



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA

INSTITUTO DE GEOLOGÍA

AGUA SUBTERRÁNEA

“ANÁLISIS DEL IMPACTO DE LA ACTIVIDAD AGRÍCOLA
EN EL AGUA SUBTERRÁNEA EN LA ZONA DE
LA TRINITARIA, CHIAPAS”

TESIS

Que para optar por el grado de

MAESTRA EN CIENCIAS DE LA TIERRA

PRESENTA
SELENE OLEA OLEA

TUTOR:
DR. OSCAR A. ESCOLERO FUENTES
INSTITUTO DE GEOLOGÍA

MÉXICO, D.F.,

NOVIEMBRE DE 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

El presente trabajo forma del proyecto:

**Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo Sobre el Agua.
Área 2, Sistema Hidrológico Nacional, Estudios de Calidad del Agua.
Proyecto Financiado por el Fondo Sectorial CONAGUA-CONACYT.**

**ESTUDIO HIDROLÓGICO Y DE CALIDAD DEL AGUA DEL SISTEMA
LAGUNAR DE MONTEBELLO, CHIAPAS.**

**Número de proyecto: 167603.
Realizado en el Instituto de Geología, UNAM.**

Coordinador: Dr. Oscar A. Escolero Fuentes.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Consejo de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por brindarme la beca de manutención para mis estudios de maestría y la beca mixta para realizar una estancia académica en el extranjero.

Al mi asesor el Dr. Oscar Escolero Fuentes, por brindarme la oportunidad de aprender y crear este trabajo, por confiar en mis capacidades y por fomentar mi aprendizaje.

A mi comité tutorial los Drs. Oscar Escolero y Eric Morales Casique, por brindarme la orientación y la guía para desarrollar el presente trabajo de investigación.

A la Dra. Lucy Mora Palomino por su valioso apoyo en el análisis de muestras de agua subterránea y en la interpretación de los resultados.

Al Dr. Roberto Bonifaz Alonzo por su gran apoyo e interés en lograr los permisos necesarios para llevar a cabo el trabajo de campo.

A la Dra. Olivia Zamora Martínez, responsable del laboratorio de Cromatografía del Instituto de Geología, UNAM.

Al laboratorio de biogeoquímica acuática del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.

Al laboratorio Universitario de Nanotecnología ambiental (LUNA) del CCADET, UNAM.

Al personal administrativo de la dirección del Instituto de Geología por proporcionarme los medios necesarios para realizar el trabajo de campo.

Índice

Resumen.....	ii
1. Introducción	1
2. Antecedentes	4
2.1 Estudios previos.....	4
2.2 Justificación	5
2.3 Hipótesis.....	6
3 Marco teórico	9
3.1 Nivelación de brocales.....	9
3.2 Red de Monitoreo	9
3.3 Piezómetro	9
3.4 pH	9
3.5 Temperatura.....	10
3.6 CE.....	10
3.7 Piper	10
3.8 Stiff	11
3.9 Suelos	11
3.10 Tiempo de residencia	12
3.11 Nitrógeno.....	13
3.12 Ciclo del Nitrógeno	13
3.13 Nitrificación	14
3.14 Desnitrificación.....	15
3.15 Exceso de nitrógeno	18
3.16 Factores que determinan la lixiviación del NO ₃ -	18
3.17 Nitrato en el agua subterránea	19
3.18 Fosfatos	21
3.19 Sulfatos	23
3.20 Ley Darcy	24
3.21 Modelación conceptual	25
3.22 Modelación matemática	25

4.	Objetivos.....	27
5.	Marco físico	28
5.1	Localización	28
5.2	Vías de acceso	28
5.3	Actividades económicas	29
5.4	Fisiografía	31
5.5	Geología Regional.....	32
5.6	Estratigrafía	32
5.7	Clima	33
5.7.1	Temperatura media anual.....	34
5.7.2	Precipitación media anual.....	34
5.8	Geomorfología.....	35
5.9	Suelos.....	36
5.10	Suelos del sitio.....	37
5.11	Geología del sitio	38
5.12	Actividad agrícola en el sitio.....	40
6.	Metodología	45
6.1	Trabajo en gabinete.....	45
6.2	Trabajo en campo.....	47
6.2.1	Recorrido de verificación.....	47
6.2.2	Construcción de piezómetros.....	47
6.2.3	Piezometría.....	52
6.2.4	Nivelación de brocales.....	53
6.2.5	Muestreo de agua	54
6.2.6	Toma de datos fisicoquímicos	55
6.3	Trabajo en laboratorio.....	56
6.3.1	Análisis de iones mayores	56
6.3.2	Análisis de nutrientes	57
6.3.3	Análisis de COT	58
6.3.4	Columnas de materiales litológicos.....	58
6.3.5	Control de calidad de los datos	59
6.4	Procesamiento de datos.....	61

6.4.1	Configuración de la red de flujo	61
6.4.2	Columnas Litológicas	61
6.4.3	Configuración de parámetros fisicoquímicos	61
6.4.4	SIG.....	62
6.4.5	Datos hidrogeoquímicos.....	62
6.4.6	Modelo conceptual.....	64
6.4.7	Modelación hidrogeoquímica	64
7	Resultados	66
7.1	Puntos de monitoreo.....	66
7.1.1	Ubicación puntos de monitoreo (piezómetros, norias y pozos)	66
7.1.2	Piezómetros.....	67
7.1.3	Parámetros medidos en campo	68
7.2	Columnas litológicas.....	71
7.3	Procesamiento de datos.....	72
7.3.1	Profundidad al nivel estático.....	72
7.3.2	Red de flujo de aguas subterráneas	73
7.3.3	Mapas de isolíneas	74
7.4	Resultados de laboratorio	78
7.4.1	Iones mayoritarios.....	78
7.4.2	Nutrientes.....	79
7.4.3	Carbono Orgánico Total	79
7.5	Confianza de los resultados de laboratorio.....	80
7.5.1	Confianza de Iones mayoritarios	80
7.5.2	Confianza de Nutrientes.....	81
7.5.3	Confianza de Carbono Orgánico Total.....	82
7.6	Procesamiento de datos de Laboratorio	83
7.6.1	Gráfico Piper	83
7.6.2	Gráfico de Stiff.....	85
7.6.3	Grafico de Scatter	86
8	Funcionamiento del Sistema	88
8.1	Modelos conceptuales	88
8.1.1	Modelo hidrogeológico conceptual.....	88

8.1.2 Modelo cristales de yeso.....	89
8.2 Nitratos.....	91
8.2.1 Nitrificación	93
8.2.2 Desnitrificación.....	96
8.3 Posibles modelos acerca de la perdida de N.....	101
8.3.1 Modelación directa desnitrificación.....	101
8.3.2 Modelación Inversa Nitratos	102
8.4 Fosfatos	104
8.5 Sulfatos.....	106
8.6 Posibles modelos acerca de presencia de sulfatos	107
8.6.1 Modelación directa Índices de Saturación	107
8.6.2 Modelación directa incremento de Ca y SO ₄	109
8.6.3 Modelación directa yeso a la saturación.....	110
8.7 Análisis del impacto de la agricultura.....	112
9 Discusión.....	119
9.1 Nitrificación y Desnitrificación.....	119
9.2 Sulfatos y fertilizantes	123
9.3 Fosfatos	124
9.4 Sistema de flujo de aguas subterráneas.....	125
10 Conclusiones.....	127
Referencias	129
Anexos	140
Anexo 1. Configuraciones de parámetros fisicoquímicos	140
Anexo2. Columnas litológicas.....	142
Anexo 3. Descripción litológica	150
Anexo 4. Modelación Hidrogeoquímica	157
Anexo 4.1 Modelación directa proceso redox.	157
Anexo 4.2 Modelación Inversa para observar los procesos que se dan en la desnitrificación.	157
Anexo 4.3 Código del modelo hacia adelante relación entre Ca y SO ₄ , forman yeso.	158
Anexo 4.4 Código para el modelado hacia adelante de la reacción del yeso a la saturación en la muestra 10.....	159

Índice de Tablas

Tabla 3.9. Clasificación por tamaño de las partículas del suelo.....	12
Tabla 3.10. Tiempos de residencia del agua.....	13
Tabla 5.12. Fertilizantes usados en la zona agrícola.....	44
Tabla 6.2. Partes de la Barrenadora.....	49
Tabla 7.1.1. Ubicación y tipo de los puntos de monitoreo.....	67
Tabla 7.1.2. Piezómetros y su profundidad.....	68
Tabla 7.1.3. Parámetros Fisicoquímicos Septiembre 2014.....	69
Tabla 7.1.2(1). Parámetros Fisicoquímicos Noviembre 2014.....	70
Tabla 7.1.3(3). Parámetros Fisicoquímicos Enero 2015.....	71
Tabla 7.4.1. Resultados de iones mayoritarios en mg/l.....	78
Tabla 7.4.2. Nutrientes determinados en mg/l.....	79
Tabla 7.4.3. Carbono Total, Carbono Inorgánico, Carbono Orgánico Total en mg/l.....	80
Tabla 7.5.1. Resultados Confianza de Iones Mayores.....	81
Tabla 8.1.2. Profundidad a la que se encontraron los cristales de yeso.....	90
Tabla 8.2.1. Sitios con concentraciones mayores de $N-NO_3^-$	94
Tabla 8.2.2 Sitios con concentraciones menores de $N-NO_3^-$	96
Tabla 8.3.2. Modelos inversos de Nitratos.....	104
Tabla 8.6.1. Índices de Saturación del Yeso.....	108
Tabla 8.7. Cálculos de caudal, $N-NO_3$ y $P-PO_4$	117
Tabla 9.1. Valores de la mediana datos de la cuenca Julio del 2013.....	119
Tabla 9.1(1). Valores de la mediana datos de la zona agrícola, sep-nov 2014.....	120
Tabla 9.3. Mediana de fosfatos para Río Grande de Comitán y La Trinitaria.....	125

Índice de figuras

Figura 3.8. Diagrama de Stiff.....	11
Figura 5.1. Ubicación del área de estudio.....	28
Figura 5.2. Mapa de acceso a la zona de estudio.....	29
Figura 5.3. Parque Lagos de Montebello con Zona de estudio.....	30
Figura 5.4. Fisiografía de la zona de estudio.....	31
Figura 5.7. Climas en la Cuenca del Río Grande de Comitán y en la zona de estudio.....	34
Figura 5.8. Mapa de unidades geomorfológicas de la cuenca Río Grande-Lagunas de Montebello.....	36
Figura 5.9. Mapa de suelos de la Cuenca del Río Grande de Comitán.....	37
Figura 5.11. Geología de la zona de estudio.....	40
Figuras 6.2(1) y 6.2(2). Barrenadora.....	51
Figuras 6.2(3) y 6.2(4). Proceso de barrenado.....	51
Figura 6.2(5). Nivel freático en la perforación.....	52
Figura 6.2.3. Sonda eléctrica.....	52
Figuras 6.2.4 y 6.2.4(1). Estaciones de medición satelital fija y móvil.....	54
Figura. 6.2.6. pH-metro.....	55
Figura 7.1.1. Ubicación puntos de monitoreo con base al número de control.....	66
Figura 7.2. Piezómetros 7, 8 y 9.....	72
Figura 7.3.1. Mapa de profundidad al Nivel Estático Noviembre 2014.....	73
Figura 7.3.2. Red de Flujo de Aguas Subterráneas Noviembre 2014.....	74
Figura 6.3.3. Mapa de isolíneas de la temperatura en noviembre del 2014.....	75
Figura 7.3.3(1). Mapa de isolíneas para el pH en noviembre del 2014.....	76
Figura 7.3.3(2). Mapa de isolíneas para la Conductividad Eléctrica en nov 2014.....	77
Figura 7.5.2. Comparación de dos métodos de análisis para N-NO ₃	82
Figura 7.5.3. Comparación entre HCO ₃ y Carbono Inorgánico.....	83

Figura 7.6.1. Diagrama de Piper muestra la clasificación del agua subterránea por familias de agua.....	84
Figura 7.6.2. Diagramas de Stiff con su distribución espacial.....	86
Figura 7.6.3. Relación entre Ca y SO ₄ con su distribución en el mapa.....	87
Figura 8.1.1. Modelo hidrogeológico conceptual.....	89
Figura 8.1.2. Modelo disolución y precipitación de cristales de yeso.....	90
Figura 8.1.2 (2) Mapa de isolíneas de SO ₄ para Noviembre del 2014.....	91
Figura 8.2.1. N-NO ₃ ⁻ en la zona de estudio y los 3 sitios con valores más altos.....	95
Figura 8.2.2. Comparación entre N-NO ₃ ⁻ y PNE.....	99
Figura 8.2.2(1). Comparación entre N-NO ₃ ⁻ y COT.....	100
Figura 8.2.2(2). Comparación entre N-NO ₃ ⁻ y pH.....	100
Figura 8.3.1. Reacción REDOX, desnitrificación.....	102
Figura 8.4. Mapa de isolíneas de P-PO ₄	106
Figura 8.6.2. Relación lineal de Ca y SO ₄ en la formación de cristales de yeso.....	109
Figura 8.6.3. Modelado del Yeso a la saturación.....	111
Figura 8.6.3(1). Yeso en la saturación.....	112
Figura 8.7. Determinación de espesor del acuífero.....	114
Figura 8.7(1). Cálculo de caudal en el acuífero.....	117
Figura 8.7(2). Sitios con Nitrificación y Desnitrificación.....	118

Resumen

El Parque Nacional Lagunas de Montebello, se encuentra ubicado al sureste del estado de Chiapas, recientemente ha sufrido procesos que han degradado sus capacidades naturales, tales como el cambio de coloración y olor azufrado en algunos lagos del sistema, hasta la mortandad de peces. El presente trabajo se llevó a cabo con la finalidad de comprender parte de la problemática de la contaminación en los mismos, la cual pudiera estar relacionada con la actividad agrícola en el acuífero local adyacente a los lagos de Tepancuapan y San Lorenzo, en el municipio de la Trinitaria. Esta zona es de gran interés debido a que en la misma se desarrollan actividades agrícolas de forma intensiva donde se cultivan principalmente: maíz, tomate y frijol, en donde se aplican fertilizantes nitrogenados, sulfatados y fosfatados a los cultivos. Los contaminantes provenientes de los fertilizantes que han sido lixiviados e infiltrados al acuífero viajan por medio del flujo subterráneo y descargan en el río grande de Comitán y los lagos.

Para llevar a cabo este estudio se construyó una red de monitoreo de aguas subterráneas por medio de 14 piezómetros y se obtuvieron las columnas litológicas de los mismos. En la red de monitoreo se incluyeron además 4 pozos y 3 norias de la zona, teniendo un total de 21 puntos. Los materiales del subsuelo en los que se encuentra el acuífero son arcillosos, arcillo arenosos, arcillo limosos y areno arcillosos, con predominancia de arcillo arenosos.

Se realizaron mediciones de niveles freáticos y toma de parámetros fisicoquímicos (pH, Temperatura, Conductividad Eléctrica) en campo cada dos meses, realizando 3 mediciones en seis meses.

Para cuantificar hidrogeoquímicamente al acuífero se tomaron muestras de agua subterránea para su análisis en laboratorio de: iones mayoritarios, nutrientes y carbono orgánico total, de

19 de los 21 sitios monitoreados. Las muestras se tomaron en los meses de septiembre y noviembre del 2014, durante la época de lluvias.

Los resultados más relevantes de los análisis de laboratorio del agua subterránea son: las concentraciones de N-NO_3^- en 3 sitios tienen valores sobresalientes de 6.53, 7.15 y 18.13 mg/l y en los 16 sitios restantes presentan una mediana de 0.15 mg/l; la concentración de P-PO_4 tiene una mediana de 0.018 mg/l; existiendo la presencia de aguas sulfatadas en el acuífero.

Con los datos obtenidos de las mediciones en campo y los resultados de laboratorio se realizaron dos modelos conceptuales para explicar el funcionamiento hidrogeológico del sistema y los procesos de disolución precipitación de los yesos, posterior a estos se realizaron 5 modelos matemáticos con el software libre PHREEQC con la finalidad de comprobar los supuestos de los modelos conceptuales tales como procesos de nitrificación, desnitrificación, y disolución-precipitación de yesos.

Las principales conclusiones de este trabajo están relacionadas con: ingreso de contaminantes por medio de los fertilizantes nitrogenados al acuífero que se pueden ver afectados por procesos de nitrificación y desnitrificación. La nitrificación puede ser producto de las condiciones de Temperatura (T)°, pH y humedad necesarias para que se lleve a cabo, también podría ser que las concentraciones de N-NO_3^- estén relacionadas con la reciente infiltración de compuestos nitrogenados. La desnitrificación se asocia a los parámetros medidos en campo como el tamaño de grano, niveles freáticos someros, y el supuesto de que debido al tamaño de grano fino se tiene presencia de carbono orgánico lábil; presencia de sistemas de flujo subterráneo conductividad hidráulica (k) entre 10^{-6} a 0.1 m/d según Fetter (2001) y por lo tanto de movimiento lento en respuesta a las condiciones de grano fino encontradas; composición de aguas sulfatadas asociada a la geología de la zona y la presencia de cristales de yeso, donde la actividad agrícola aporta cantidades poco significativas de sulfatos al acuífero; ingreso de

contaminantes a la zona no saturada procedentes de los fertilizantes agrícolas que se mueven lentamente a consecuencia de las condiciones granulométricas y aún no han alcanzado el acuífero.

1. Introducción

El adecuado manejo de los ecosistemas permite conservar en todo su conjunto a los organismos y el medio físico donde se relacionan. Los Lagos de Montebello forman parte de un gran ecosistema compuesto por diferentes elementos como son: los suelos, el agua superficial, el agua subterránea y las formas vivas que lo habitan (Flora y Fauna).

