % de contenido volumétrico de agua este movimiento se reduce a 0.44 milímetros por día ó 1.62 metros al año. Este movimiento lento de agua en el perfil del suelo corrobora lo que se mencionó en el primer párrafo, en el sentido de que las fluctuaciones estacionales de la concentración de nitrato son producto del nitrógeno que se ha aplicado periódicamente en el transcurso del tiempo.

Con el apoyo visual que ofrecen las curvas de lixiviación de nitrato se puede afirmar que la solubilidad del fertilizante, juega un papel importante en la movilidad de este compuesto en el perfil del suelo. Las pendientes, que son una medida de velocidad, de estas curvas son más pronunciadas en las columnas fertilizadas. Una columna fertilizada con urea y las dos columnas con sulfato de amonio, respondieron con mayor cantidad de nitrato al inicio y al final de la prueba

respectivamente. La cantidad de nitrato lixiviado entre las columnas fertilizadas es significativamente diferente a las columnas sin fertilizante. Estas diferencias evidencian que, aunque la cantidad de nitrógeno aplicado como fertilizante representa 5.3 % del contenido total en el suelo, una parte importante del nitrato lixiviado se originó de los fertilizantes. Se comprueba entonces la segunda parte de la hipótesis y se plantea la tesis de que los fertilizantes y el nitrógeno (en sus diferentes formas) que están en el suelo contribuyen en la lixiviación del nitrato en proporciones casi iguales. Esto se demuestra por el nitrato que se lixivió en las columnas testigo, el cual fue igual a 244 y 322 mg de NO_3^- , mientras que el NO_3^- total que se lixivió de las cuatro columnas con fertilizante fue en promedio igual a 701 mg de NO_3^- . Pérdidas de nitrógeno por volatilización resultaron en columnas que estuvieron sujetas a la radiación solar, seguramente en campo las salidas de nitrógeno por este proceso son mayores. Con este experimento no se pudo cuantificar la contribución de las diferentes formas químicas del nitrógeno en el suelo sobre la cantidad de nitrato lixiviado. Para esto se tienen que hacer otros tipos de pruebas empleando isótopos de N.

Los frentes o pulsos de contenido de agua y de concentración de nitrato que se originan en la zona vadosa llegan al acuífero. Las columnas muestran que cuando se aplica el fertilizante se alcanzan frentes de concentración de nitrato del orden de 700 mgL^{-1} equivalentes a 500 mg de este compuesto, como se observa en la **figura 6.21**. En campo estos pulsos se originan cada vez que el agricultor aplica fertilizantes en cada periodo de siembra.

Las pulsos de contenido de agua en la zona vadosa se pueden ver cambiando los operadores *DISTRIEGO* y *DISTEVAPO* del modelo de simulación, que se utilizaron en laboratorio, por las distribuciones reales de precipitación pluvial y evaporación anual. Empleando los registros de la CNA-Tlaxcala de 1997 y corriendo el modelo se obtiene la distribución anual de infiltración en una columna imaginaria de suelo en campo (**figura 7.1**). En esta figura se observa que el periodo de infiltración es más corto que la temporada de lluvias y que los pulsos de infiltración de agua, en el perfil del suelo, se originan por eventos de precipitaciones pluviales intensas como las lluvias torrenciales y por lapsos de días consecutivos de lluvias. Los pulsos de infiltración se pueden considerar como recargas potenciales del acuífero. En los lugares donde continuamente se está regando, se crean pulsos de infiltración intermitentes, que permanentemente transportan solutos hacia el acuífero. En estos lugares puede ser que se hayan creado micro-ciclos de agua con pérdidas considerables por evapotranspiración.

La variación estacional de la concentración de nitrato en el agua subterránea se puede explicar por los pulsos de entrada de nitrógeno, vía la fertilización y por las precipitaciones pluviales.

Extendiendo los resultados de las columnas que tienen 324.3 cm^2 , a un metro cuadrado se tiene que, de los 0.6075 m^3 de agua que se precipitaron en 1997, 0.2168 se evaporaron, 0.2658 se infiltraron y 0.1249 se retuvieron en el suelo. Es decir sólo el 43 % (**figura 7.2**) del agua que se precipitó pluvialmente pudo

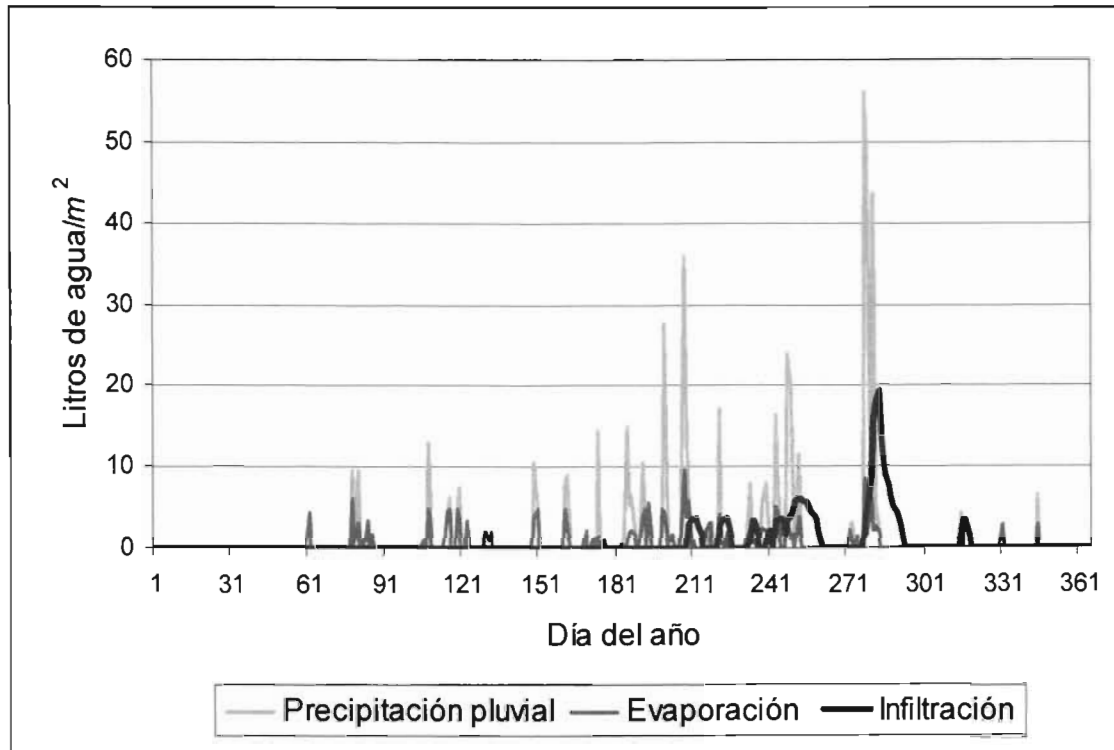


Figura 7.1 Distribución de la precipitación pluvial, evaporación e infiltración de 1997.