El manejo integral de un ecosistema se hace cuando se permite a todos los elementos del mismo existir sin afectar sus capacidades naturales, cuando alguna de ellas se ve afectada se pueden alterar los componentes del mismo y llegar a poner en riesgo su existencia.

Los ecosistemas se encuentran compuestos de componentes abióticos como el nitrógeno y fosfato. En el ecosistema Lagos de Montebello, se desarrollan actividades agrícolas en las cuales se hace uso de sustancias que contienen nutrientes que son asimilables por las raíces de las plantas (fertilizantes), dependiendo de la composición y concentración de estos nutrientes, se pueden alterar los compuestos abióticos naturales de los ecosistemas.

Una de las actividades que altera los compuestos de los ecosistemas es el desarrollo de las actividades agrícolas, y en especial de los recursos que logran mayor eficiencia en los cultivos. Los suelos agrícolas pueden contener NO_3^- procedentes de diferentes fuentes como; fertilizantes, abonos, productos orgánicos, cultivos residuales, depositación atmosférica y fijación biológica de N_2 .

El NO_3^- puede migrar de la capa arable por la absorción del cultivo, por la lixiviación a las capas más profundas del suelo y al agua subterránea. (Bothe et al. 2006).

La nitrificación se define comúnmente como la oxidación biológica del amonio en tres pasos; de amonio (NH_4^+) o amoníaco (NH_3) a nitrato (NO_3^-), con el nitrito (NO_2^-) como intermediario (McLain et al. 2004).

La desnitrificación ocurre en condiciones anaeróbicas y microbiológicamente hablando se define como la reducción bacteriana respiratoria de $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$ a NO , N_2O o N_2 gaseoso (Bremner, 1997; Garrido et al. 2002).

La desnitrificación se lleva a cabo en condiciones reductoras o sin oxígeno y la nitrificación en condiciones oxidantes o con oxígeno, estos procesos pueden presentarse en zonas agrícolas.

El fósforo es un elemento importante en los ecosistemas, en las plantas forma parte de los ácidos nucleídos y un factor de fertilidad en los suelos y en los sistemas acuáticos. El fosforo puede viajar a través del flujo subterráneo hacia los cuerpos de agua superficial como lagos y conducir a la eutrofización.

Las actividades agrícolas pueden aportar un incremento en las concentraciones de sulfatos cuando se utilizan fertilizantes como el sulfato de amonio (IGME, 1985).

El presente estudio se realizó en el acuífero comprendido entre el Ejido Lázaro Cárdenas, en las colonias Victorico y Ojo de agua, La Ranchería San Lorenzo y las propiedades privadas: Albores, Solís y Navarrete, todas adyacentes a las lagunas Tepancuapan y San Lorenzo, en La Trinitaria. En la zona predominan las actividades agrícolas con cultivos de maíz, tomate y frijol y donde se lleva a cabo el uso de fertilizantes nitrogenados, fosfatados y sulfatados.

El uso en exceso de fertilizantes en la zona agrícola afecta la calidad del agua en el acuífero, debido a que estos migran por lixiviación a las aguas subterráneas. Conservar la calidad del agua es primordial para preservar los ecosistemas como los Lagos de Montebello.

La degradación de los Lagos de Montebello ha generado preocupación entre autoridades e investigadores. Por lo cual es de fundamental e importante conocer la relación existente entre las actividades agrícolas y la degradación de los Lagos de Montebello.

2. Antecedentes

En 1959, el Diario Oficial de la Federación (DOF, 1959), declaró Área Natural Protegida al Parque Nacional Lagunas de Montebello.

En la zona de los Lagos de Montebello no se ha documentado aún la interconexión entre lagos, sin embargo, es posible que la civilización prehispánica que habitó a sus alrededores haya realizado canales para comunicarlos. Tal interconexión entre lagos hace que los mismos puedan ser más vulnerables a cualquier evento que afecte su equilibrio natural.

En 1989 disminuyó la capacidad de resiliencia de los Lagos de Montebello, presentando cambios en la coloración inicialmente cristalina a amarilla verdosa.

En el 2003 en los lagos Vuelta de Agua y Bosque Azul se presentaron olores fétidos de compuestos azufrados, altas concentraciones de sulfatos y mortandad de peces.

2.1 Estudios previos

En el área del Parque Nacional de los Lagos de Montebello, en los años 2011- 2012 la CFE (Comisión Federal de Electricidad) llevó a cabo el “Estudio para conocer la Calidad del Agua de las Lagunas de Montebello, Chiapas” donde se evaluó la Hidrometría, Geohidrología y Los Modelos matemáticos de la calidad del agua para esta área. Las conclusiones de dichos estudios se enfocaron en aspectos generales, como determinar la relación de la geología con el sistema lagunar, definir la vulnerabilidad del acuífero, las fuentes potenciales de contaminación, la presencia de agroquímicos en la zona sin tener presente algún tipo, las familias de agua para los sitios muestreados en Chincultik, Vuelta de Agua, San Lorenzo, Tepancuapan (llamada también Balantetik) y Chaj-Chaj. En dicho

estudio debido a que no existían pozos en las áreas del sistema lagunar Montebello no les fue posible realizar una red de monitoreo de aguas subterráneas.

Adicionalmente en el área de los lagos de Montebello se han llevado a cabo diversos estudios con enfoques en diferentes temas como son:

Durán (2013), llevó a cabo el “Análisis Geomorfológico del Parque Nacional Lagunas de Montebello”, en donde describió de forma detallada las unidades morfogenéticas basadas en su origen, tipo, litología, edad y morfometría.

Bahaena (2014), desarrolló la “Cartografía Temática de la Cuenca Hidrográfica del Sistema Lagunar Montebello, Chiapas”, donde elaboró mapas temáticos de altimetría, pendientes, edafología, geología, geomorfología, hidrología, vegetación, calidad del agua, utilizando las bases de datos del INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), SGM (Servicio Geológico Mexicano), USGS (Servicio geológico de Estados Unidos Americanos) y los SIG (Sistemas de Información Geográficos).

Martínez (2015), realizó la “Caracterización de los Suelos de la Cuenca del Río Grande, como soporte para entender la dinámica de contaminantes que llegan al sistema lagunar de Montebello, Chiapas”, en el mismo pudo caracterizar las unidades geomorfológicas, las características y procesos pedogenéticos de los suelos así como la asociación geomorfológica con los suelos.

2.2 Justificación

Como se mencionó anteriormente la CFE llevó a cabo un estudio para conocer la Calidad del Agua de los Lagos de Montebello, sin embargo, las conclusiones de dicho estudio son generales, por lo cual fue necesario llevar a cabo un estudio de mayor detalle. La zona de

estudio adyacente a los lagos Tepancuapan y San Lorenzo en donde se desarrollan actividades agrícolas no había sido estudiada con anterioridad.

El presente trabajo forma parte del proyecto “Estudio Hidrológico y de Calidad del Agua del Sistema Lagunar de Montebello, Chiapas”. En dicho proyecto se han formado grupos de trabajo de 7 áreas de investigación de la UNAM (Instituto de Geología, Instituto de Geofísica, Instituto de Biología, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Instituto de Ecología, FES Iztacala y Facultad de Ciencias), de la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM-Azcatpotzalco) y de una ONG (INSTITUTO PARA EL DESARROLLO SUSTENTABLE EN MESOAMERICA, A.C. Registro RENIECYT: 1665), con la finalidad de comprender la problemática de la contaminación en los Lagos de Montebello y proponer medidas de mitigación.

La actividad agrícola que se desarrolla principalmente en el área de estudio se encuentra conformada por el cultivo de maíz, frijol y jitomate. En los cultivos se hace uso de nutrientes en forma de fertilizantes. Los fertilizantes son aplicados en diferentes tipos, cantidades y frecuencias dependiendo del tipo de cultivo y la madurez del mismo. Los fertilizantes pueden migrar por medio de lixiviación e infiltración al acuífero.

La zona agrícola de la zona de estudio forma parte del primer aporte de flujo de agua subterránea al sistema de Lagos de Montebello en la Laguna Tepancuapan y más adelante en San Lorenzo, debido a la conexión entre los lagos es importante conocer cuáles son las aportaciones de esta zona como punto de entrada, además de la relación que pudiera tener con la degradación de los lagos.

2.3 Hipótesis

- ❖ La contaminación de los lagos de Montebello se ha manifestado con el cambio de coloración en el agua superficial. Los lagos son alimentados por el flujo de agua subterránea y por agua superficial del Río Grande de Comitán. Evaluar las características hidrogeoquímicas del agua subterránea que descarga en los lagos es esencial para comprender este proceso.
- ❖ En la zona de la Trinitaria, existe un acuífero local localizado de forma adyacente a los lagos de Tepancuapan y San Lorenzo en donde se desarrollan actividades agrícolas de forma intensiva y se utilizan fertilizantes nitrogenados, sulfatados y fosfatados, los cuales podrían estar siendo lixiviados por el suelo e infiltrados hacia el acuífero. Y eventualmente debido a la circulación del flujo de agua subterránea llegar a los lagos de Tepancuapan y San Lorenzo, que son algunos de los lagos más contaminados y que han sufrido cambios en su coloración.
- ❖ La lixiviación de los fertilizantes varía en función del tipo de fertilizante y sus características de movilidad, así como del tipo de suelo en cada zona de cultivo.
- ❖ El proceso de infiltración de fertilizantes en el acuífero podría ser afectado por los procesos de nitrificación y desnitrificación, los cuales dependerán de parámetros como concentración de N-NO_3^- , pH, temperatura, carbono orgánico total (COT), profundidad del nivel freático, tamaño de grano, entre otros.
- ❖ El movimiento y dirección de los compuestos que hayan sido lixiviados e infiltrados al acuífero dependerá de la dirección de flujo del agua subterránea y la zona de descarga del acuífero.
- ❖ Las variables a evaluar para determinar las características hidrogeoquímicas del agua subterránea de la zona son: las condiciones físicas de la zona de estudio (tamaño de grano, temperatura, aplicación de fertilizantes, profundidad del nivel

freático) y las condiciones hidrogeoquímicas (concentración de nutrientes, pH, CE, COT).

- ❖ Para verificar las hipótesis anteriores es necesario llevar a cabo las siguientes actividades: toma y descripción de muestras de suelo, mediciones de niveles freáticos, toma de parámetros fisicoquímicos en campo (pH, T°, CE), toma de muestras de agua subterránea para su análisis en laboratorio (iones mayoritarios, COT, nutrientes), a fin de establecer la red local de flujo de agua subterránea, sus direcciones, las concentraciones de nutrientes en dicha agua subterránea y la cantidad y calidad del agua descargada a los lagos antes mencionados.
- ❖ Para comprobar las hipótesis es necesario evaluar el sitio por medio de los análisis de los resultados provenientes de las muestras de agua subterránea y la comparación de estos con los parámetros físicos del sitio, lo cual ayudará a comprender los procesos hidrogeoquímicos que se pueden estar llevando a cabo en el acuífero, los modelos conceptuales y matemáticos serán una herramienta que ayudará a comprobar o refutar las hipótesis.
- ❖ Como producto del análisis se establecerá la relación entre los resultados obtenidos de la evaluación de las variables y los modelos (conceptuales y matemáticos) con la contaminación observada en los lagos de Montebello.

3 Marco teórico

3.1 Nivelación de brocales

El uso del GPS manual en modo autónomo puede generar errores de precisión en el rango de metros, la relación de este es el doble en la componente vertical respecto al horizontal, y no se puede tener control sobre dicho error. En el estudio del agua subterránea la variable vertical es de importancia fundamental, por lo tanto se recomienda realizar la nivelación de brocales. La nivelación se lleva a cabo por medio de la instalación de dos bases, una fija que es la que recibe los datos de manera continua en un lapso de tiempo mayor y una móvil que toma datos en cada uno de los sitios donde es instalada y su rango de medición está dentro del rango de la base. Cuando se han medido tanto la estación fija como las estaciones móviles se procede al procesamiento de datos.

3.2 Red de Monitoreo

La Red Monitoreo busca valorar el físico e hidrogeoquímico de las aguas subterráneas. Las redes de monitoreo se construyen por medio de puntos de toma de datos físico y muestreo de agua subterránea.

3.3 Piezómetro

Instrumento utilizado para medir la presión de poros. Los piezómetros se utilizan para medir niveles de agua subterránea ((Nielsen y Schalla, 1991).

3.4 pH

El pH de una solución es el logaritmo negativo de la actividad del ión hidrógeno en moles por litro. Cuando el agua subterránea es removida de un acuífero los controles físicos que gobiernan la actividad del ión hidrogeno cambian y entonces el pH también (Lloyd et al.,

1985). Representa la concentración de iones hidrógeno presentes en el medio, expresada de manera logarítmica con una escala de 0-14.

3.5 Temperatura

Es el potencial calorífico referido a un cierto origen, por ejemplo la temperatura de fusión del hielo. La temperatura en las aguas subterráneas es muy poco variable, y responde a una media anual de las temperaturas atmosféricas de cada lugar, incrementado en el producto de la profundidad por el gradiente geotérmico. La medición de este parámetro en la descarga del pozo es de primordial importancia para cálculos termodinámicos relacionados a la química del agua (Lloyd et al., 1985).

3.6 CE

La conductividad eléctrica es la capacidad de un agua para conducir electricidad. La conductividad crece con la temperatura (referencia 25°C), con el contenido en iones disueltos (Custodio, 1983) y permite identificar de manera indirecta la salinidad de la solución. Los valores son usualmente reportados como; microsiemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$) o micromhos por centímetro ($\mu\text{mhos}/\text{cm}$).

3.7 Piper

El diagrama triangular de Piper ha sido universalmente usado para ilustrar diferencias, variaciones y tendencias en la química del agua. Las especies iónicas mayores de las aguas naturales son Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- y SO_4^{2-} . Un diagrama ternario puede mostrar la composición en porcentaje de tres iones. Esto se hace mediante la suma del Na^+ y K^+ para representar a los cationes en un triángulo y sumando CO_3^{2-} y HCO_3^- para mostrar los aniones en otro. Los iones mayores son graficados en dos triángulos ubicados en la base del diagrama como el porcentaje en miliequivalentes por litro de aniones y cationes (Lloyd

y Heathcote, 1985). Cada vértice del triángulo representa una concentración del 100% de cada uno de los tres constituyentes (Fetter, 2001).

3.8 Stiff

Los diagramas de Stiff están compuestos por 3 ejes horizontales sobre los que se grafican los cationes en miliequivalentes por litro a la izquierda de un eje vertical y los aniones a la derecha del mismo eje. Cuando los datos son graficados y los puntos son conectados (**Figura 3.8**), el resultado es un polígono cuya forma es representativa de un tipo de agua subterránea en particular (Kehew, 2001)

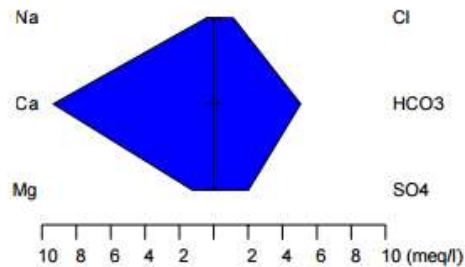


Figura 3.8. Diagrama de Stiff

3.9 Suelos

El suelo es la capa superficial que recubre a la Tierra, la cual está compuesta por una fase sólida, líquida y gaseosa. El suelo es un medio poroso y abierto, en el cual se dan constantes interacciones químicas, físicas y biológicas. Los tamaños de grano que se pueden encontrar en un suelo son arenas, limos y arcillas (**Tabla 3.9**).

Tabla 3.9. Clasificación por tamaño de las partículas del suelo (tomado de Rucks, et al., 2004).

	Sistema del Departamento de Agricultura de EE. UU.	Sistema Internacional
Fración del suelo	Diámetros límites en mm	
Arena muy gruesa	2-1	
Arena gruesa	1-0.5	2-0.2
Arena media	0.5-0.25	
Arena fina	0.20-0.10	0.2-0.02
Arena muy fina	0.10-0.05	
Limos	0.05-0.002	0.02-0.0002
Arcillas	< 0.002	< 0.002

3.10 Tiempo de residencia

El tiempo de residencia se define como la razón el volumen y la tasa de flujo a través del reservorio y es una medida promedio del tiempo que toma el movimiento del agua en un reservorio en particular. El tiempo de residencia de un reservorio dentro del ciclo hidrológico es el tiempo medio que una molécula de agua pasará en esa reserva (Tabla 4.1) (IUPA, 2015).

Tabla 3.10. Tiempos de residencia del agua

Reservorio de agua	Tiempo de residencia promedio
Océanos	3200 años
Glaciares	20 a 100 años
Cubierta de nieve estacional	2 a 6 meses
Humedad del suelo	1 a 2 meses
Agua del suelo: superficial	100 a 200 años
Agua del suelo: profunda	10000 años
Lagos	50 a 100 años
Ríos	2 a 6 meses
Atmósfera	9 días

3.11 Nitrógeno

El nitrógeno es el elemento más íntimamente relacionado con las reacciones provocadas por organismos vivos. Cuando el nitrógeno en la forma de nitrato alcanza el agua subterránea, este se torna muy móvil debido a su solubilidad y puede moverse en el agua subterránea con una transformación mínima, migrando largas distancias en área con aporte, siempre y cuando exista una alta permeabilidad de los materiales superficiales con oxígeno disuelto.

3.12 Ciclo del Nitrógeno

El ciclo del nitrógeno es uno de los principales ciclos biogeoquímicos. Dentro de este se da la transformación y movimiento de nitrógeno a través de la geosfera, biosfera, atmósfera e hidrosfera. (Jaffe, 2000; Turco, 1997, Brady, 1996).