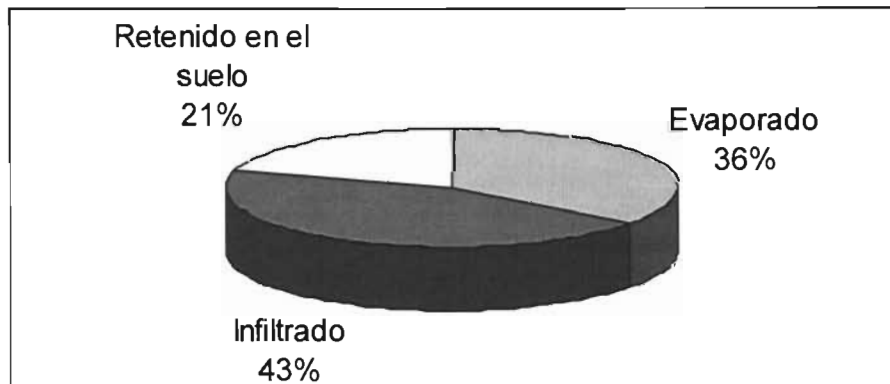


Figura 7.2 Balance de agua en la zona vadosa del Valle de Huamantla de 1997.

potencialmente recargar el acuífero. El agua retenida en el suelo probablemente también salió del suelo por transpiración de las plantas y por las cosechas.

CAPÍTULO 8 CONCLUSIONES

1. Las características hidrogeológicas del acuífero de Huamantla, en particular su carácter abierto, facilitan la interacción del agua subterránea con el agua superficial. Esta interacción resulta en una ausencia de relación entre las concentraciones de nitrato y parámetros fisicoquímicos como el pH, potencial redox y cloruro. Este comportamiento se atribuye a que la nitrificación ocurre en el suelo.
2. La diferenciación estadística de la concentración de nitrato a partir de la localización de los pozos y los mapas de isolíneas de concentración, elevación y uso del suelo, muestra una relación evidente entre las máximas concentraciones de nitrato y las áreas donde hay actividades agropecuarias intensivas.
3. En el muestreo realizado en la temporada de lluvias se registraron concentraciones de nitrato mayores que la establecida en la norma (44.3 mgL^{-1}) en tres pozos, en la temporada de sequía el número de pozos aumentó a 14. Estos pozos se encuentran en las planicies del valle que son áreas dedicadas a la agricultura. Un caso particular es el pozo "Lienzo Charro" localizado en la zona urbana de Huamantla; la presencia de nitrato en este pozo, posiblemente se debe a su cercanía con un canal de aguas residuales de la Ciudad de Huamantla. Con base en lo anterior, se puede decir que las actividades agrícolas son las principales generadoras de nitrato en el Valle de Huamantla.
4. Es posible que en los sitios donde se registraron las máximas concentraciones de nitrato no se genere el total de nitrato, sino que sean sumideros de este compuesto.
5. El programa *RETC* para el cálculo de los parámetros de las ecuaciones de flujo en condiciones no saturadas, dio resultados confiables sobre las características hidráulicas del suelo que se empleó en este trabajo. Al compararlo con datos experimentales se obtuvieron valores de R^2 mayores de 0.95 excepto a la profundidad de 60-97 cm debido a un mayor contenido de arcilla. Las características hidráulicas plasmadas en el coeficiente $CHIn = \Theta^L [1 - (1 - \Theta^{1/m})^m]^2$ resultaron ser básicas en el modelo de simulación STELLA de flujo de agua en condiciones no saturadas.
6. Las ecuaciones de la conductividad hidráulica en función del contenido volumétrico de agua (θ), de la zona vadosa para un suelo del Valle de Huamantla son las siguientes:

Para 0 – 40 cm

$$K(\theta) = 0.2494 * \left(\frac{\theta}{0.309} - 0.308 \right)^{0.5} * \left[1 - \left(1 - \left(\frac{\theta}{0.309} - 0.308 \right)^{1.7} \right)^{0.585} \right]^2$$

Para 40 – 60 cm

$$K(\theta) = 0.2397 * \left(\frac{\theta}{0.442} - 0.278 \right)^{0.5} * \left[1 - \left(1 - \left(\frac{\theta}{0.442} - 0.278 \right)^{2.7} \right)^{0.372} \right]^2$$