El ciclo del N sugiere que las especies químicas nitrogenadas encontradas en aguas subterráneas están relacionadas principalmente al tipo de microorganismos presentes, a las condiciones físico-químicas en la matriz suelo-agua y a la historia transitoria del flujo del agua subterránea

conforme se mueve de las zonas de recarga a la de descarga (Cervantes y Armienta2004).

-Nitrato (NO_3^-)

Este ión representa el producto terminal estable de la nitrificación, es altamente soluble en agua y no es significativamente adsorbido por suelos ricos en arcillas. Los nitratos no forman minerales insolubles que puedan precipitar, su medio de remoción del agua subterrpanea es por medio de la reducción (Appelo y Postma, 1996).

-Nitrito (NO_2^-)

En ausencia de oxígeno los nitratos pueden ser reducidos a nitratos por una bacteria heterotrófica, por el proceso de desnitrificación (Appelo y Postma, 1996).

-Amoniacio (NH_3) y Aminio (NH_4^+)

El amoniaco y el amonio tieneden a ser absorbidos en el suelo por particulas de arcilla, el amonio será generalmente desplazado por otros cationes monovalentes que ya ocupan sitios de adsorción sobre las particulas de arcillas.

3.13 Nitrificación

La nitrificación se define comúnmente como la oxidación biológica en tres pasos del amonio (NH_4^+) o amoniaco (NH_3) a nitrato (NO_3^-), con el nitrito (NO_2^-) como intermediario (McLain, Martens., 2005; Chen et al. 1995).

Los nitratos al no poder ser retenidos a las superficies del suelo por intercambio iónico permanecen en solución y pueden ser movilizadados y transportados fácilmente con el agua que percola hacia el agua subterránea (Novotny, 2003).

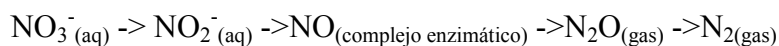
Factores que favorecen la nitrificación

A continuación se mencionan los principales factores que promueven el proceso de nitrificación (Buckman y Brady, 1991):

- a) Temperatura: La nitrificación se inicia a una temperatura de 2° C y aumenta progresivamente hasta alcanzar un máximo cuando se llega a unos 30°C. Este proceso se puede acelerar cuando la temperatura está entre los 15°C a 30°C (Keeney y Walsh, 1972), ya que las bacterias nitrificadoras requieren temperaturas elevadas para su actividad óptima.
- b) Humedad del suelo: La proliferación de bacterias nitrificantes disminuye cuando la humedad es escasa o excesiva. La nitrificación se atenúa en verano, con humedad escasa.
- c) La concentración del ión amonio: para que proliferen las bacterias nitrificantes tiene que haber suficientes disponibilidad del ión amonio en el suelo. Este puede provenir de la mineralización de la materia orgánica o de la aplicación de fertilizantes amoniacales.
- d) Aireación del suelo: Las bacterias nitrificantes son aerobias, por consiguiente les son favorables todas aquellas condiciones del suelo y prácticas de cultivo que favorezcan la aireación.
- e) Acidez del suelo: Las bacterias nitrificantes proliferan mejor en suelos ligeramente alcalinos, los intervalos del valor de pH en los cuales las bacterias nitrificantes muestran actividad se sitúan entre 5.5 y 8 con un óptimo entre 7 y 7.5.

3.14 Desnitrificación

La desnitrificación ocurre en condiciones anaeróbicas y microbiológicamente hablando se define como la reducción bacteriana respiratoria de $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$ a NO , N_2O o N_2 gaseosos (Bremner, 1997; Garrido et al. 2002). La reacción total comprende la transferencia de 5 electrones por átomos de N y es una vía complicada con varios productos intermedios metaestables. (Apelo y Postma, 1993). Se expresa de la siguiente manera:



Nitrato \longrightarrow Nitrito \longrightarrow óxido nítrico \longrightarrow óxido nitroso \longrightarrow nitrógeno gaseoso

Cuando el agua rellena los poros vacíos en el suelo en el suelo y en condiciones de mucha

humedad, la falta de oxígeno obliga a ciertos microorganismos a emplear nitrato en vez de oxígeno en sus respiración (Novotny, 2003).

La oxidación del carbono orgánico se acopla primero con la reducción de oxígeno con heterótrofos aeróbicos, seguido de la reducción de nitrato y nitrito por desnitrificadores. Generalmente, las tasas de desnitrificación incrementan después de las lluvias o irrigación y decrecen de nuevo cuando el suelo se seca. El cambio por condiciones anoxias es alto en suelos de textura fina (suelos arcillosos y limosos) que en suelos con una estructura gruesa como los arenosos. El agua llena los espacios porosos. Las tasas de desnitrificación en los suelos aumentan exponencialmente cuando el agua en los poros incrementa entre 90-100%. (Bothe et al. 2007).

El potencial de desnitrificación disminuye en el orden del tamaño de los suelos: turba > arcillosos limosos >> arenosos. En los suelos cultivables, las tasas de desnitrificación y de las emisiones de N_2O son más altas cuando los residuos de cultivos de C son incorporados en el suelo. (Bothe et al. 2007).

Gilham y Cherry (1978) en sus estudios sobre desnitrificación, subrayan que la desnitrificación está controlada por el transporte de carbono orgánico inestables desde la zona del suelo hacia la zona de agua subterránea. Gillham y Cherry (1978) y sus colaboradores investigaron un gran número de acuíferos libres en áreas agrícolas en el Ontario Meridional, Canadá e infirieron que el proceso de desnitrificación ocurre solo en algunos de los acuíferos donde se tiene presencia de actividad agrícola y nitratos. La desnitrificación de estos casos parece estar relacionada con niveles freáticos someros a profundidades menores de 3 metros por debajo de la superficie del terreno, sin embargo, esto no se presentó en los sitios donde el nivel freático era más profundo (Starr y Gilham, 1993).

Los estudios realizados en los acuíferos de Ontario por Hendry, Gillham y Cherry (1983) y

Trudell, (1986) proveen una evidencia muy fuerte de que la desnitrificación puede ser un proceso donde se lleva a cabo la remoción del nitrato en los acuíferos libres y poco profundos (Starr y Gilham, 1993).

Trudell et al., 1986 concluye que si el nivel del agua se encuentra a profundidades más someras la desnitrificación del acuífero podría ocurrir, mientras que si el nivel del agua es más profundo la desnitrificación no ocurrirá. La desnitrificación parece estar asociada a la lixiviación del carbono orgánico disuelto desde la superficie del suelo.

La desnitrificación requiere las siguientes condiciones para llevarse a cabo (Weitz et al., 2001: Yamulki etl al., 1997):

-NO₃⁻ disponible para su reducción.

-Materia orgánica fácilmente degradable para ser utilizada por los microorganismos como fuente de carbono y energía.

-La fase gaseosa del suelo debe contener menos del 10% de oxígeno o menos de 0.2 mg/l de O₂ disuelto. El mecanismo procederá más rápido en ausencia total de oxígeno. No se requiere un suelo completamente anaeróbico, puede ser micrositos localizados como en el interior de los agregados.

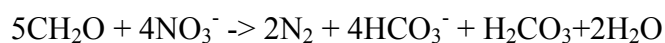
-La temperatura debe ser de 2 a 60 °C, con una óptima de 20 a 35°C.

-pH de 6 a 8

-Acuíferos someros (Starr y Gilham, 1993).

-Tamaños de grano fino. (Bothe et al., 2007).

La reacción que explica el proceso de desnitrificación por medio de carbono orgánico es la siguiente:



La reducción de nitratos por medio de la materia orgánica ha sido bien documentada para suelos y sedimentos marinos y también para importantes acuíferos (Smith y Duff, 1988; Bradley et al. 1992; Korom, 1992; Starr y Gilham, 1993; Bragan et al. 1997).

3.15 Exceso de nitrógeno

La aplicación excesiva de N puede incrementar el riesgo de pérdida de N. En la zona no saturada ocurren diversos procesos. El nitrógeno mineral puede ser utilizado como alimento por las plantas, inmovilizado y posteriormente mineralizado o, pueden ocurrir procesos de desnitrificación (Bacon, 1995; Canter, 1996).

Debido a la baja capacidad de la mayoría de los suelos para retener aniones, el N en forma de NO_3^- puede ser transportado hacia el agua subterránea mediante lixiviación (Bacon, 1995).

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

3.16 Factores que determinan la lixiviación del NO_3^-

A continuación se detallan los diversos factores que determinan la cantidad de nitrógeno lixiviado:

La percolación del agua al subsuelo depende de la precipitación, por lo tanto la lixiviación es afectada directamente por la cantidad y frecuencia de la precipitación. En sistema bajo riego la

percolación del agua depende además de la lámina de riego aplicada.

Las características del suelo: suelos con una textura gruesa lixivian más nitrógeno que un suelo con textura fina (arcillosa). Los suelos con textura gruesa tienen menor capacidad de retención de agua y mejor conductividad hidráulica, por lo que excedentes de agua percolan con mayor facilidad y pueden arrastrar iones a su paso. Pratt (1978) encontró en sus estudios que la lixiviación de nitrato disminuye a medida que aumenta el contenido de arcilla, y las pérdidas de nitrógeno (fundamentalmente por desnitrificación) se ven más favorecidas en el suelo arcilloso.

Las aplicaciones excesivas de estos fertilizantes favorecen las fugas de nitrógeno por lixiviación, desnitrificación o volatilización.

3.17 Nitrato en el agua subterránea

El nitrógeno, en forma de nitrato, es el contaminante más común presente en el agua subterránea.

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

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

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

- 1.- Fuentes naturales: el nitrógeno proveniente del material geológico puede ser movilizado y lixiviado hacia el agua subterránea de manera natural.
- 2.- Materiales de desecho: Abono animal, desechos provenientes de fosas sépticas y aguas residuales de los municipios, industrias y casas.
- 3.- Agricultura: pérdidas de nitrato debido a la excesiva aplicación de fertilizantes, deficiente

absorción de nitrógeno por los cultivos y mineralización del mismo.

4.- Irrigación en la agricultura: Debido a la irrigación la cual, incrementa la lixiviación de los nitratos cuando hay exceso de nitrógeno disponible.

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

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

Se ha documentado que le uso continuo de fertilizantes incrementa la concentración de nitrato en el agua subterránea, como en el caso del Valle de San Joaquín, California, donde durante el periodo de 1950 a 1980, el uso de fertilizantes nitrogenados aumentó de 51,756 a 338,230 m³ por año. Lo cual ha tenido como consecuencia directa el incremento de la concentración de nitrato en el agua subterránea, que incremento de 2 a 5 mg/l en el mismo periodo de tiempo (Hatfield y Follet, 2008).

Por otro lado, se ha documentado que los nitratos muestran variaciones conforme se incrementa

la profundidad. En un estudio realizado en zonas cultivadas de Karup Dinamarca, se encontró que la concentración de nitrato en pozos era de 5 a 25 mg/l en la zona saturada y mientras que, a mayor profundidad se va incrementando, la concentración de nitrato va disminuyendo incluso hasta llegar a valores cercanos a cero (Canter, 1996).

Gilham y Cherry (1978) señalan la importancia de contar con pozos de observación, en los cuales se efectúen muestreos para análisis químicos y mediciones geoquímicas. En diferentes áreas, encontraron que los nitratos son transportados lateralmente desde áreas de alta concentración de NO_3^- , a zonas con baja concentración y como resultado se encontraron valores de NO_3^- en el agua subterránea bajo áreas no cultivadas pero adyacentes a aguas bajo áreas de cultivo.

3.18 Fosfatos

El fósforo es un elemento importante en los ecosistemas ya que en muchas ocasiones, se constituye como limitante para el desarrollo de los mismos. En las plantas forma parte de los ácidos nucleicos constituyentes del material genético de los organismos y, aunque la cantidad de fósforo presente en las plantas es relativamente baja, esta es esencial para las mismas. El fósforo es también un factor limitante en la fertilidad de los suelos y sistemas acuáticos pero la baja solubilidad de los compuestos inorgánicos de este elemento limitan su disponibilidad como nutriente (O'Neill, 1998).

El fósforo soluble que proviene de los minerales fosfatados u otras fuentes como fertilizantes es asimilado por las plantas. Las acciones del hombre han impactado fuertemente el ciclo del fósforo ya que se extraen grandes cantidades de fosfatos minerales que se utilizan como fertilizantes, detergentes, productos químicos industriales y aditivos para alimentos además de algunos compuestos tóxicos como insecticidas o gases militares venenosos. El proceso de

liberación del fósforo sin intervención antropológica solo depende del ciclo geológico (Miranda, 2005).

Según los criterios ecológicos de la calidad del agua (SEDUE, 1989) establece que los límites máximos permisibles de P-PO₄ para el abastecimiento de agua potable en de 0.1 mg/l. Ayers y Westcost, 1987 señalan que el contenido de fósforo en las aguas residuales utilizadas para riego normalmente es de 0.0 – 2 mg/l.

Fuentes y movilización de fósforo

Las fuentes de fósforo son en su mayor parte difusas y se presentan principalmente en forma particular. En lo referente a las emisiones antropogénicas, las emisiones puntuales se deben a descargas de aguas residuales municipales e industriales y las difusas están ligadas principalmente a la agricultura y el sector pecuario. Los escurrimientos por superficies como áreas forestales, campos de cultivo y áreas de pastoreo suceden cuando la lluvia pasa a través de las áreas mencionadas, lo que hace que se transporte y movilice, estas cargas de P están representadas principalmente por erosión del suelo, fertilizantes, heces de ganado y vegetación. (Withers y Jarvie, 2008).

La problemática del P en los ecosistemas se da por las pérdidas de este elemento, por escurrimiento superficial, el cual termina desembocando en ríos, lagos y arroyos generando la eutrofización de los mismos. En el suelo estos iones son retenidos por las partículas coloidales (arcillas, materia orgánica), fijados o precipitados por iones como el calcio, hierro o aluminio, por lo que al agregarlos como fertilizantes orgánicos u inorgánicos se inmovilizan con facilidad y tienen escasa posibilidades de moverse. (Heredia et al., 2000).

Las aguas subterráneas desembocan en las aguas superficiales, por lo cual juegan un papel muy

importante en transportar nutrientes. El exceso de nitrógeno y fósforo en las mismas puede conducir a la eutrofización de las aguas superficiales la cual se convierte en una preocupación ambiental (Kim et al. 2008; Lee et al. 2009).

La presencia de 1 mg/l de P-PO₄ en las aguas residuales puede conducir a la eutrofización (Zhao y Sengupta, 1998).

Es importante conocer la presencia de fosfatos en el agua subterránea ya que si estos descargan hacia los lagos son una fuente de nutrientes para las bacterias, mismas que alimentan a las algas, si existe una sobrepoblación de algas, puede ser uno de los principales factores de la eutrofización de los lagos.

3.19 Sulfatos

Sulfato es un componente ubicuo de la carga disuelta de las aguas naturales y tiene una variedad de fuentes naturales y antropogénicas. Las fuentes antropogénicas del sulfato están asociadas con entradas en el deterioro de la calidad del agua, primero con la introducción de sulfatos por fertilizantes o aguas residuales e indirectamente por la precipitación de la lluvia ácida. Las mayores fuentes de sulfato están en el ciclo de sales marinas (en las zonas costeras), meteorización de minerales de sulfuro y disolución de evaporitas sulfatadas. Las reacciones de meteorización pueden suministrar de forma natural grandes flujos de sulfato a las aguas subterráneas (Drever, 1982), ambos por la oxidación de minerales de sulfuro (Moncaster et al., 2000) y evaporitas (Gunn et al., 2006).

Samborska et al. 2012, determinaron en su estudio sobre el impacto de los sulfatos en los acuíferos carbonatados triásicos, en Polonia que concentraciones mayores de sulfatos disueltos en el agua subterránea se correlacionaban positivamente con el aumento en la proporción de sulfatos derivados de la disolución de yesos.

Los fertilizantes sulfatados pueden aportar sulfatos al agua subterránea, los factores que controlan el alcance de estos compuestos a la zona saturada del acuífero son: el contenido, calidad y frecuencia del fertilizante, así como las condiciones físicas del suelo y las externas como la pluviometría o el riego. Según el IGME, 1985, la utilización de fertilizantes de sulfato de amonio, pueden producir aumentos en la concentración de sulfatos en el agua subterránea, aunque se debe considerar que son compuestos poco móviles mientras no se sobrepase su capacidad de fijación en el suelo y no se den cambios en su solubilidad.

3.20 Ley Darcy

Experimentada en 1856 por el ingeniero francés Henry Darcy, esta ley expresa que el caudal de agua (Q) que atraviesa un medio poroso saturado es directamente proporcional a la sección transversal a dicho flujo (A) y a la variación del potencial (Δh) existente entre dos puntos considerados de una misma línea de flujo, e inversamente proporcional a la longitud (l) del camino recorrido (Custodio y Llamas, 1983).

$$Q=K.A.(\Delta h/l)=K.A.i$$

Q= Caudal se mide el m^3/d

A= (B)(m) donde B es la distancia perpendicular del canal de flujo y m es el espesor del acuífero, se mide en m^2 .

$i= (h_1-h_2)/L$ donde h es la altura en msnm y L es la distancia paralela entre las dos cotas, es adimensional.

En esta expresión, la constante de proporcionalidad (K) es la denominada conductividad hidráulica o permeabilidad, se mide en m/d.

La ley de Darcy es válida para casi todos los fluidos que circulan lentamente a través de pequeños

poros en el subsuelo; es decir, su validez se limita al régimen laminar. El flujo del agua en régimen turbulento o a través de grandes cavidades (como son las cavernas y algunos conductos kársticos) no sigue la ley de Darcy, sino las ecuaciones hidrodinámicas usuales para los conductos y corrientes superficiales.