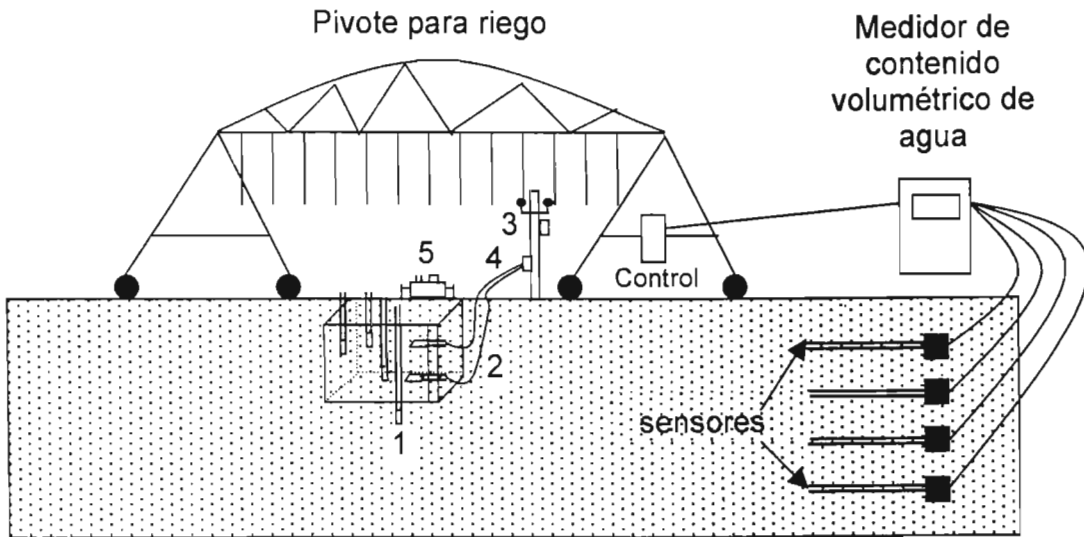
Para 60 – 97 cm

$$K(\theta) = 0.1639 * \left(\frac{\theta}{0.28} \right)^{0.5} * \left[1 - \left(1 - \left(\frac{\theta}{0.28} \right)^{5.9} \right)^{0.171} \right]^2$$

7. Las condiciones insaturadas del suelo predominan sobre las condiciones saturadas durante el año. Los valores de conductividad hidráulica en condiciones no saturadas ($K(0.20) = 5.1 \times 10^{-7} \text{ cms}^{-1}$) son menores que los de conductividad saturada ($K_s = 5.3 \times 10^{-3} \text{ cms}^{-1}$). Esta diferencia en los valores de conductividad hidráulica, indican que el agua y los solutos que transporta no se mueven en todo el perfil litológico en una temporada de lluvias.
8. Las pruebas en columnas mostraron que la aplicación de fertilizante (urea y sulfato de amonio) y el nitrógeno que está en el suelo contribuyen a la lixiviación de nitrato en proporciones iguales aunque a diferentes tiempos.
9. El sulfato de amonio y la urea aportan igual cantidad de nitrato. Sin embargo, la urea por su solubilidad lo libera más rápidamente.
10. Las curvas de concentración de nitrato de las pruebas en columnas, mostraron que se generan pulsos del orden de 700 mgL^{-1} de nitrato, aplicando las proporciones de nitrógeno usuales en la zona de estudio.
11. El modelo de simulación desarrollado con el programa STELLA y el coeficiente $CHIn$ facilitan la modelación del flujo de agua en la zona vadosa. Con este método se simuló el volumen de lixiviado de la prueba en columnas obteniéndose un resultado de $R^2 = 0.85$.
12. Las características hidráulicas de la zona vadosa en condiciones insaturadas amortiguan y reducen el flujo de agua en el suelo. Producen además pulsos de infiltración menores a los de la precipitación pluvial en la temporada de lluvias. En un suelo arenoso del Valle de Huamantla, la infiltración que potencialmente puede recargar al acuífero, representa el 43.7 % de la precipitación pluvial según el modelo STELLA.
13. En condiciones naturales los pulsos de concentración de nitrato que se generan por la aplicación de fertilizantes y por la estacionalidad de las precipitaciones pluviales se diluyen al mezclarse con el agua subterránea. Por las condiciones oxidantes del acuífero ($E_H > 200 \text{ mV}$) el nitrato permanece estable, tendiendo a moverse y acumularse en función del gradiente hidráulico hacia algunos pozos (Huamantla 31, Los Álamos, y Santa Ana Ríos) localizados en el sur del valle.

14. Los pulsos de concentración de nitrato y de infiltración pueden explicar la variación estacional de las concentraciones de nitrato en el agua subterránea que se observó en el muestreo.
15. Con base en el marco teórico y la experiencia obtenida en el método y los resultados, se llega a la conclusión de que es necesario realizar un estudio en campo que integre todos los factores que influyen en la concentración de nitratos en el agua subterránea del Valle de Huamantla. Un bosquejo muy general de esta propuesta se encuentra esquematizado en la **figura 8**. La idea básica es cuantificar las entradas y salidas de agua y nitrógeno al sistema Valle de Huamantla. Con estos datos se podrá modelar el flujo de agua y de nitrógeno para generar posibles escenarios.

Esta propuesta tendría bajo costo debido a que los agricultores cuentan con sistemas de riego a los cuales se adaptaría este estudio. La ejecución de la propuesta ayudaría a validar en condiciones de campo, los resultados obtenidos con las pruebas en columnas y determinar localmente los ciclos de nitrógeno y del agua. Conociendo estos ciclos se podrían establecer estrategias para reducir la concentración de nitrato. Una de las estrategias sería aprovechar mediante el riego el nitrato que contiene el agua subterránea, como una fuente de nitrógeno para los cultivos.



1= lisímetros, 2= multisensores, 3=estación meteorológica y 4= datalogger, 5= muestreador de gases de N.

Figura 8. Propuesta para estudiar el flujo de agua y nitrógeno en el Valle de Huamantla, Tlax.