3.21 Modelación conceptual

En un modelo hidrogeológico conceptual el agua subterránea se mueve a lo largo de líneas de flujo de las áreas de recarga a las de descarga. La clasificación básica de los sistemas de flujo de agua subterránea fue hecha por Tóth quien reconoció sistemas de flujo local, intermedio y regional. Dichos sistemas, están gobernados principalmente por la topografía del terreno y la profundidad a la cual circula el agua. En superficies topográficas muy abruptas y a pocas profundidades predominarán en teoría, los sistemas de flujo locales (Kehew, 2001).

3.22 Modelación matemática

Con ayuda de la teoría termodinámica es posible realizar predicciones acerca de las reacciones que están probablemente sucediendo dentro de un sistema, es decir, el estado final (estado de equilibrio) una vez finalizadas éstas. Actualmente existen dos tipos de modelos que permiten describir reacciones hidrogeoquímicas: modelos directos y modelos inversos. Para aplicar los modelos directos es necesario conocer la composición química inicial de una solución y establecer las reacciones hidrogeoquímicas que se creen tendrán lugar en el sistema, obteniéndose como resultado la composición de una solución final la cual es el producto de las reacciones. Este tipo de modelos son útiles bajo situaciones con un alto grado de incertidumbre respecto a las características reales del medio geológico. Los modelos inversos, también llamados de balance, son aquellos en los que, conociendo la composición inicial y final de una solución a lo largo de la trayectoria de flujo subterráneo, así como también los minerales presentes en el medio geológico,

se calculan mediante el balance de masas las reacciones que probablemente pueden explicar los cambios en la composición química entre los dos puntos extremos y la magnitud a la cual pueden ocurrir, es decir, la transferencia de masa entre las distintas fases. Para realizar lo anterior se tiene que partir además de un modelo hidrogeoquímico conceptual el cual ayuda a plantear varias reacciones posibles a lo largo de la línea de flujo de agua subterránea, obteniéndose así la cantidad neta de masa transferida entre las distintas fases del medio para cada una de las reacciones especificadas (Martínez et al., 2000).

4. Objetivos

Objetivo general

Analizar el posible impacto de la actividad agrícola local por medio del flujo de agua subterránea que descarga en los lagos Tepancuapan y San Lorenzo.

Objetivos particulares

- ❖ Cuantificar los nutrientes procedentes de la actividad agrícola presentes en el agua subterránea.
- ❖ Comprender por medio del análisis y estudio de los parámetros fisicoquímicos e hidrogeoquímicos los procesos del mismo tipo dentro del acuífero.
- ❖ Cuantificar el aporte de flujo de aguas subterráneas que descarga en los lagos.
- ❖ Medir el aporte de nutrientes procedentes de la actividad agrícola a los lagos.

5. Marco físico

5.1 Localización

Al sureste de la República Mexicana se localiza el estado de Chiapas, la zona de estudio se encuentra parcialmente dentro del Parque Nacional lagos de Montebello, Chiapas y limitando al SW con el mismo, es adyacente a los lagos Tepancuapan y San Lorenzo.

Figura 5.1.

La zona de estudio se puede visualizar en la carta de INEGI: El Triunfo (E15D84) de escala 1:50 000. El área de estudio pertenece a los límites administrativos del acuífero 707 Comitán. (CONAGUA; 2009b).



Figura 5.1. Ubicación del área de estudio.

5.2 Vías de acceso

Por vía terrestre se puede llegar a la zona de estudio desde el Distrito Federal tomando la autopista México 150D México-Veracruz, la Carretera Federal 145D Córdova-Minatitlán,

Carretera Federal 180D Coatzacoalcos-Cárdenas, Carretera Federal 145D dirección Tuxtla Gutiérrez, Carretera Federal 190, La Carretera Federal 226, Carretera 190 Comitán de Domínguez-Ciudad Cuauhtémoc, Carretera Federal 307 Palenque-La Trinitaria.

También es posible llegar por vía aérea al aeropuerto Ángel Albino Corzo en Tuxtla Gutiérrez y tomando la misma ruta a partir de la Carretera Federal 190 Comitán de Domínguez-Ciudad Cuauhtémoc.(Figura 5.2)



Figura 5.2. Mapa de acceso a la zona de estudio. (Modificado a partir de Durán Calderón, 2013).

5.3 Actividades económicas

El Parque Nacional Lagos de Montebello (**Figura 5.3**) es una región hidrológica prioritaria con alta riqueza biológica, es reconocido como área para la conservación de las aves

(AICA) y humedal de importancia mundial (RAMSAR). En él y en las comunidades aledañas habitan grupos étnicos de raíz maya (CONANP, 2007).

El parque está conformado por un sistema de lagos de intermontaña donde se realizan paseos en balsas, pesca de mojarras, actividades que atraen a turistas todo el año.

La zona de estudio se encuentra ubicada en el Ejido Lázaro Cárdenas y las colonias; Victorico, el Jocote, La ranchería San Lorenzo y las propiedades privadas; Albores, Solís y Navarrete, en las que se lleva a cabo la práctica de actividades agrícolas, los principales cultivos son maíz, tomate y frijol.

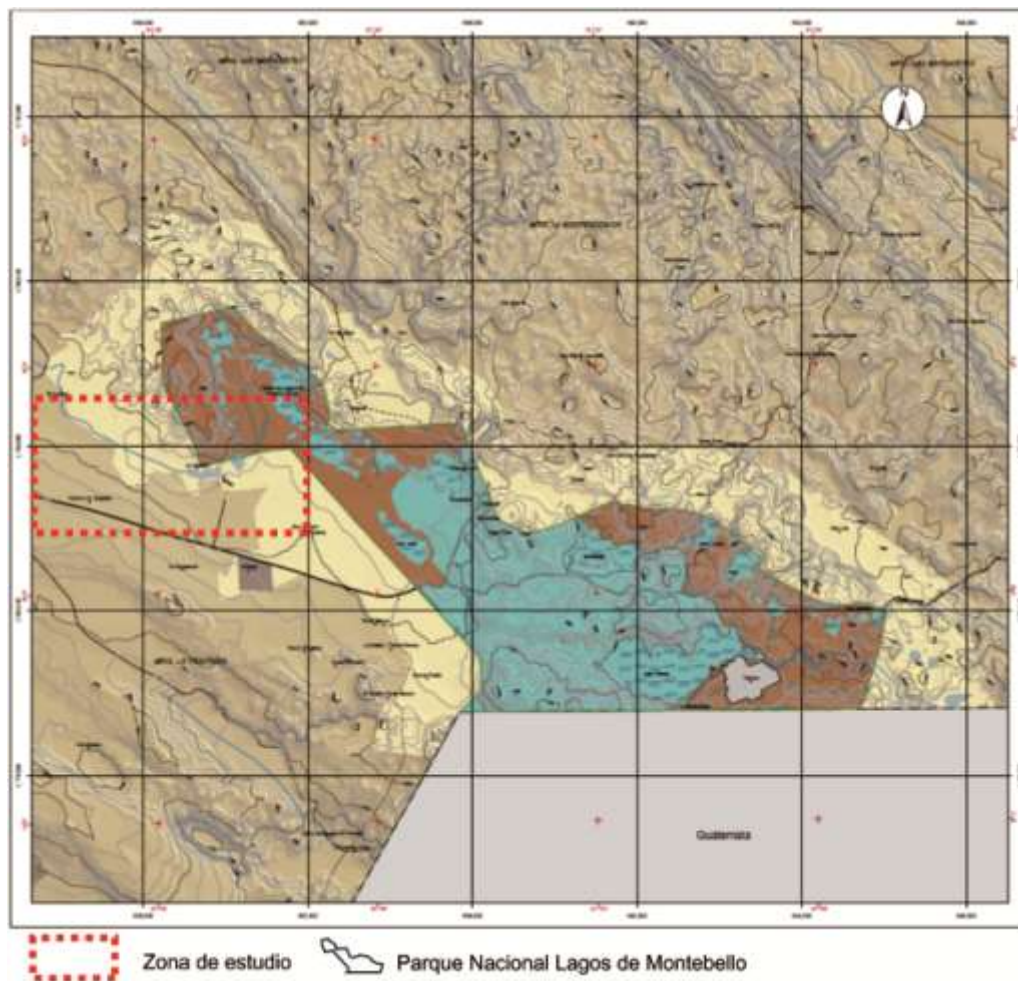


Figura 5.3. Parque Lagos de Montebello con Zona de estudio. (Modificado a partir de CONANP, 2007)

5.4 Fisiografía

La zona de estudio se encuentra dentro de la Región Fisiográfica; Altiplanicie Central (**Figura 5.4**). Esta región se localiza en la parte central del estado de Chiapas. Su topografía es montañosa con grandes valles de origen kárstico, (uvalas o poljes), en donde predominan las calizas que dan origen a diferentes formas geomorfológicas características, existe también la presencia de rocas volcánicas de manera aislada. Los suelos son delgados y predregosos y en la mayoría de los casos presentan pendientes considerables. Por la naturaleza del terreno, no existe una red hidrológica superficial importante, sino que se ha desarrollado de manera subterránea.



Figura 5.4. Fisiografía de la zona de estudio (Modificado a partir de Secretaría de Planeación, 2001)

5.5 Geología Regional

La Meseta central se encuentra dentro del terreno tectonoestratigráfico Bloque Maya y delimita en su parte Sur con el Bloque Chortis.

El Bloque Maya (Dengo, 1985) es un bloque cortical que comprende la Península de Yucatán, parte de la planicie costera del Golfo de México y el sureste de México, Belice y Guatemala hacia el Sistema de Fallas Polochic-Motagua, que representa el límite entre la Placa Norteamericana con la Placa del Caribe. Sedlock, (1993) lo divide en tres provincias geográficas: la Provincia Norte, la Plataforma de Yucatán y la Provincia del Sur que comprende el estado de Chiapas y el Noreste de Oaxaca, así como la parte central de Guatemala.

Regionalmente existe un predominio de materiales de origen marino, particularmente calizas. Adyacente a la zona de estudio afloran calizas bien estratificadas, en bancos, capas y lajas, de coloración grisácea y rojiza, con espesores de hasta 80 m. Tienen una textura masiva y presentan intercalaciones de núcleos fosilíferos delgados compuestos de dolomitas. Sobreyaciendo a las calizas se pueden encontrar depósitos aluviales (INEGI, 1985; Vásquez y Méndez, 1994).

5.6 Estratigrafía

A continuación se describen brevemente las formaciones geológicas que afloran regionalmente en el área, con base en la descripción de López Ramos (1979).

Cretácico Inferior

Las rocas pertenecientes a este periodo de tiempo corresponde a la Formación Sierra Madre, la cual está constituida por dolomitas y calizas. Las Dolomitas son de color pardo a

gris blanquecino, de aspecto sacaroide, con estratificación en capas gruesas o masivas y presentan intenso fracturamiento. Las calizas son de color gris claro a pardo, de grano grueso, con capas de textura litográfica. Se les considera una edad Albiano-Cenomaniano.

Cretácico Superior

La Formación Angostura, está formada por biopelospatitas, Biomicritas, brechas sedimentarias, alternancias de bioespáticas y microespáticas, micritas folisíferas y calizas de rudistas. Son una secuencia de calizas con horizontes arcillosos. Esta unidad presenta un intenso plegamiento y fracturamiento regional.

Cenozoico

Formación Tierra Colorada constituida por arenas, arcillas y conglomerados rojizos de ambiente continental.

Cuaternario

Sedimentos continentales, depósitos aluviales y tobas andesíticas. Las rocas sedimentarias presentan un intenso plegamiento, fracturamiento y fallamiento normal y lateral, esto último relacionado con las fallas laterales Polochic-Mapastepec.

Los depósitos aluviales son producto de la acción del intemperismo y erosión de las rocas preexistentes, se encuentran representados por boleos, gravas y arenas. Generalmente se encuentran rellenando los valles del área y su grado de compactación es variable de media a baja.

5.7 Clima

Bahena, (2014), presenta el mapa de unidades climáticas de la Cuenca del Río Grande Comitán **Figura 5.7**, que realizó con información de unidades climáticas de INEGI escala

1:250, 000. La zona de estudio se encuentra comprendida en el clima Templado Subhúmedo.

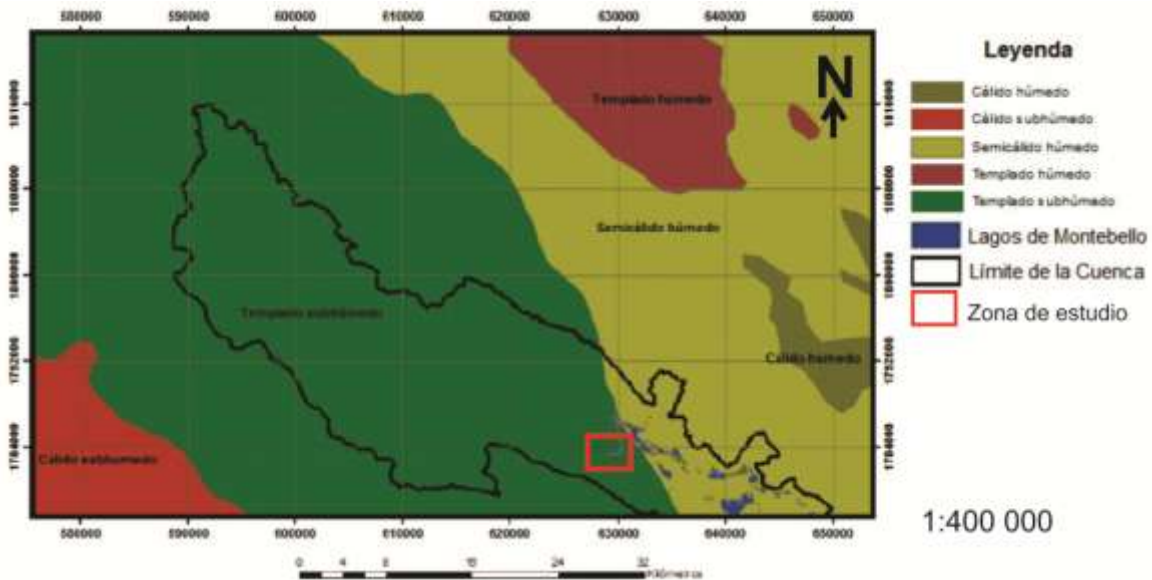


Figura 5.7. Climas en la Cuenca del Río Grande de Comitán y en la zona de estudio.

(Modificado a partir de Bahena, 2014).

5.7.1 Temperatura media anual

La temperatura media anual de Comitán varía entre 16 y 22° C en primavera y verano respectivamente, las temperaturas máximas diarias se registran en los meses de abril y mayo con valores de 21° C y las mínimas en diciembre y enero con valores de 16° C, se tiene una temperatura media anual de 18.7° C. (CONAGUA, 2009b).

5.7.2 Precipitación media anual

La precipitación media anual en la zona de Comitán es de 1387.4 mm. La temporada de lluvia tiene lugar entre los meses de junio a octubre, siendo los meses de junio y

septiembre los más lluviosos, los meses restantes la precipitación es mínima. (CONAGUA, 2009b).

5.8 Geomorfología

Regionalmente el área de los Lagos de Montebello se encuentra caracterizada por 12 unidades geomorfológicas **Figura 5.8**. El área de estudio pertenece a la “Planicie Kárstica”.

Martínez, 2015, describe la describe de la siguiente forma:

La planicie kárstica se localiza en la zona de los lagos de planicie al final de la cuenca. Sus principales agentes modeladores son la disolución de las rocas que la conforman y en algunos casos el control tectónico. Su morfología corresponde a procesos kársticos de desarrollo avanzado. Su litología es principalmente calizas-dolomías.

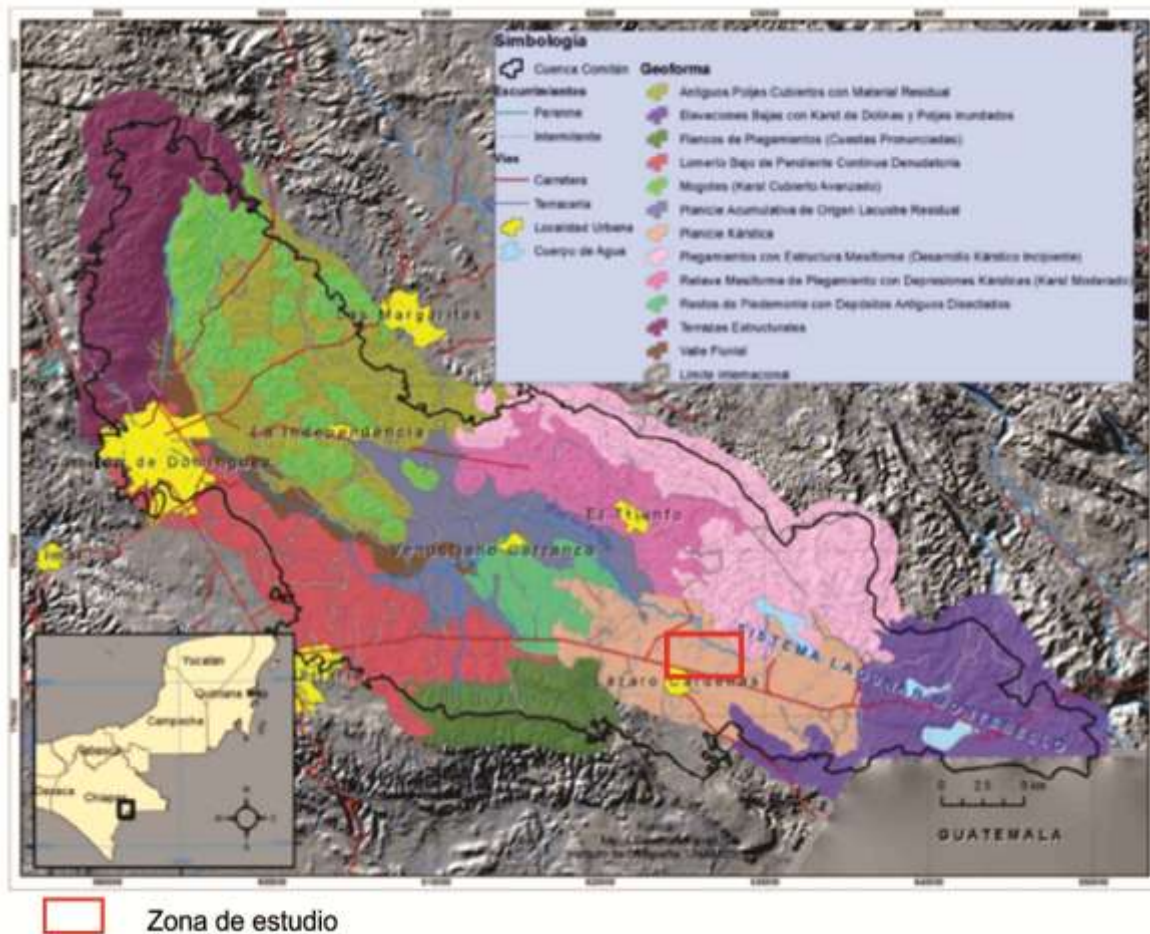


Figura 5.8. Mapa de unidades geomorfológicas de la cuenca Río Grande-Lagunas de Montebello. (Modificado a partir de Bonifaz et al., 2014, Comunicación personal).

5.9 Suelos

Según el mapa de INEGI (2007) escala 1:250, 000 y el Sistema Internacional Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (FAO-ISRIC_ISSS, 1988), existen dentro del territorio de la cuenca del Río Grande de Comitán-Lagunas de Montebello las siguientes unidades de suelo leptosol, feozem, luvisol, vertisol, fluvisol y planosol.

En la **Figura 5.9** se muestra el mapa preliminar de suelos realizado para la cuenca por Bonifaz y Mora, 2015, que forma parte del “Estudio Hidrológico y de Calidad del Agua del

Sistema Laguna de Montebello, Chiapas”. En este mapa se pueden observar los suelos presentes en la cuenca del río grande de Comitán y en particular de la zona de estudio.

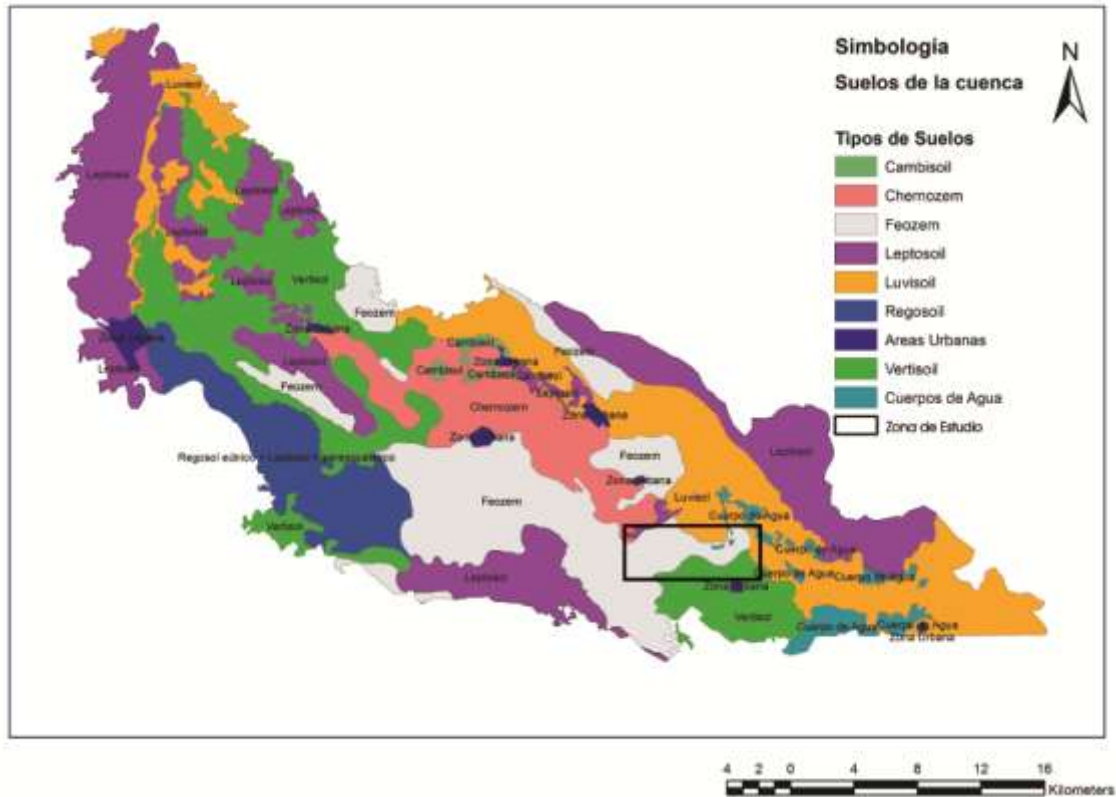


Figura 5.9. Mapa de suelos de la Cuenca del Río Grande de Comitán (Tomado de Bonifaz y Mora, 2015)

5.10 Suelos del sitio

La zona de estudio está caracterizada por la presencia de 3 tipos de suelos, como se observa en el recuadro de la **Figura 5.9**, la mayor parte del área se tiene la presencia del suelo Feozem, al Sur vertisol y al Este Luvisol.

Los suelos feozem son medianamente profundos, con alta fertilidad al presentar una capa superficial obscura, suave, rica en materia orgánica y en nutrientes por lo que tienen buena

aireación y son aptos para la agricultura. Se desarrollan sobre todo en climas templados y húmedos. El uso óptimo de estos suelos depende en muchas ocasiones de otras características del terreno y sobre todo de la disponibilidad de agua para riego (INEGI, 2004; CONAGUA, 2009a).

Los suelos luvisoles se caracterizan por ser inundables, con marcada diferenciación textural dentro del perfil del suelo, son suelos con una alta capacidad de intercambio catiónico. Estos suelos son aptos para el cultivo de pastos, sin embargo, debe tenerse en cuenta que son altamente susceptibles a la erosión (INEGI, 2004; CONAGUA, 2009a).

Los suelos vertisoles suelen encontrarse en climas estacionalmente húmedos o sujetos a sequías erráticas y a inundación. Son suelos ricos en arcillas expansivas tipo montmorillonita. Los usos agronómicos de los vertisoles varían mucho según el clima. El elevado contenido en arcillas y la baja permeabilidad asociadas a estos suelos cuando están húmedos, los hace convenientes para cultivos que requieren buena retención del agua superficial. Estos suelos son productivos, con un elevado potencial agrícola, pero que requieren un manejo especial debido a que en época seca se agrietan y se endurecen mucho y con humedad se tornan muy pegajosos. (INEGI, 2004; CONAGUA, 2009a).

5.11 Geología del sitio

El área de la cuenca del Río Grande Comitán-Lagunas de Montebello, está constituida principalmente por calizas cretácicas que representan el 62%, asociaciones de limolitas y areniscas del Cenozoico Superior a Cuaternario (19%) y aluviones del Cuaternario (19%). INEGI, (1985).

Cerca del área de estudio se encuentran las fallas geológicas El Naranjo y Juncaná, con rumbo NW-SE normales y de componente lateral, que originan una fosa tectónica o graben formando el valle del Río Grande. Existen familias de fracturas con el mismo rumbo (NW-SE) de las fallas, así como fracturas perpendiculares a las anteriores, con rumbo NE-SW, las cuales se asocian a estructuras regionales como el sistema de fallas Polochic-Motagua que es el que da origen al Sistema de dolinas que constituyen el sistema Lagunar de Montebello. (CFE, 2012).

La columna geológica regional está representada por rocas carbonatadas cretácicas de origen marino, correspondientes a la formación Sierra Madre, y la formación Angostura, correspondiente a una edad del Cretácico Superior, cubiertos por materiales aluviales del Cuaternario. (López Ramos, 1979).

Los depósitos aluviales forman parte de la geología de la zona de estudio y presentan una composición variable que forman mantos arcillosos, arcillo-arenoso, arenas, guijarros y cantos rodados. (INEGI, 1985; Vásquez y Méndez, 1994).

En la **Figura 5.11** se muestra la geología del sitio presentada por el Servicio Geológico Mexicano (SGM).

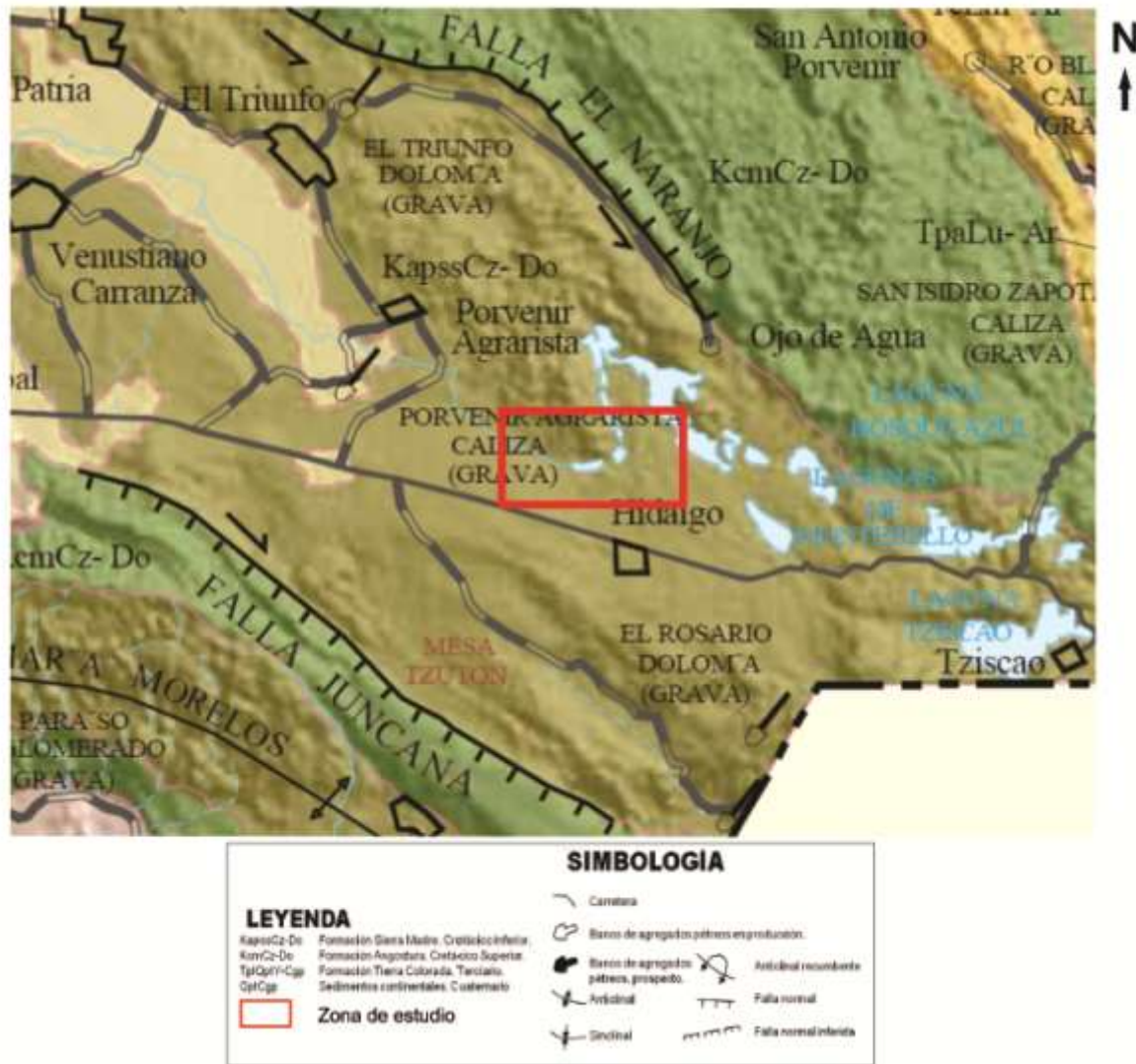


Figura 5.11. Geología de la zona de estudio. (Modificado a partir de SGM, 2008)

5.12 Actividad agrícola en el sitio

Las actividades agrícolas que se desarrollan en esta zona se caracterizan por el cultivo de maíz, jitomate y frijol. Los agricultores recurren al uso de fertilizantes para obtener el mejor rendimiento de sus cosechas.

Existen gran cantidad de tipos de fertilizantes y los agricultores de esta zona los utilizan de acuerdo a sus opiniones personales y a su experiencia empírica en las cosechas, esto se puede ver cuando utilizan fertilizantes que son para diferentes tipos de cultivos en los

suyos. A continuación se describen los fertilizantes que se utilizan y la forma de aplicación de los mismos.

Maíz.

Se utilizan dos aplicaciones en el cultivo. La principal aplicación se realiza con el N, el cual es esencial para las plantas, estas requieren grandes cantidades de nitrógeno para crecer normalmente, el nitrógeno es necesario para la síntesis de la clorofila y está involucrado en la fotosíntesis. Forma parte de las vitaminas y de los sistemas de energía de la planta. Es componente esencial de los aminoácidos, los cuales forman las proteínas, por lo tanto es directamente responsable del incremento de proteínas en las plantas y está directamente relacionado con la cantidad de hojas y tallos.

La primera aplicación de fertilizante es de 200 kg por hectárea de UREA (**Tabla 5.12**), el cual proporciona un alto contenido de N. La segunda aplicación dependerá de la preferencia del agricultor. Algunos utilizan en la segunda aplicación una mezcla de 150 kg de UREA y 50 de DAP 18-46-0 (**Tabla 5.12**). Otros agricultores utilizan una porción de 150 kg de UREA y 100 de Tripe 17 (**Tabla 5.12**).

Otros agricultores utilizan un fertilizante para café debido a que es más económico, utilizando 250 kg de 18-12-06 (**Tabla 5.12**) en la primera aplicación y en la segunda aplicación alguna de las dos mezclas con UREA mencionadas anteriormente.

Algunos más utilizan 250 kg de sulfato de amonio (**Tabla 5.12**) en la primera aplicación y en la segunda aplicación alguna de las dos mezclas con UREA.

Jitomate

Para el jitomate existen 15 tipos de Ultrasol, esta denominación es un nombre general de fórmulas solubles en agua que considera las necesidades de la planta por etapa fenológica e incluye macro y micronutrientes, cada agricultor escoge el tipo según en la etapa que se encuentre su cultivo.

Para la micronutrición de la planta, se utilizan fertilizantes solo cuando la planta tiene deficiencias de esta sustancia, la aplicación es de 1 kg x 1000 plantas. Cuando necesita Mg se utiliza sulfato de magnesio, cuando necesita Zn se utiliza sulfato de zinc, cuando necesita K, se utiliza sulfato de potasio (**Tabla 5.12**).

Cuando inician los primeros frutos se utiliza nitrato de potasio (**Tabla 5.12**) aplicando 1 kg x 1000 plantas.

Para el crecimiento del tomate se utiliza nitrato de calcio (**Tabla 5.12**) utilizando 1 kg x 1000 plantas.

Cuando se desea darle peso y llenado al tomate, así como sabor se utilizan el sulfato de potasio (**Tabla 5.12**), del cual hay 10 tipos con diferentes concentraciones, cada agricultor escogerá la que considere más adecuada. El sulfato de potasio se utiliza en la época de fructificación.

Frijol

Para el frijol se utiliza una fórmula que se denomina foliar, del cual existen 10 tipos y está conformado esencialmente por N-P-K (**Tabla 5.12**). La fertilización foliar es un método donde los nutrientes penetran en el tejido de las plantas, por medio de este tipo de fertilización se superan las limitaciones del suelo que se dan por la lixiviación, la precipitación de fertilizantes insolubles.

Tiene diferentes tiempos de aplicación, para el crecimiento del frijol es común utilizar el foliar 20-30-10. Para el amarre de la planta se utilizan hormonas, estas se miden en ppm. Para la fructificación se suele utilizar el foliar 11-58-3. La cantidad de kg utilizados dependerá del tipo de plantas, de la formula foliar que se utilice y la etapa de aplicación.

Tiempo y disponibilidad de los fertilizantes

Dependiendo de la forma de aplicación es el tiempo que tardan en moverse el fertilizante en el cultivo. Existen esencialmente dos tipos: los granulados y los solubles.

Los granulados, tienen esporas más grandes y no son de asimilación lenta, de baja liberación, la capsula tarda en destruirse dependiendo de las condiciones climáticas del lugar, una vez que sale el compuesto, este tarda ya que se va liberando poco a poco. La UREA es el que se libera más rápido en aproximadamente 5 días, le sigue el 18-12-06 y el TRIPLE 17 que se liberan en aproximadamente 8 días, y el más lento es el DAP 18-46-0 que puede tardar hasta 12 días.

Los solubles son de asimilación rápida. Suelen ser sacos, se mezclan con agua y se vuelve líquido, al aplicarse la asimilación de la planta es de 3 horas hasta 72 horas, El Ultrasol y los foliares entran en esta categoría.

La efectividad de los fertilizantes aplicados dependerá del origen de los mismos y del país en donde se aplique, debido a que algunos hablan de efectividades del 90% pero fueron creados por ejemplo para China y en México no se obtiene el mismo valor.