BIBLIOGRAFÍA

- Agrawal, G.D., S.K. Lunkad, T. Malkhed. 1999. Diffuse Agricultural Nitrate Pollution of Groundwaters in India. *Water Science Technology*. 39: 67 – 75.
- Alexander, M. 1980. *Introducción a la microbiología del suelo*. AGT, Editor. México.
- Antón D.J. y D.C. Díaz. 2000. *Sequía en un Mundo de Agua*. Piriguazú Ediciones / CIRA-UAEM, San José / Toluca, 420 p.
- APHA-AWWA-WPCF. 1992. *Métodos Normalizados "Para el Análisis de Aguas Potables y Residuales"*. Ed. Díaz de Santos. Madrid España.
- Atxotegi, U., M.Z. Iqbal, and A.C. Czarnetzki. 2003. A Preliminary Assessment of Nitrate Degradation in Simulated Soil Environments. *Environmental Geology*. 45: 161-170.
- Aulakh, M.S., T.S. Khera, J.W. Doran, Kuldip-Singh, and Bijay-Sing. 2000. Yields and Nitrogen Dynamics in a Rice-Wheat System Using Green Manure and Inorganic Fertilizer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1867 – 1876.
- Bernhard, C., R. Carbiener, A.R. Cloots, R. Froehlicher, Ch. Schenck, and L. Zilliox. 1992. Nitrate Pollution of Groundwater in the Alsatian Plain (France) – A Multidisciplinary Study of an Agricultural Area: The Central Ried of the Ill River. *Environ. Geol. Water Sci.* 20(2): 125 – 137.
- Biggar, J.W., and D.R. Nielsen. 1976. Spatial Variability of the Leaching Characteristics of a Field Soil. *Water Resources Research*. 12: 78 – 84.
- Blake, G.R. and K.H. Hartage. 1986. Bulk Density. In A. Klute (ed.) *Methods of Soil Analysis: Physical and Mineralogical Methods*. Part 1. Agronomy 9: 363 – 375. 2nd edition. *Am. Soc. of Agron. – Soil Sci. Soc. Am.* Madison, Wis.
- Bohn, H.L., B.L. McNeal y G.A. O'Connor. 1993. *Química del Suelo*. Limusa México.
- Bouma, J. and J.H. Denning. 1972. Field Measurements of Unsaturated Hydraulic Conductivity by Infiltration Through Gypsum Crust. *Soil Sci. Soc. Proc.* 36: 846:847.
- Bouma, J., C. Gelmans, L.W. Dekker, and W.J.M. Jeurissen. 1983. Assessing the Suitability of Soils with Macropores for Subsurface Liquid Waste Disposal. *J. Environ. Qual.*, 12:305:311.
- Brooks, R.H. and A.T. Corey. 1964. Hydraulic Properties of Poros Media. Fort Collins. *Colorado State University Hydrology Paper No.3*.
- Bruckler, L., P. Bertuzzi, R. Angulo-Jaramillo, and S. Ruy. 2002. An Infiltration Method for Estimating Soil Hydraulic Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: 384 – 395.
- Burden, R.J. 1982. Nitrate Contamination of New Zealand Aquifers: A Review. *New Zealand Journal of Science*. 25: 205 – 220.
- Campbell, G.S. 1974. A Simple Method for Determining Unsaturated Conductivity from Moisture Retention Data. *Soil Sci.* 117:311-314.
- Canter, L.W. 1997. *Nitrate in Groundwater*. Lewis Publishers, Boca Raton Florida, 259 p.
- Carter. M.R. 1993. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Lewis Publishers. Boca Raton, FL.

- Cassel, F.S., S. Sharmasarkar, R. Zhang, G.F. Vance, and S.D. Miller. 1999. Micro-Spatial Variability of Soil Nitrate Following Nitrogen Fertilization and Drip Irrigation. *Water, Air, and Soil Pollution*. 116:605 – 619.
- Cey, E.E., D.L. Rudolph, R. Aravena, and G. Parkin. 1999. Role of the Riparian Zone in Controlling the Distribution and Fate of Agricultural Nitrogen near a Small Stream in Southern Ontario. *J. Contaminant Hydrology*. 37: 45 – 67.
- Chen, W.F., and T.K. Liu. 2003. Dissolved Oxygen and Nitrate of Groundwater in Choshui Fan-Delta, Western Taiwan. *Environmental Geology*. 44: 731-737.
- Cheng C. and, W.A. Payne. 2001. Measured and Modeled Unsaturated Hydraulic Conductivity of a Walla Walla Silt Loam Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1385 – 1391.
- Christensen, T.H., P.L. Bjerg, S.A. Banwart, R. Jakobsen, G. Heron, and H.-J. Albrechtsen. 2000. Characterization of Redox Conditions in Groundwater Contaminant Plumes. *J. Contam. Hydrology*. 45: 165 – 241.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 2000. Comunicación personal. Comisión Nacional del Agua Gerencia Tlaxcala.
- Coppola, A. 2000. Unimodal and Bimodal Descriptions of Hydraulic Properties for Aggregated Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 1252 – 1262.
- Custodio, E. y M.R. Llamas. 1983. *Hidrología Subterránea*. Omega.
- Danielson, R.E. and P.L. Sutherland. 1986. Porosity. In A. Klute (ed.) *Methods of Soil Analysis: Physical and Mineralogical Methods*. Part 1. Agronomy 9: 443 – 461. 2nd edition. *Am. Soc. of Agron. – Soil Sci. Soc. Am.* Madison, Wis.
- Datta, P.S., D.L. Deb, and S.K. Tyagi. 1997. Assessment of Groundwater Contamination from Fertilizers in the Delhi Area Based on ¹⁸O, NO₃⁻, and K⁺ Composition. *J. Contaminant Hydrology*. 27: 249 – 262.
- Diez, J.A., R. Roman, R. Caballero, and A. Caballero. 1997. Nitrate Leaching from Soils Under a Maize – Wheat – Maize Sequence, Two Irrigation Schedules and Three Types of Fertilisers. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 65: 189 – 199.
- Dillon, P.J., S.R. Ragusa, and S.B. Richardson. 1991. Biochemistry of a Plume of Nitrate-Contaminated Groundwater. In I. Bogardi, R.D. Kuzelka (eds.). *Nitrate Contamination: Exposure, Consequence, and Control*. NATO ASI Serial G: *Ecological Sciences* 309, Springer, Berlin. pp173-180.
- Drever, J.I. 1997. *The Geochemistry of Natural Waters. Surface and Groundwater Environments*. Prentice – Hall. Upper Saddle River, NJ.
- Etchevers, J.D. 1988. *Análisis químico de suelo y plantas. Notas de Clase*. Centro de Edafología. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Faillat, J.P. 1990. Sources of Nitrates in Fissure Groundwater in the Humid Tropical Zone- The Example of Ivory Coast. *Journal of Hydrology* .113: 231 – 264.
- Federal Register. 1985. *National Primary Drinking Water Standard*. Vol. 50. No. 219. November 13. pp 46880-47022
- Fertinal. 2002. Comunicación Personal. Agencia Huamantla, Tlaxcala.
- Fetter, C.W. 2001. *Applied Hydrogeology*. 4th ed., Prentice Hall. USA.
- Focht, D.D. 1992. Diffusional Constraints on microbial processes in soil. *Soil Sci.* 154: 300 – 307.