Tabla 5.12. Fertilizantes usados en la zona agrícola. (Tomado de varias fuentes)

Nombre	Formula química
UREA	$(\text{NH}_2)_2\text{CO}$
DAP 18-46-0	$(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$
TRIPLE 17	N, P_2O_5 , K_2O
18-12-06	18%N-12%P ₂ O ₅ -06%K ₂ O
Sulfato de amonio	$((\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4))$
Sulfato de magnesio	MgSO_4
Sulfato de Zinc	ZNSO_4
Sulfato de potasio	K_2SO_4
Nitrato de calcio	$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$
Nitrato de Potasio	KNO_3
Foliar	N-P-K

6. Metodología

Para llevar a cabo el presente trabajo se realizaron los siguientes procesos; trabajo en gabinete, trabajo en campo, trabajo en laboratorio y procesamiento de datos, los cuales se describen a continuación.

6.1 Trabajo en gabinete

El trabajo en gabinete consistió en la recopilación de información del área de estudio para tener un marco contextual de las características de la misma. En esta recopilación se revisaron los siguientes documentos: informe de Disponibilidad del Agua Subterránea de la Comisión Nacional Del Agua (CONAGUA, 2009b) para el acuífero 707 (Comitán) y los registros del REPDA (Registro Público de Derechos del Agua) (2015) para la zona de estudio, en donde se comprobó que existe disponibilidad de agua subterránea en el acuífero, presencia de pozos en los alrededores al área de estudio, mas no in situ. De igual manera se realizó la consulta de mapas temáticos como: Carta Geológica Minera (SGM, 2008), Carta Geológica de la Cuenca del Río Grande de Comitán-Lagunas de Montebello (Bahena, 2014), mapa de unidades geomorfológicas (Martínez, 2015), Google Earth (Imágenes Satelitales 2011) y Modelos Digitales de Elevación (INEGI), con la finalidad de hacer un reconocimiento característico espacial del área y sus alrededores así como identificar la presencia de cenotes en el área.

Se procedió a revisar el “Estudio para conocer la calidad del agua del Sistema de Las Lagunas de Montebello”, de la CFE (2012), para conocer las características geológicas e hidrológicas que han sido estudiadas con anterioridad en la zona de los Lagos de Montebello.

En el REDPA no se encontró registro de puntos de aprovechamiento de agua subterránea en la zona de estudio.

Por medio del uso de Google Earth se revisaron imágenes satelitales en busca de puntos de monitoreo de aguas subterráneas, el criterio utilizado fue localizar espejos de agua que estuvieran relacionados con norias o cenotes, en total se ubicaron 55 sitios a verificar.

Una vez que se obtuvo la información procedente de los registros REDPA y de las imágenes satelitales sobre los puntos de aprovechamiento de agua subterránea localizados en la zona agrícola del presente estudio, se procedió a realizar una revisión bibliográfica de los mejores procedimientos para obtener muestras de agua subterránea. Los pozos se usan como puntos de toma de muestras de agua subterránea para monitorear la calidad del agua y los piezómetros para monitorear niveles de agua o carga hidráulica. (Nielsen y Schalla, 1991). Se determinó que el método de muestreo sería por medio de piezómetros y no por pozos de agua; ya que los piezómetros tenían la ventaja de ser construidos manualmente y permitirían monitorear los niveles de agua, además de tomar muestras de agua subterránea. Los parámetros que se midieron en campo durante la etapa de muestreo fueron la temperatura, pH, conductividad eléctrica, debido a que estos son muy difíciles de preservar durante almacenamiento (Waterloo, 1994; Lloyd y Heathcote, 1985).

Se consultaron los procedimientos de toma de muestras de agua subterránea en la Guía de muestreo de Aguas Subterráneas de la CONAGUA, 1999, así como con los laboratorios que se encargarían de su análisis, estas técnicas de muestreo se describen en el apartado de trabajo de campo muestreo de agua 6.2.5 Muestreo de agua.

6.2 Trabajo en campo

6.2.1 Recorrido de verificación

En la revisión bibliográfica se identificaron 55 sitios por medio de imágenes satelitales, los cuales se verificaron en campo, esto con la finalidad de conocer su existencia y características en el área. La primera etapa del trabajo de campo consistió en acudir a todos los puntos previamente seleccionados para verificar la presencia de aprovechamientos de agua subterránea, la segunda en preguntar a las personas del área sobre la existencia de norias y pozos. No se pudo completar el proceso de verificación debido a que no se dio acceso al Ejido Miguel Hidalgo, que se encuentra a un lado del Ejido Lázaro Cárdenas, por lo tanto se propuso una red de monitoreo por medio de piezómetros fuera del Ejido Miguel Hidalgo.

6.2.2 Construcción de piezómetros

La ubicación de los piezómetros a construir se definió tratando de construir una red de monitoreo con una distribución homogénea. Una vez definidas las ubicaciones de la red de monitoreo piezométrico se llevó a cabo la construcción de los piezómetros, las diferentes etapas se describen a continuación:

Equipo de perforación

La construcción de los piezómetros se llevó a cabo con un equipo de barrenación manual para estudios geológicos de la marca Ejikelkamp, con una capacidad de profundidad de hasta 7 metros y con la opción de agregar extensiones extras y que consta de las siguientes partes (**Tabla 6.2**):

- Maneral

- Coples
- 8 Extensiones
- 4 barrenas tipo Edelman (para suelos con gravas (a), arenas (b), combinado (d), y arcillas(e))
- 1 barrena tipo Riverside (f)
- 1 barrena para suelos con alto contenido de grava (c)
- Pieza superior prevista de piezas conectoras tipo bayoneta, la cual se puede acoplar rápidamente y se encuentra la mitad integrada al cople y la otra en la extensión.

Procedimiento de la perforación



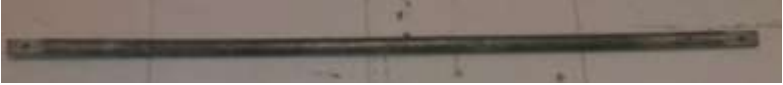
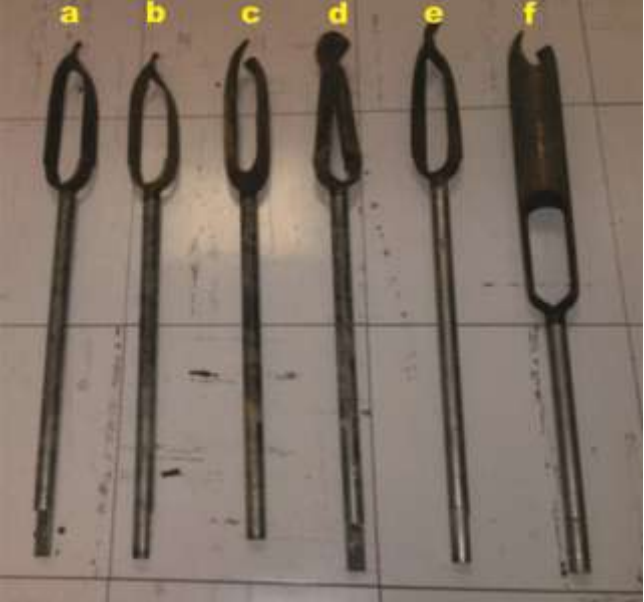

Consiste en unir la barrena con las extensiones, el cople y el maneral. Según el tipo de suelo, se selecciona la barrena. La barrenación se realiza de forma manual girando el equipo, sacando el suelo de la barrena, describiendo y tomando muestras del mismo. Se barrenó hasta encontrar el nivel freático, tomando en cuenta las fluctuaciones del nivel freático que se dan entre 2 y 3 metros de profundidad, se continuó barrenando con la finalidad de obtener una columna de agua de entre 2 y 3 metros de profundidad.

Equipamiento de los piezómetros

Una vez terminada la perforación a la profundidad requerida, se realizó el equipamiento del piezómetro.

1. Se utilizó PVC hidráulico de 3” de ancho y 6 m de largo, el cual fue recortado según los requerimientos de cada piezómetro.
2. Sello impermeable, se utilizó un tapón de PVC hidráulico, se colocó en el extremo del tubo de PVC hidráulico.

Tabla 6.2. Partes de la Barrenadora

Imágenes	Descripción
	Maneral
	Cople
	Extensión
	<ul style="list-style-type: none"> a) Barrena para grava b) Barrena para arena c) Barrena para alto contenido de grava d) Barrena para suelos combinados e) Barrena para arcillas f) Barrena tipo Riverside
	Pieza conectora tipo bayoneta.

3. En el PVC hidráulico se realizó un ademe ranurado, aproximadamente de 20 a 30 cm en todo el ancho del tubo.
4. Se introduce el tubo de PVC con el tapón y las ranuras a la perforación.
5. Se coloca un filtro artificial de arena silica por el método de gravedad, considerando la cantidad requerida como: $\text{Cantidad} = \text{Volumen de perforación} - \text{Volumen del tubo de 2''}$
6. Se coloca el filtro secundario de bentonita por el método de caída libre, la bentonita previamente fue hidratada y queda sobreyaciendo la capa del filtro de arena silica.
7. Se deja que el tubo de PVC hidráulico que es parte del piezómetro sobresalga de la superficie del suelo aproximadamente un metro, se le denomina brocal.
8. Se cubre la parte del tubo que queda en la superficie con manguera sanitaria negra.
9. La manguera sanitaria negra se cubre con cinta de ducto plateada en el extremo superior y posteriormente este se cubre con cinta canela. Esto protege el piezómetro de agentes externos.

En la **Figuras 6.2(1) y 6.2(2)**, se puede observar cómo se introdujo la barrenadora al suelo, en la **Figura 6.2(3)** el movimiento giratorio de la mista, en la **Figura 6.2(4)** cuando se retiró el suelo que se acumuló en la punta de la barrenadora, estas muestra de suelo se guardaron según el cambio granulométrico y se tomó la profundidad a la que se encontraron.

Se continuó barrenando hasta encontrar el nivel freático **Figura 6.2(5)**.



Figuras 6.2(1) y 6.2(2). Barrenadora.



Figuras 6.2(3) y 6.2(4). Proceso de barrenado.



Figura 6.2(5). Nivel freático en la perforación

Cuando se alcanzó la profundidad deseada se procedió a preparar el tubo de PVC hidráulico de 3", se le pegó el tapón de PVC hidráulico de 3" con pegamento para PVC (**Figura 6.2(6)**), se marcaron y cortaron las ranuras (**Figuras 6.2 (7)**, **6.2(8)** y **6.2(9)**), se esperó a que se seque el pegamento, cuando se secó se introdujo el tubo que había sido adecuado a la profundidad de la perforación (**Figura 6.2(10)**) dejando sobresalir al nivel del suelo el PVC para que sea el brocal (**Figura 6.2(11)**).

6.2.3 Piezometría

Se llevaron a cabo 3 monitoreos que se realizaron en intervalos de 2 meses, se midieron niveles freáticos utilizando una sonda eléctrica y flexómetro.



Figura 6.2.3. Sonda eléctrica

6.2.4 Nivelación de brocales

El objetivo de llevar a cabo una nivelación de brocales es reducir el error que existe al medir las coordenadas de la componente vertical, esto se realiza por medio de la nivelación de brocales, en donde la componente vertical reduce su error de metros a mm además que se puede tener un control sobre el mismo.

La nivelación de brocales se realizó con el uso de un GPS Spectra precisión modelo epoch 10. Se dispusieron dos estaciones de medición satelital, una fija (**Figura 6.2.4**) y una móvil (**Figura 6.2.4(1)**), la fija se instaló en un punto intermedio en el área de estudio y cuya finalidad fue tomar datos en un periodo de tiempo que abarcara y fuera mayor que la móvil, la estación móvil se instaló en cada punto donde midió datos por un periodo aproximado de una hora y media, dependiendo de la disponibilidad de los satélites.

El pos procesamiento de datos se llevó a cabo a través del software Spectra Precision, para calcular las coordenadas de la estación base, se tomaron los valores de la red activa de INEGI (2015) RINEX correspondientes a la estación ITUX Tuxtla Gutiérrez, Chiapas y se realizó un pos procesamiento de datos entre el GPS base y la estación en Tuxtla Gutiérrez, una vez obtenidas las coordenadas se tomaron como la nueva base y se pos procesan contra los de las estaciones móviles donde se obtienen las coordenadas para cada aprovechamiento de agua subterránea, este procedimiento se realizó para los 21 sitios de monitoreo, en los 14 piezómetros, 4 pozos y 3 norias.



Figuras 6.2.4 y 6.2.4(1). Estaciones de medición satelital fija y móvil.

6.2.5 Muestreo de agua

Durante el estudio se llevó a cabo un muestreo de aguas subterráneas en la temporada de lluvias en los meses de septiembre y noviembre del 2014, se realizó de esta manera debido a las condiciones sociales del Ejido Miguel Hidalgo en donde no se nos permitió el acceso, por lo que se tomaron 11 muestras de los 11 sitios de monitoreo que se tenían en septiembre del 2014. Posteriormente se trabajó en sitios aledaños al Ejido Miguel Hidalgo en donde se construyeron piezómetros y se tomaron muestras de agua subterránea en 9 puntos para el mes de noviembre del 2014. Las muestras de agua subterránea se recolectaron con la finalidad de determinar las características hidrogeoquímicas. El proceso de toma de muestras se hizo siguiendo la Guía de muestreo de aguas subterráneas de la CONAGUA, 1999 así como las especificaciones de cada laboratorio. Se tomaron muestras para:

- Cationes, filtradas a 45 μm , agregando dos gotas de HNO_3 , enfriada a 4 °C
- Aniones, filtradas a 45 μm , no acidificadas, enfriada a 4 °C
- Nutrientes (nitratos y fosfatos), filtradas a 45 μm agregando una gota de cloroformo, enfriada a 4 °C
- Carbono Total Orgánico (COT), no filtrado, no acidificado, enfriada a 4 °C

6.2.6 Toma de datos fisicoquímicos

Se midieron parámetros fisicoquímicos en 14 piezómetros, 3 pozos y 3 norias: pH, temperatura (T), conductividad eléctrica (CE), sólidos totales disueltos (STD), por medio de un pH-metro de la marca HANNA, modelo HI 98130 COMBO, el cual cuenta con un electrodo de pH, un sensor de temperatura y una sonda CE/STD.



Figura. 6.2.6. pH-metro

Se llevó a cabo la medición de la presencia de sulfuros en el campo por medio de un kit de colorimetría de la marca LAMOTTE, el proceso a seguir es el siguiente:

1. Tomar 5 ml de agua en la jeringa
2. Agregar 15 gotas del Reactivo de Sulfuro A y mezclar

3. Agregar 3 gotas del Reactivo de Sulfuro B, mezclar y esperar un minuto.
4. Agregar 1 ml del Reactivo de Sulfuro C, mezclar.
5. Comparar el color con la tabla de colores que indican el contenido de Sulfuros.

Para la medición de CO₂ se utilizó de igual manera el kit de colorimetría de la marca LAMOTTE, el proceso que se siguió es el siguiente:

1. Tomar 20 ml de la muestra en el frasco de vidrio.
2. Agregar 2 gotas de Indicador de Fenolftaleína al 1 %. Si la solución permanece incolora proceder al paso 3. Si la solución se colora en rojo, no tiene CO₂.
3. Rellenar la jeringa del Reactivo Dióxido de Carbono B e insertar en el orificio del frasco.
4. Agregar una gota a la vez del Reactivo Dióxido de Carbono B y mover suavemente en forma circular, hasta obtener un color rosa pálido que persista por 30 segundos.
5. Se toma la lectura de cuantas ppm fue necesario ingresar.

6.3 Trabajo en laboratorio

Una vez tomadas las muestras se transportaron a las instalaciones de la UNAM en la Cd. de México, las muestras fueron almacenadas para mantenerlas a una temperatura constante de 4°C.

6.3.1 Análisis de iones mayores

Los análisis de los iones mayoritarios se llevaron a cabo en el laboratorio de Cromatografía del Instituto de Geología. Se realizaron por medio de la técnica de cromatografía de iones, utilizando un equipo constituido de una bomba binaria de la marca Waters modelo 1525, un

automuestreador de la misma marca modelo 717 y un detector conductimétrico marca Waters modelo 432.

La determinación y cuantificación de los aniones se llevó a cabo utilizando una columna IC-PaK de Waters cuyas dimensiones son: 4.6 c 75 mm, empleando como fase móvil una disolución constituida de acetonitrilo, butanol, gluconato borato de sodio, agua en una reacción 12:2:2:84 en modelo Isocrático a un flujo de 1 ml/min.

La determinación y cuantificación de los cationes se realizó utilizando una fase estacionaria, una columna Metrsep C4 de Metrohm cuyas dimensiones son: 4 x 100 mm, empleando como fase móvil una disolución constituida de HNO₃ 1.9 mM + ácido dipicolínico 0.8 mM en modo Isocrático a un flujo de 0.8 ml/min.

6.3.2 Análisis de nutrientes

Las muestras se analizaron en el laboratorio de biogeoquímica acuática del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología utilizando un auto-analizador de flujo segmentado Skalar San Plus System, que cuenta con canales para la determinación simultánea de NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻ y SiO₂. La determinación de nitrógeno amoniacal se realizó con base en la técnica descrita por Solórzano (1969); los nitratos se determinaron mediante su reducción a nitritos, empleando el método modificado de Treguer y Le Corre (1974), usando como agente reductor una columna empacada de limaduras de cadmio recubiertas con cobre, acondicionada con cloruro de amonio. La determinación de fosfatos (PO₄³⁻) se realizó como lo describen Strickland y Parsons (1972), fundamentado en la formación del ácido 12-molibdofosfórico y su posterior reducción a fosfomolibdeno azul con ácido ascórbico. La determinación de silicatos (SiO₂) se realizó mediante la metodología propuesta por Brewer y Riley (1966) que se fundamenta en la conversión del ácido silico a ácido B-silicomolibdico y su reducción a molibdeno azul con un reductor como el ácido ascórbico.

Las determinaciones para Nitrógeno y Fósforo Total se realizaron a partir de la técnica digestión simultánea, este método se basa en la digestión producida por el persulfato a una temperatura de 120 °C, propuesta por Valderrama (1981), donde el nitrato y el fosfato formado por oxidación es analizado con las metodologías anteriores establecidas para cada caso.

6.3.3 Análisis de COT

Los análisis se llevaron a cabo en el Laboratorio Universitario de Nanotecnología ambiental (LUNA) del CCADET, utilizando el analizador de carbono orgánico e inorgánico y nitrógeno total en muestra líquidas Shimadzu TOC-L CSH/CSH modelo SSM-5000^a.

Se cuantifica primero el Carbono Total, posteriormente el Carbono Inorgánico total y la diferencia entre estos dos es el valor que se asigna al Carbono Orgánico Total.

6.3.4 Columnas de materiales litológicos

Durante la construcción de los piezómetros se tomaron muestras de suelo las cuales fueron descritas en el laboratorio, donde se determinaron sus características físicas como; color, granulometría, clase textural, forma de granos, redondez y esfericidad de estos, y clasificación. Para llevar a cabo dichas descripciones se hizo uso de las tablas de color de Munsell (1994), clases texturales de Schlichting et al. 1995, formas de los clastos (Facultad Ingeniera, 2011), redondez y esfericidad de Krumbein y Sloss (1963), clasificación de Compton (1985).

6.3.5 Control de calidad de los datos

- Balance iónico

A partir de los resultados de los análisis de cationes y aniones y con la finalidad de establecer un control de calidad de los datos de campo y laboratorio, se llevó a cabo el cálculo del error analítico de cada una de las muestras a través del balance iónico. Dicho balance se fundamenta en la condición de neutralidad eléctrica (Freeze y Cherry, 1979), es decir que el total de las cargas de aniones y cationes (expresadas en meq/l), no deben rebasar un porcentaje denominado error. El error en el balance iónico se debe establecer a partir de la diferencia de cationes y aniones entre la suma de los mismos, expresado en porcentaje de acuerdo con la ecuación (Freeze y Cherry, 1979).

$$\%Error = \frac{(\sum cationes - \sum aniones)}{(\sum cationes + \sum aniones)} \times 100$$

Con base a la ecuación anterior, se tomó como criterio un porcentaje de error máximo de 10% (Custodio y Llamas, 1983), estableciéndose que aquellas muestras que rebasan este límite, no fueran consideradas para fines de la interpretación hidrogeoquímica.

- Relación conductividad eléctrica-suma de aniones o cationes

La conductividad eléctrica puede ser utilizada para estimular la suma de aniones y cationes en meq/l, mediante la siguiente relación (Apelo y Postma, 1993):

$$\sum cationes = \sum aniones = CE/100$$

La conductividad eléctrica (CE) de la muestra de agua debe estar en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y los aniones y cationes en meq/l. Esta relación es válida a una temperatura de 25°C , para una agua Ca-HCO_3^- con una cantidad de $\text{NA} - \text{Cl}$ y para $\text{CE} < 2000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Apelo y Postma, 1993). En

este sentido, si la conductividad eléctrica medida en campo es mayor que la registrada en laboratorio, es probable que haya ocurrido la precipitación de algún compuesto alterando la concentración en la muestra de iones involucrado, además originando una discrepancia en el balance de cargas.

- Relación de STD con CE

La conductividad eléctrica se relaciona con los Solidos Totales Disueltos mediante la siguiente relación:

$$SDT = \alpha CE$$

donde STD está en mg/l, CE en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y α es un coeficiente cuyo valor se encuentra entre 0.55 y 0.75 dependiendo de la composición iónica de la solución (Freeze y Cherry, 1979). Esta relación es menos confiable para checar la validez de los análisis debido a que lleva implícita la suposición de un peso molecular promedio de los iones conductores (Apelo y Postma, 1993). Se puede mejorar su efectividad como referencia si el coeficiente α fue calculado con datos de campo y tomando en cuenta las familias de agua presentes (Marín et al. 1998).

- Grafico cruzado

Nitratos

Debido a que se realizaron diferentes análisis para la determinación de nitrógeno, se procedió a comparar los mismo para elegir cuál de ellos era el más correcto o certero en los resultados, esto se hizo mediante el uso de Excel graficando los resultados de ambos análisis para poder observar la correlación que existe entre los valores determinados; cromatografía iónica y la técnica de auto-analizador de flujo segmentado para nutrientes.

- Carbono Orgánico Total

Para verificar los resultados de COT se procedió a comparar el Carbono Inorgánico (CI) y la alcalinidad HCO_3 , ya que se espera que sean el mismo valor de IC que de HCO_3 (Stanley, 2009). Se pasaron los valores de CI a C-HCO_3 y se compararon con HCO_3 y se graficaron en el software Excel.

6.4 Procesamiento de datos

Una vez que se ha realizado el control de calidad de los datos se procedió a trabajar en el análisis de los mismos.

6.4.1 Configuración de la red de flujo

La red de flujo se elaboró mediante el uso del software Surfer por medio de la interpolación del Kriging ordinario, usando los datos obtenidos en la medición de niveles freáticos llevados a cabo en los meses de septiembre, noviembre del 2014 y enero del 2015.

6.4.2 Columnas Litológicas

Con las descripciones de las muestras tomadas al momento de la barrenación y con la ayuda del software Corel Draw se elaboraron las columnas litológicas de los 14 piezómetros construidos.

6.4.3 Configuración de parámetros fisicoquímicos

Los datos de temperatura, pH y Ce, que se obtuvieron durante el censo de aguas subterráneas y la medición de parámetros fisicoquímicos en campo fueron utilizados para elaborar mapas de isolíneas con el software Surfer utilizando un Kriging ordinario

6.4.4 SIG

Se entiende por "Sistema de Información" a la obtención de datos relacionados con el espacio físico, es un software específico que permite a los usuarios crear consultas interactivas, integrar, analizar y representar de una forma eficiente cualquier tipo de información geográfica referenciada asociada a un territorio, conectando mapas con bases de datos. Facilita la visualización de los datos obtenidos en un mapa para reflejar, relacionar, consultar y representar los resultados espaciales con la finalidad de resolver problemas complejos de planificación y gestión, conformándose como un valioso apoyo en la toma de decisiones. (CEA, 2015).

Dada la importancia del uso de estas herramientas se procedió a ingresar a un SIG la información obtenida durante esta investigación, se utilizó el software ArcMap 10.1, usando un sistema de coordenadas UTM. Para poder trabajar con este software fue necesario previamente obtener información de diferentes fuentes como modelos digitales de elevación del INEGI (2013), la geología de la zona fue obtenida por medio del Servicio Geológico Mexicano (2012), (cartas digitales E-15 D-73, E15 D-84 y E15 D-83 escala 1:250.000).

Los datos que se ingresaron al software en formato de conjuntos vectoriales SHP copyright ESRI; ubicación de puntos, configuración de la red de flujo de aguas subterráneas, isolíneas de temperatura, isolíneas de pH, isolíneas de conductividad eléctrica, isolíneas de NO_3^- , isolíneas de PO_4^{3-} .

6.4.5 Datos hidrogeoquímicos

El análisis de datos hidrogeoquímicos se llevó a cabo con los resultados obtenidos de los laboratorios de cromatografía y de nutrientes, en donde se tomaron estos datos para

determinar las características del agua subterránea así como auxiliar para la identificación de los procesos que se llevan a cabo en el área de estudio.

-Piper

Los diagramas de piper se utilizan para relacionar las aguas de un mismo acuífero y deducir posibles reacciones modificadoras de la composición química. Consiste en dos diagramas ternarios y un rombo. Para dibujar cada muestra en los triángulos hay que calcular los porcentajes de la concentración catiónica (Ca, Na+K y Mg) y aniónica (Cl, HCO₃ y SO₄) en cada una de ellas.

El diagrama de Piper se construyó utilizando los datos obtenidos en los análisis de iones mayores de la cromatografía iónica, los datos se procesaron en el software AquaChem 2011.1. Se graficaron cationes contra aniones para obtener familias de agua subterránea.

-Stiff

Los diagramas de stiff son utilizados con la finalidad de poder observar en una forma geométrica característica que depende de la composición química y las concentraciones de Na, Ca, Mg, Cl, HCO₃ y SO₄, mediante la formación de un polígono característico para cada muestra, estos polígonos pueden ser ubicados en mapas para poder observar la distribución espacial de los mismos. Con la ayuda del software AquaChem 2011.1 y los datos obtenidos en la cromatografía iónica se realizaron los diagramas. Una vez que se tenían estos diagramas se utilizó un software de edición gráfica Corel Draw en el cual se ubicaron los diagramas en la distribución espacial que le correspondía a cada uno de ellos.

-Relaciones hidrogeoquímicas

Con la finalidad de seguir los pasos necesarios para cumplir los objetivos planteados en esta tesis se procedió a buscar relaciones hidrogeoquímicas entre los parámetros estudiados en la zona. Se obtuvieron por medio del software AquaChem 2011.1, seleccionando la opción de diagramas de scatter, esta opción permite observar las correlaciones entre las variables.

6.4.6 Modelo conceptual

Utilizando la información obtenida de las piezometrías, así como de las secciones estratigráficas de los piezómetros, se desarrolló el modelo conceptual de funcionamiento del acuífero, este se dibujó con el software Corel. De igual manera se realizó el modelo conceptual de la presencia y formación de cristales de yeso en el acuífero utilizando la información de los análisis de iones mayores, las características de los suelos encontrados en la construcción de los piezómetros haciendo uso de Corel.

6.4.7 Modelación hidrogeoquímica

La modelación es el proceso de verificar el supuesto planteado en el modelo conceptual preestablecido, es el proceso por el cual los principios físico-químicos que se dan en las reacciones hidrogeoquímicas se aplican a la interpretación del origen y funcionamiento del sistema hidrogeoquímico (Martínez et al. 2000). Existen dos tipos de modelos hidrogeoquímicos; directos e inversos. En los modelos directos es conocida la composición inicial de una solución y establecidas las reacciones hidrogeoquímicas que se piensan tienen o tendrán lugar en el sistema, se obtiene como resultado una solución final que es el producto de las reacciones. Nos permite hacer predicciones acerca del funcionamiento de un sistema y son útiles en el caso de situaciones hipotéticas o con un elevado nivel de

incertidumbre respecto a las características reales del medio. Los modelos inversos son aquellos donde se conoce la composición inicial y final de una solución caracterizada a lo largo de una línea de flujo y los minerales y gases presentes en el medio, se calcula mediante un balance de masas las reacciones que pueden explicar los cambios de composición observados entre los dos puntos externos y en que magnitud pueden ocurrir. Son útiles para identificar los conjuntos de procesos plausibles en el medio estudiado. (Martínez et al. 2000).

Para realizar la modelación hidrogeoquímica se utilizó el software PHREEQC 3.1.7 con adaptación Notepad versión 6.6.9. Se llevaron a cabo tres modelaciones directas (índices de saturación, yeso a la saturación y reacciones redox) y una inversa (desnitrificación). En las modelaciones se incluyeron las fases minerales correspondientes a los suelos y rocas de la zona del acuífero, las fases minerales se definieron tomando en cuenta los minerales que pueden formar los iones utilizados en la modelación (Cornelius, 1980).

7 Resultados

En este capítulo se muestran los resultados de los valores medidos en campo y en laboratorio.

7.1 Puntos de monitoreo

7.1.1 Ubicación puntos de monitoreo (piezómetros, norias y pozos)

A partir de este momento, todos los mapas presentados en la tesis están basados respecto al número de control. En la **Figura 7.1.1** se pueden observar los puntos de monitoreo que constan de 14 piezómetros que se muestran en color rojo, 4 pozos en color amarillo y 3 norias en color verde.

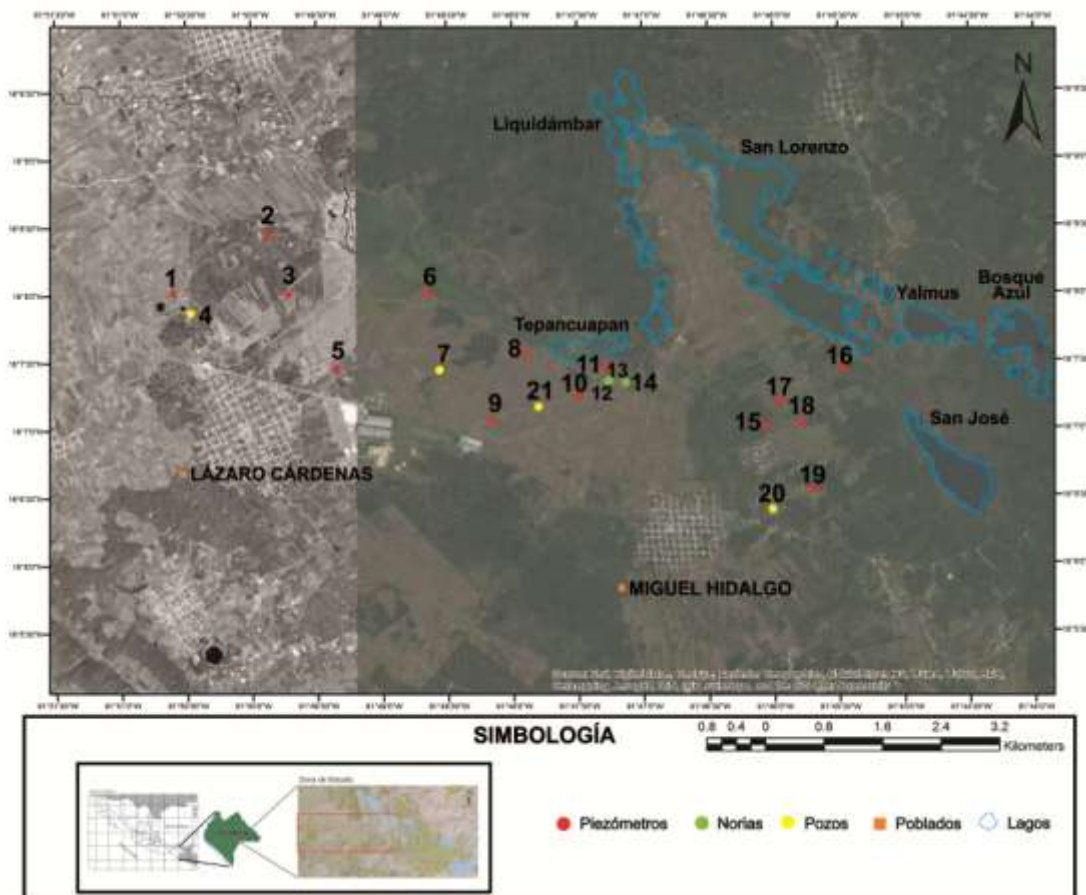


Figura 7.1.1. Ubicación puntos de monitoreo con base al número de control

Se muestran las coordenadas de todos los puntos de monitoreo así como su tipo. **Tabla**

7.1.1.

Tabla 7.1.1. Ubicación y tipo de los puntos de monitoreo

N. Control	x	y	z	Tipo
1	623670.48	1784059.1	1507.947	Piezómetro
2	624957.18	1784854.6	1471.777	Piezómetro
3	625233.58	1784053.9	1498.411	Piezómetro
4	623907.58	1783777.5	1522.702	Pozo
5	625893.21	1783036.3	1529.288	Piezómetro
6	627157.67	1784081.4	1461.425	Piezómetro
7	627316.94	1783016.7	1501.976	Pozo
8	628493.87	1783233.3	1465.377	Piezómetro
9	628030.6	1782327.8	1524.901	Piezómetro
10	629222	1782670	1475	Piezómetro
11	629572.6	1783088.3	1469.005	Piezómetro
12	629639.49	1782876.1	1485	Noria
13	629639.23	1782878.8	1483.636	Noria
14	629862.3	1782855.4	1490.816	Noria
15	631768.97	1782268.2	1484.06	Piezómetro
16	631931.39	1782607.4	1474.715	Piezómetro
17	632820.67	1783064.6	1464.484	Piezómetro
18	632258.76	1782318.1	1485.107	Piezómetro
19	632419.08	1781406.9	1487.358	Piezómetro
20	631877.71	1781133.8	1500.294	Pozo
21	628672	1782523	1495	Noria

7.1.2 Piezómetros

En la **Tabla 7.1.2.** se enlistan los 14 piezómetros construidos y su profundidad.

Tabla 7.1.2. Piezómetros y su profundidad

Piezómetro	N. Control	Profundidad (m)
1	1	6.27
2	2	5
3	3	4.66
4	5	4.2
5	6	3.05
6	8	3.53
7	9	7.1
8	10	4.82
9	11	2.26
10	15	4.92
11	16	2.65
12	17	4.21
13	18	3.9
14	19	4.57

7.1.3 Parámetros medidos en campo

Se presentan los parámetros fisicoquímicos así como los datos de nivel que fueron tomados en campo para los meses de septiembre y noviembre de 2014 **Tablas 7.1.3, 7.1.3(1)** y enero del 2014 **Tabla 7.1.3(2)**.