- Fraters, D., L.J.M. Boumans, G. van Drecht, T. de Haan, and W. D. de Hoop. 1998. Nitrogen Monitoring in Groundwater in the Sandy Regions of the Netherlands. *Environmental Pollution*. 102(S1): 479 – 485.
- Freeze, R.A., and J.A. Cherry. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 604 pp.
- Fried, J.J. 1991. Nitrates and their Control in the EEC Aquatic Environment. In I. Bogardi, R.D. Kuzelka (eds.). *Nitrate Contamination: Exposure, Consequence, and Control*. NATO ASI Serial G: Ecological Sciences 309, Springer, Berlin. pp 3-11.
- Gee, G.W. and J.W. Bauder. 1986. Particle – Size Análisis. In A. Klute (ed.) *Methods of Soil Analysis: Physical and Mineralogical Methods*. Part 1. Agronomy 9: 363 – 375. 2nd edition. Am. Soc. of Agron. – Soil Sci. Soc. Am. Madison, Wis.
- Girard, P. and C. Hillaire-Marcel. 1997. Determining the Source of Nitrate Pollution in the Niger Discontinuous Aquifers Using the Natural ¹⁵N/¹⁴N ratios. *J. Hydrology*. 199: 239 – 251.
- Grant, W.E., S.L. Marín y E.K. Pedersen. 2001. *Ecología y Manejo de Recursos Naturales: Análisis de Sistemas y Simulación*. IICA. Editorial AGROAMERICA. San José, Costa Rica.
- Guimerà, J. 1998. Anomalously High Nitrate Concentration in Groundwater. *Ground Water* 36:2, 275-282
- Hall, W.D. 1992. Effects of Nutrient Management on Nitrate Levels in Ground Water near Nephra, Pennsylvania. *Ground Water* 30:5, 720-730.
- Haverkamp R., M. Vauclin, J. Tovina, P.J. Wierenga, and G. Vauchad. 1977. A Comparacion of Numerical Simulation Models for One – Dimensional Infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 41: 285: 294.
- Healy, R.W. 1990. *Simulation of Solute Transport in Variably Saturated Porous Media with Supplemental Information on Modifications to the U. S. Geological Survey's Computer Program VS2DT*. Water Resources Investigations Report 90 – 4025. U.S. Geological Survey, Denver CO.
- Hudak, P.F. 2000. Regional Trends in Nitrate Content of Texas Groundwater. *Journal of Hidrology* 228: 37 – 47.
- Huyakorn, P.S., J.B. Kool, and J.B. Robertson. 1989. Documentation and User's Guide: VAM2SD – Variably Saturated Analysis Model in Two Dimensions, NUREG/CR – 5352. HGL/89-01. *Hydrogeologic, Inc.* Herdon, VA.
- IGWMC (International Groundwater Modeling Center). 2000.. Colorado School of Mines. Golden CO. 80401. URL: <http://www.mines.edu/igwmc/>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 1986. Síntesis Geográfica del Estado de Tlaxcala. INEGI. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 1995. Mapas digitales. INEGI. México.
- Jackson, L.E. 2000. Fates and Losses of Nitrogen from a Nitrogen-15-Labeled Cover Crop in an Intensively Managed Vegetable System. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1404 – 1412.
- Jasa, P., S. Skipton, D. Varner, and D.Hay. 1998. Dinking Water. Nitrate-Nitrogen. Nebraska Cooperative Extension G96-1279-A. URL:

- <http://ianrpubs.unl.edu/water/g1279.htm>. Fecha de última consulta mayo de 2005.
- Jin, Z., Y. Chen, F. Wang, and N. Ogura. 2004. Detection of Nitrate Sources in Urban Groundwater by Isotopic and Chemical Indicators, Hangzhou City, China. *Environmental Geology*. 45: 1017-1024.
- Joosten, L.T.A., S.T. Buijze, and D.M. Jansen. 1998. Nitrate in Sources of Drinking Water? Dutch Drinking Water Companies Aim at Prevention. *Environmental Pollution*. 102(S1): 487 – 492.
- Jury, W.A., W.R. Gardner, and W.H. Gardner. 1991. *Soil Physics*. John Wiley and Sons. New York, NY.
- Kaçaroğlu F. and Günay G. 1997. Groundwater Nitrate Pollution in an Alluvian Aquifer, Eskisehir Urban Area in its Vicinity, Turkey. *Environmental Geology*. 31 (3/4), 178-184.
- Kastanek, F.J. 1999. SWC Spline Vers. 2.1, How to Use, An Interactive Program to Approximate the Soil Water Characteristic by Cubic Splines. University of Agricultural Sciences Vienna Boku. URL: <http://ihlww.boku.ac.at/>
- Kastanek, F.J. and D.R. Nielsen. 2001. Description of Soil Water Characteristics Using Cubic Spline Interpolation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65: 279 – 283.
- Kleinjans, J.C.S., H.J. Albering, A. Marx, J.M.S. van Maanen, B. Van Agen, F. ten Hoor, G.M.H. Swaen, and P.L.J. Mertens. 1991. Nitrate contamination of drink water: Evaluation of genotoxic risk in human populations. *Environmental Health Perspectives*. Vol.94: 189 – 193.
- Klute, A. 1986. Methods of Soil Analysis: In A. Klute (ed.) *Methods of Soil Analysis: Physical and Mineralogical Methods*. Part 1. Agronomy 9: 363 – 375. 2nd edition. *Am. Soc. of Agron. – Soil Sci. Soc. Am.* Madison, Wis.
- Klute, A. and C. Dirksen. 1986. Hydraulic Conductivity and Diffusivity: Laboratory Methods. In A. Klute (ed.) *Methods of Soil Analysis: Physical and Mineralogical Methods*. Part 1. Agronomy 9: 687 – 734. 2nd edition. *Am. Soc. of Agron. – Soil Sci. Soc. Am.* Madison, Wis.
- Kölle, W., O. Strebelt, and J. Böttcher. 1985. Formation of Sulfate by Microbial Denitrification in a Reducing Aquifer. *Wat. Supply*. 3: 35 – 40.
- Kolpin D.W., Burkart M.R. and Thurman E.M. 1994. *Herbicides and Nitrates in Near – Surface Aquifers in the Midcontinental United States*. United States Geological Survey Water-Supply Paper 2413, 1-34.
- Kool, J.B., J.C. Parker, and M.Th. Van Genuchten. 1985a. Determining Soil Hydraulic Properties from One – Step Outflow Experiments by Parameter Estimation: I Theory and Numerical Studies. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 1348 – 1354.
- Kralova, M., P.H. Masscheleyn, C.W. Lindau, and W.H. Patrick. 1992. Production of Dinitrogen and Nitrous Oxide in Soil Suspensions as Affected by Redox Potential. *Water Air Soil Pollution*. 61, 37-45.
- Lagerstedt, E., G. Jacks, and F. Sefe. 1994. Nitrate in Groundwater and N Circulation in Eastern Botswana. *Environmental Geology*. 23 (1): 60 – 64.
- Lapalla, E.G., R.W. Healy, and E.P. Weeks. 1987. *Documentation of Computer Program VS2DT to Solve the Equations of Fluid Flow in Variable Saturated Porous Media*. Water – Resources Investigations Report 83 – 4099. U.S. Geological Survey, Denver CO.

- Ludvigsen, L., H-J. Albrechtsen, G. Heron, P.L. Bjerg, and T.H. Christensen. 1998. Anaerobic Microbial Redox Processes in a Landfill Leachate Contaminated Aquifer (Grindsted, Denmark). *J. Contaminant Hydrology*. 33: 273 – 291.
- Mahmood, T., R. Ali, K.A. Malik, and S.R. A. Shamsi. 1997. Denitrification With and Without Maize Plants (*Zea mays L.*) under Irrigated Field Conditions. *Biol. Fertil Soils*. 24: 323 – 328.
- Masters, G.M. 1991. *Introduction to Environmental Engineering and Science*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- McBean, E. and F.A. Rovers. 1998. *Statistical Procedures for Analysis of Environmental Monitoring Data and Risk Assessment*. Prentice Hall PTR Environmental Management and Engineering Series. Vol. 3. Prentice Hall Upper Saddle River NJ.
- Montgomery, D.C. 1991. *Diseño y Análisis de Experimentos*. Grupo Editorial Iberoamérica. México.
- Mualem, Y. 1976. A new Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. *Water Resour. Res.* 12: 593 – 622.
- Mueller, D.K., P.A. Hamilton, D.R. Helsel, K.J. Hitt and B.C. Ruddy. 1995. Nutrients in Ground Water and Surface Water of the United States – An analysis of data through 1992. *United States Geological Survey Water-Resources Investigations Report 95-4031*, 1-74.
- Nelson, S.D. and, R.E. Terry. 1996. The Effects of Soil Physical Properties and Irrigation Method on Denitrification. *Soil Science*. 161: 242-249.
- Nielsen, D.R., M.Th. Van Genuchten and J.W. Biggar. 1986. Water Flow and Solute Transport Processes in the Insaturated Zone. *Water Resour. Res.* 22(9), 89s – 108s.
- Nolan B.T., B.C. Ruddy, K.J. Hitt, and D.R. Helsel. 1997. Risk of Nitrate in Groundwaters of the United States – a National Perspective. *Environmental Science and Technology*. 31: 2229-2236.
- NMX-AA-036-SCFI-2001. Análisis de agua – Determinación de Acidez y Alcalinidad en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas – Método de Prueba (Cancela a la NMX-AA-036-1981). *Secretaría de Economía*. E.U.M.
- NMX-AA-072-SCFI-2001. Análisis de agua – Determinación de Dureza Total en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas – Método de Prueba (Cancela a la NMX-AA-072-1981). *Secretaría de Economía*. E.U.M.
- NMX-AA-073-SCFI-2001. Análisis de agua – Determinación de Cloruros Totales en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas – Método de Prueba (Cancela a la NMX-AA-073-1981). *Secretaría de Economía*. E.U.M.
- NMX-AA-074-SCFI-1981. Norma Mexicana, Análisis de Agua. Determinación del Ion Sulfato. *Secretaría de Comercio y Fomento Industrial*. E.U.M.
- NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse al agua para su potabilización. 1996. *Secretaría de Economía*. E.U.M.
- Nyambe, I.A., and C. Masecka. 2000. Groundwater pollution, land use and environmental impacts on Lusaka aquifer. In O. Sililo *et al.* *Groundwater Past Achievements and Future Challenges*. A.A. Balkema, Rotterdam.
- O'Neill, P. 1993. *Environmental chemistry*. 2nd edition. Chapman and Hall. London, UK.

- Óenema, O., P.C.M. Boers, M.M. van Eerd, B. Fraters, H.G. van der Meer, C.W.J. Roest, J.J. Schröder, and W.J. Willems. 1998. Leaching of Nitrate from Agriculture to Groundwater: The Effect of Policies and Measures in the Netherlands. *Environmental Pollution*: 102-S1: 471 – 478.
- Or, D. and J.M. Wraith. 1999b. A new TDR-based soil matric potential sensor. *Water Resour. Res.* 35:3399 – 3407.
- Or, D. and J.M. Wraith. 2002. Soil Water Content and Water Potential Relationships. In Arthur W. Warrick (ed). *Soil Physics Companion*. CRC Press. USA.
- Ottman, M. and N.V. Pope. 2000. Nitrogen Fertilizer Movement in the Soil as Influenced by Nitrogen Rate and Timing in Irrigated Wheat. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1883 – 1892.
- Pacheco, J., L. Marin, A. Cabrera, B. Steinich, and O. Escolero. 2001. Nitrate Temporal and Spatial Patterns in 12 Water – Supplies Wells, Yucatan, Mexico. *Environmental Geology*. 40 (6): 708 – 715.
- Paramasivam, S., A. K. Alva, and O. Prakash. 1998. Denitrification from Sandy Soils Treated with Liquid or Dry Granular Nitrogen Form. *Soil Science*. 163(9): 686 – 693.
- Paramasivan, S., A.K. Alva, A. Fares, and K.S. Sajwan. 2001. Estimation of Nitrate Leaching in an Entisol Under Optimum Citrus Production. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 914-921.
- Parlange, M.B., and J.W. Hopmans. 1999. *Vadose Zone Hydrology-Cutting Across Disciplines*. Oxford University Press, Inc. New York.
- Pauwels, H., P. Lachaassagne, P. Bordenave, J. C. Foucher, and A. Martelat. 2001. Temporal Variability of Nitrate Concentration in a Schist Aquifer and Transfer to Surface Waters. *Applied Geochemistry*. 16: 583 – 596.
- Perry, R.H. and D.W. Green. 1997. *Perry's Chemical Engineers' Handbook*. Seven Edition. McGraw Hill. USA.
- Plenecassagne, A., E. Romero-Fierro, y C. López-Borrego. 1997. *Manual de Laboratorio No. 1. Métodos de Análisis INIFAP-ORSTOM*. Ed. CENID-RASPA. Durango, México.
- Pulido-Bosch, A., S. Bensi, L. Molina, A. Vallejos, J.M. Calaforra, P. Pulido-Leboeuf. 2000. Nitrates as Indicators of Aquifer Interconnection. Application to the Campo de Dalías (SE – Spain). *Environmental Geology*. 39(7): 791 – 799.
- Radcliffe, D.E. and T. C. Rasmussen. 2002. Soil Water Movement. In A.W. Warrick (ed.), *Soil Physics Companion*. CRC Press, Boca Raton Florida.
- Ramos, C., A. Agut, and A.L. Lidón. 2002. Nitrate Leaching in Important Crops of the Valencian Community Region (Spain). *Environmental Pollution*. 118: 215 – 223.
- Rauschkob, R.S., A.G Honsby. 1994. *Nitrogen Management in Irrigated Agriculture*. Oxford University Press, New York, NY. 251 p
- Reimann, C. and P. Filzmoser. 2000. Normal and Lognormal Data Distribution in Geochemistry: Death of a Myth. Consequences for the Statistical Treatment of Geochemical and Environmental Data. *Environmental Geology*. 39(9): 1001 – 1014.
- RETIC v. 6.0. 2000. Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. M.Th. Van Genuchten, J. Simunek, F.J. Leij, and M. Sejna. IGWMC.

- Ritter, W.F., R.W. Scarborough, and A.E.M. Chirnside. 1998. Winter Crops as a Best Management Practice for Reducing Nitrogen Leaching. *J. Contaminant Hydrology*. 34: 1 – 15.
- Rivers, C.N., K.M. Hiscock, N.A. Feast, H.M. Barret, and P.F. Dennis. 1996. Use of Nitrogen Isotopes to Identify Nitrogen Contamination of the Sherwood Sandstone Aquifer Beneath the City of Nottingham. U.K. *Hydrology Journal*. 4(1): 90 – 102.
- RosettaLite v. 1.0. 1999. *Predicting Soil Hydraulic Parameters from Basic Soil Data*. M.G. Schaap. IGWMC.
- Ross, P.J. 1990. Efficient Numerical Methods for Infiltration Using Richards Equation. *Water Resour. Res.* 26(2), 279 – 290.
- Schaap, M.G. and F. J. Leij. 2000. Improved Prediction of Unsaturated Hydraulic Conductivity with the Mualem – Van Genuchten Model. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 64: 843 – 851.
- Shrimali, M. and K.P. Singh. 2001. New Methods of Nitrate Removal from Water. *Environmental Pollution*. 112: 351 – 359.
- Šimůnek, J., T Vogel, and M.Th. Van Genuchten. 1994. *The SWMS_2D code for simulating water flow and solute transport in two-dimensional variably saturated media, v. 1.21*. Research Report No. 132, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, CA.
- Šimůnek, J., K. Huang, and M.Th. Van Genuchten. 1995. *The SWMS_3D Code for Simulating Water Flow and Solute Transport in Three - Dimensional Variably Saturated Media, v. 1.0*. Research Report No. 139. U.S. Salinity Laboratory, USDA. ARS, Riverside, CA.
- Šimůnek, J., K. Huang, and M.Th. Van Genuchten. 1998. *The HYDRUS Code for Simulating the One – Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media, v. 6.0*. Research Report No. 144. U.S. Salinity Laboratory, USDA. ARS, Riverside, CA. 164 pp.
- Smith, G.D., R. Westelaar, J.J. Fox, R.H.M.van de Graaff, D. Moeljohardjo, J. Sarwono, W.S.R. Asj'ari, S. Tjojudo, and Basuki. 1999. The Origin and Distribution of Nitrate in Groundwater from Village Wells in Kotagede, Yogyakarta, Indonesia. *Hydrogeology Journal*. 7: 576 – 589.
- Smith, K.A. and C.M. Mullins. 1991. *Soil Analysis: Physical Methods*. Marcel Dekker, New York. NY.
- Snoeyink, V. y D. Jenkins. 1993. *Química del agua*. Limusa. México
- Sol de Tlaxcala. 15 de Julio de 2000. Organización Editorial Mexicana.
- Spalding, R.F. and M.E. Exner. 1993. Occurrence of Nitrate in Groundwater – a Review. *Journal of Environmental Quality*. 22: 392 – 402.
- STATGRAPHICS 5 PLUS. 1985 – 2000. *Manugistic, Inc.* 9715 Key West Avenue Rockville, MD 20850. USA.
- STELLA v. 7.0.2. 2001. An Introduction to Systems Thinking. *High Performance Systems, Inc.* Hanover, NH. URL: <http://www.hps-inc.com>.
- Stevenson, F.J. 1994. *Humus chemistry. Genesis, composition, reactions*. John Wiley and Sons, Inc. New York, NY.
- Strebel, O., W.H.M. Duynisveld, and J. Bottcher. 1989. Nitrate Pollution of Groundwater in Western Europe. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 26: 189-214.

- Stumm, W. and J.J. Morgan. 1996. *Aquatic Chemistry. Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. Third Edition. A Wiley – Interscience Publications. John Wiley and Sons, Inc. USA.
- SURFER (Win32) v. 6.04. 1996. Surface Mapping System. *Golden Software, Inc.* Golden, Colorado.
- Tannenbaum, S.R., and L.C. Green. 1985. *Selected abstracts on the role of dietary nitrate and nitrite in human carcinogenesis*. International Cancer Research Data Bank Program. *National Cancer Institute*. Washington, D.C.
- Tase, N. 1992. Groundwater Contamination in Japan. *Environ. Geol. Water Sci.* 20(1): 15 – 20.
- Thompson, T.L., T.A. Doerge, and R.E. Godin. 2000 I. Nitrogen and Water Interactions in Subsurface Drip-Irrigated Cauliflower: I. Plant Response. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 406 – 411.
- Thompson, T.L., T.A. Doerge, and R.E. Godin. 2000 II. Nitrogen and Water Interactions in Subsurface Drip-Irrigated Cauliflower: II. Agronomic, Economic, and Environmental Outcomes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 412 – 418.
- Tisdale, S.L., W.L. Nelson, J.D. Beaton, and J.L. Havlin. 1993. *Soil fertility and fertilizers*. 5th edition. Macmillan Publishing Company. New York, NY.
- Topp, G.C. 1992. Advances in Measurement of Soil Physical Properties: Bringing Theory into Practice. *Soil Sci. Soc. Am. Spec. Pub.* 30. Madison, WI.
- Tortora, G.J., B.R. Funke, and C.L. Case. 1998. *Microbiology an introduction*. 6th edition. Benjamin/Cummings Publishing Company.
- van Genuchten, M.Th. 1980. A closed – Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated. *Soil. Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 892 – 898.
- van Genuchten, M.Th. 1987. *A Numerical Model for Solute Movement In and Below the Root Zone*. Research Report. U.S. Salinity Laboratory, Riverside, CA.
- van Genuchten, M.Th., F.J. Leij, and S.R. Yates. 1991. *The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils*. EPA/600/2-91/065, U.S. Environmental Protection Agency. Ada, OK.
- van Genuchten, M.Th. and F.J. Leij. 1992. On Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils. In M.Th. Van Genuchten, F.J. Leij, and L.J. Lund (eds.). *Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils*. U.S. Salinity Lab. Riverside, CA.
- Van Genuchten, M.Th., and E.A. Sudicky. 1999. Recent Advances in Vadose Zone Flow and Transport Modeling. In M.B. Parlange, and J.W. Hopmans (eds.). *Vadose Zone Hydrology-Cutting Across Disciplines*. Oxford University Press, Inc. New York. pp. 155-193.
- Voss, C.I. 1984. *A Finite – Element Simulation Model for Saturated - Unsaturated Fluid – Density – Dependent Groundwater Flow with Energy Transport or Chemically - Reactive Single Species Solute Transport*. U.S. Geological Survey. Denver CO.
- Walters, D.T., M.S. Aulakh, and J.W. Doran. 1992. Effects of Soil Aeration, Legume Residue, and Soil Texture on Transformations of Macro – and Micronutrients in Soils. *Soil Science*. 153(2): 100 – 107.
- Wang, F.L., and A.K. Alva. 2000. Ammonium Adsorption and Desorption in Sandy Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1669 – 1674.

- Wellings, S.R. and J.P. Bell. 1980. Movement of Water and Nitrate in the Unsaturated Zone of Upper Chalk Near Winchester, Hants., England. *J. Hydrology*. 48: 119 – 136.
- Wendland, F., H. Albert, M. Bach, and R. Schmidt. 1994. Potential Nitrate Pollution of Groundwater in Germany: A Supraregional Differentiated Model. *Environmental Geology*. 24: 1 – 6.
- Werner, G. 1988. *Los suelos en el Estado de Tlaxcala, Altiplano Central Mexicano*. Gobierno del Estado de Tlaxcala-Universidad Autónoma de Tlaxcala. Tlaxcala, México .
- WHO (World Health Organization). 1985. *Health Hazards from Nitrates in Drinking Water*. In: *Report on a WHO meeting in Copenhagen, march 5-9, 1984*. Regional office for Europe, Copenhagen Denmark, 49-66.
- Wind, G.P. 1968. Capillary Conductivity Data Estimated by A Simple Method. pp. 181-191. In P.E. Rijtema and H. Wassink (eds). *Water in the Unsaturated Zone*. Vol. 1. *Proceedings of the Wageningen Symposium*, Wageningen, the Netherland. 19 –23 June 1966. IASH, Gentbrugge, the Netherland and UNESCO, Paris.
- Wrage, N., G.L. Velthof, M.L. van Beusichem, and O. Óenema. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry*. 33: 1723 – 1732.
- Wraith, J.M., and D. Or. 1998. Nonlinear parameter estimation using spreadsheet software. *J. Nat. Resour. Life. Sci Educ.*, 27: 13-19.
- Wraith, J.M., and D. Or. 2001. Soil water characteristic determination from concurrent water content measurements in reference porous media. *Soil Sci. Am. J.* 65: 1659-1666.
- Yen, T.F. 1999. *Environmental Chemistry. Chemical Principles for Environmental Processes*. Prentice Hall PTR Environmental Management and Engineering Series. Vol. 4B. USA.
- Zakutin, V.P., D.A Fetisenko, Z.N. Panteleeva, A.A. Bogomolova, and N.N. Chugonova. 1994. Nitrate Pollution of Groundwater in the Area of the CIS and Adjacent Countries. *Water Resources*. 21(3): 346 – 352.
- Zhang, W.L., Tian, Z.X., Li, X.Q., 1996. Nitrate Pollution of Groundwater in Northern China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 59(3): 223 – 231.