Las mediciones de sulfuros por el kit de colorimetría LAMOTTE arrojaron valores de 0.2 y <0.2 ppm de S(-2), lo que indica que no existe presencia de los mismos en el agua subterránea. La ausencia de sulfuros (S₂) en las muestras de agua subterránea determinada por medio del kit de colorimetría nos dice que si bien en el acuífero se pueden estar llevando a cabo procesos redox, no existe suficiente potencial redox para continuar con la oxidación-reducción que asciende en el siguiente orden O, NO³⁻, Mn⁴⁺, Fe³⁺, SO₄²⁻, S(-2). Solo se realizó una medición por punto de este parámetro, por lo tanto no se puede saber si estos valores varían con el tiempo.

Las mediciones de CO₂ por el kit de colorimetría de LAMOTTE arrojaron valores desde 13 a 70 ppm. Se tomó solo un dato por sitio por lo que no se sabe si varían con el tiempo. Estos valores nos hablan de la reacción de acidificación que se lleva a cabo entre la roca y la lluvia, esta reacción forma ácido carbónico más CO₂. Es importante conocer estos valores debido a que los mismos pueden aportar información sobre su relación con la geología presente o representar presencia microbiana.

Tabla 7.1.3. Parámetros Físicoquímicos Septiembre 2014

N. Control	PNE m	ENE msnm	pH	T °C	CE μS/cm	STD ppm	CO ₂ ppm	S ₂ ppm
1	2.08	1471.92	6.37	22.09	3137	1566	70	0.2
2	2.92	1471.08	6.75	20.65	1250	628	40	0.2
3	3.71	1499.29	7.35	20.48	2281	1132	95	0.2
5	3.09	1526.91	7.26	21.16	674	336	35	<0.2
6	2.33	1461.67						
7	0.36	1506.64	7.28	20.74	575	288	36	<0.2
8	2.35	1465.65						
9	1.2	1521.8	7.2	22.33	1383	703	50	<0.2
10	2.84	1472.16	6.78	21.7	725	367	30	<0.2
11	0.96	1473.04	7	23.13	575	287	22	<0.2
21	1.59	1493.41	6.45	20.83	760	376	24	0.2

Tabla 7.1.2(1). Parámetros Fisicoquímicos Noviembre 2014

N. Control	PNE m	ENE msnm	pH	T°C	CE μS/cm	STD ppm	CO ₂ ppm	S ₂ ppm
1	0.36	1507.58	8.5	23.4	2227	1112		
2	0.7	1471.07	9	23	798	395		
3	1.45	1496.96	6.88	23.1	2315	1142		
4	48.07	1474.63	8.84	21.9	641	320	62	<0.2
5	0.54	1528.74	7.83	23.6	489	247		
6	0.29	1461.13	7.19	23.8	960	493	30	<0.2
7	0	1501.97	9.21	20.4	482	240		
8	0.26	1465.11	8.56	23	920	458	30	<0.2
9	0.37	1524.53	8.4	23.2	1560	785		
10	1.08	1473.92	8.38	24.2	520	260		
11	0.1	1468.90	8.2	23.4	460	230		
12	1.14	1483.86	7.87	24	550	276	5	<0.2
13	1.86	1481.77	8.05	21.5	550	275	18	<0.2
14	2.74	1488.07	8.88	21.8	477	240	23	<0.2
15	2.58	1481.48	8.3	20.7	267	133	13	<0.2
16	1.78	1468.22	8.55	22.7	542	270		
17	2.13	1462.35	8.93	22.4	422	211	15	<0.2
18	1.32	1483.78	8.24	23.2	510	256	45	<0.2
19	1.07	1486.28	8	21.4	342	280	42	<0.2
20	4.75	1495.54						

Tabla 7.1.3(3). Parámetros Fisicoquímicos Enero 2015

N. Control	PNE m	ENE msnm	pH	T°C	CE μS/cm	STD ppm
1	0.67	1507.27	8.39	19.2	2462	1233
2	1.67	1470.10	7.14	21.1	715	356
3	3.15	1495.26	8.46	19.6	2609	1308
4	0	1522.70	8.6	20.1	357	706
5	0.38	1528.90	9.37	19.7	477	239
6	0.01	1461.41	7.23	20.3	1022	512
7	1.29	1500.68	7.57	20.9	533	266
8	0.35	1465.02	7.95	20.7	1038	519
9	0.13	1524.77	7.62	20	2161	1081
10	1.39	1473.61	7.75	20.5	538	270
11	0.19	1468.81	8.90	20.69	460	229
12	2.14	1482.86	8.75	19.9	705	354
13	1.07	1482.56	8.58	19.8	811	404
14	3.11	1487.70	9.38	18.2	522	260
15	0.97	1483.09	9.05	18.6	223	110
16	1.39	1473.32	9.24	20.01	424	212
17	1.44	1463.04	9.14	19.1	430	215
18	0.32	1484.78	8.84	19.2	541	270
19	0.47	1486.88	8.54	20.5	339	166
20	4.22	1496.07	8.3	20.9	436	219

7.2 Columnas litológicas

Se desarrollaron las columnas litológicas para los 14 piezómetros, en este apartado se presentan 3 columnas tipo (**Figura 7.2**), los cuales también están incluidos en el modelo conceptual que se muestra más adelante en este capítulo.

Las columnas litológicas de los 14 piezómetros se muestran en el **Anexo 2**.

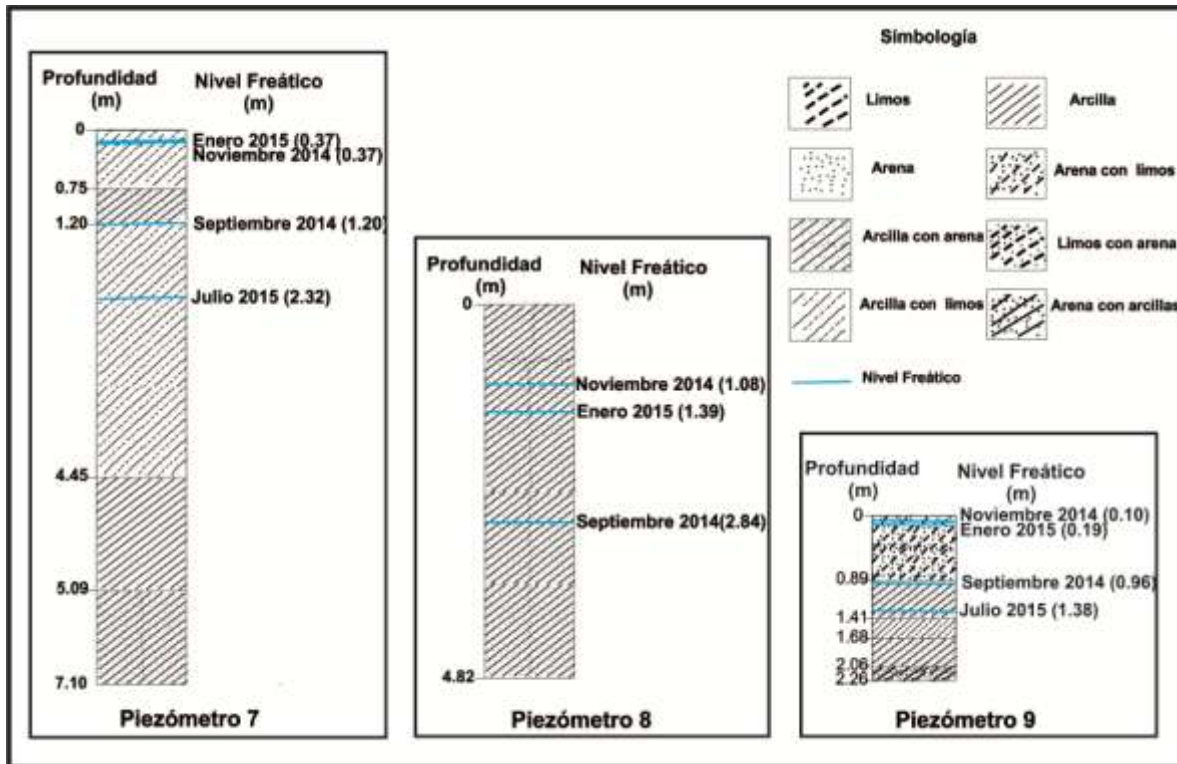


Figura 7.2. Piezómetros 7, 8 y 9.

7.3 Procesamiento de datos

7.3.1 Profundidad al nivel estático.

La profundidad del agua subterránea se encuentra fluctuando en niveles someros desde unos pocos centímetros hasta los 4 metros. Los niveles más profundos para noviembre del 2014 se ubican en la zona al SE de la zona de estudio (**Figura 7.3.1**). En el **Anexo 1** se pueden observar los niveles estáticos en septiembre del 2014 y enero del 2015. Los valores de PNE varían con el tiempo debido a que dependen del temporal de lluvias o estiaje, los niveles tomados en septiembre son más profundos, que los niveles de noviembre y enero, esto se debe al tiempo que toma el agua en infiltrarse al acuífero después de los periodos de

lluvia. En noviembre y enero se tiene mayor infiltración de agua de lluvia que en septiembre.

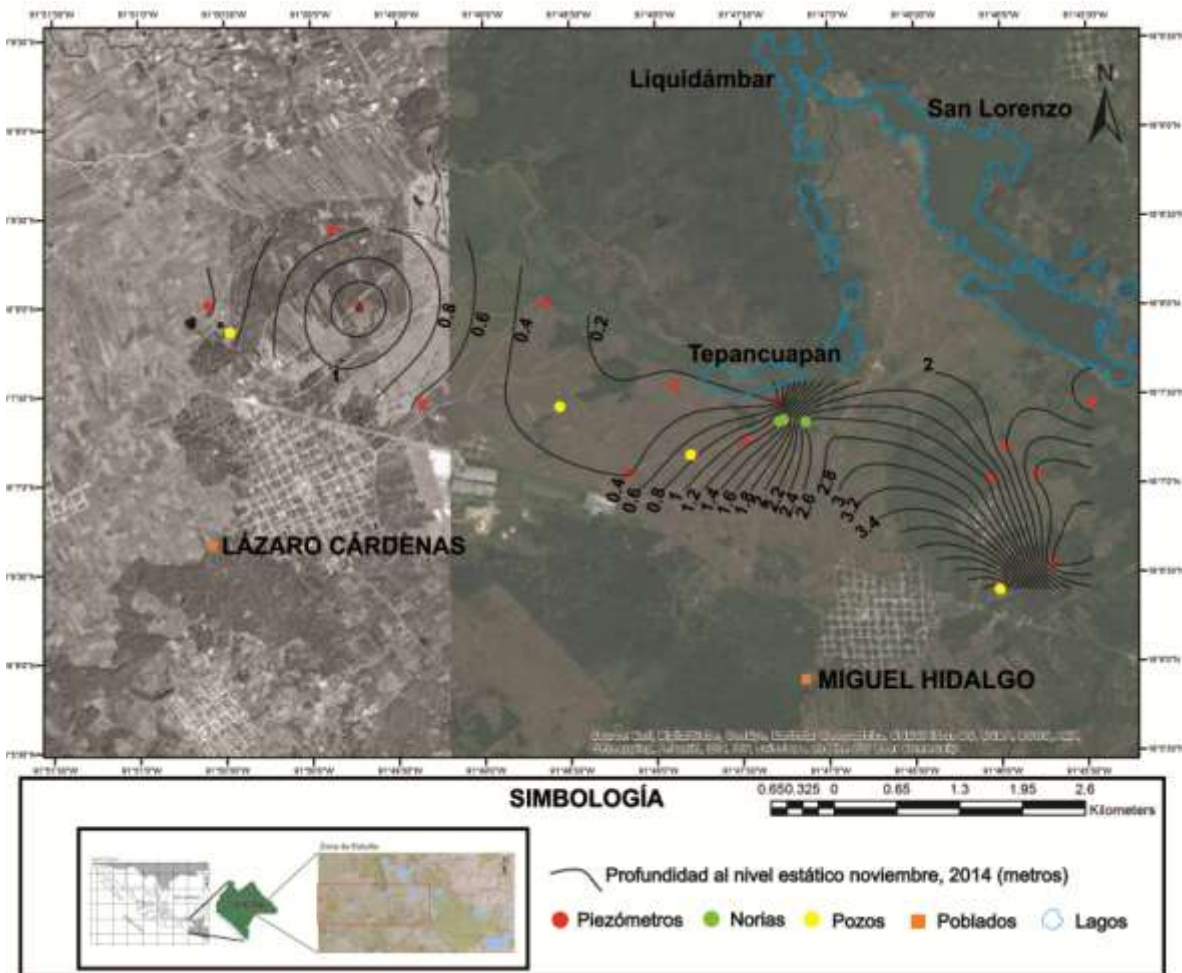


Figura 7.3.1. Mapa de profundidad al Nivel Estático Noviembre 2014

7.3.2 Red de flujo de aguas subterráneas

En la **Figura 7.3.2** se presenta la red de flujo de aguas subterráneas elaborada con datos del mes de noviembre del 2014, se considera de todas las mediciones la más completa con mayor cantidad de datos a interpolar. En la imagen se puede observar que el flujo de agua subterránea e mueve en dirección SW-NE descargando en el NW hacia el Río Grande de

Comitán y en el NE hacia el sistema de lagos. La dirección de flujo del agua subterránea no varía significativamente con el tiempo debido a que el gradiente hidráulico tiene una dirección preferencial condicionada por las características del acuífero como la granulometría y la capacidad de almacenar y transmitir el agua.

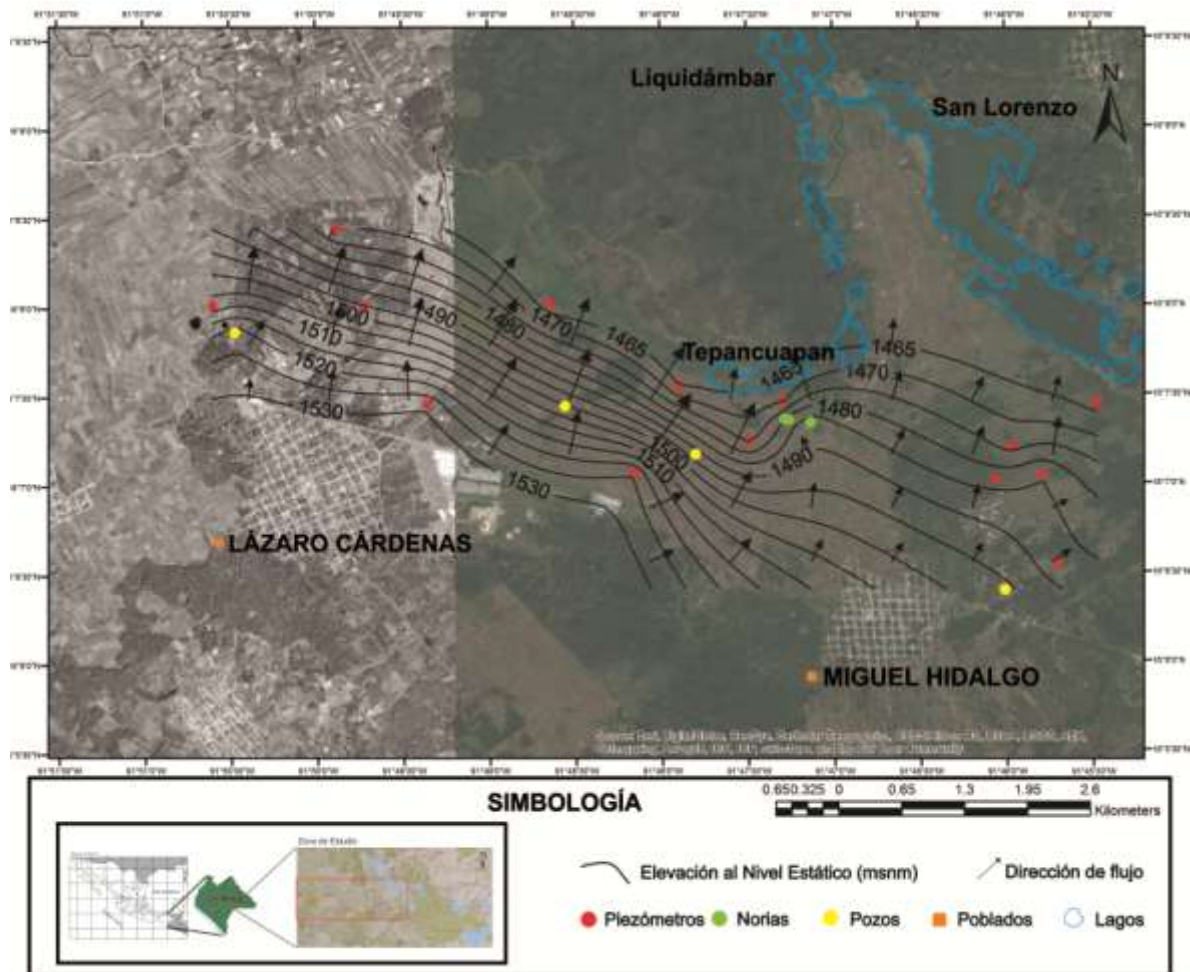


Figura 7.3.2. Red de Flujo de Aguas Subterráneas Noviembre 2014.

7.3.3 Mapas de isolíneas

Se muestran en las **Figuras 7.3.3, 7.3.3(1), 7.3.3(2)** los mapas de isolíneas realizados para los parámetros temperatura, pH y Conductividad Eléctrica ambos de noviembre 2014.

En la **Figura 7.3.3** se muestran las temperaturas del agua en el área de estudio para noviembre del 2014. Las temperaturas oscilan entre los 20 y 23 °C, no se observa ningún indicador de actividades termales. Los valores hacen referencia que es un acuífero somero con clima tropical. Las temperaturas para los meses de septiembre y enero no varían significativamente, las pequeñas variaciones pueden estar relacionadas a errores de medición en el campo o a las condiciones de temperatura al momento de tomar los datos.

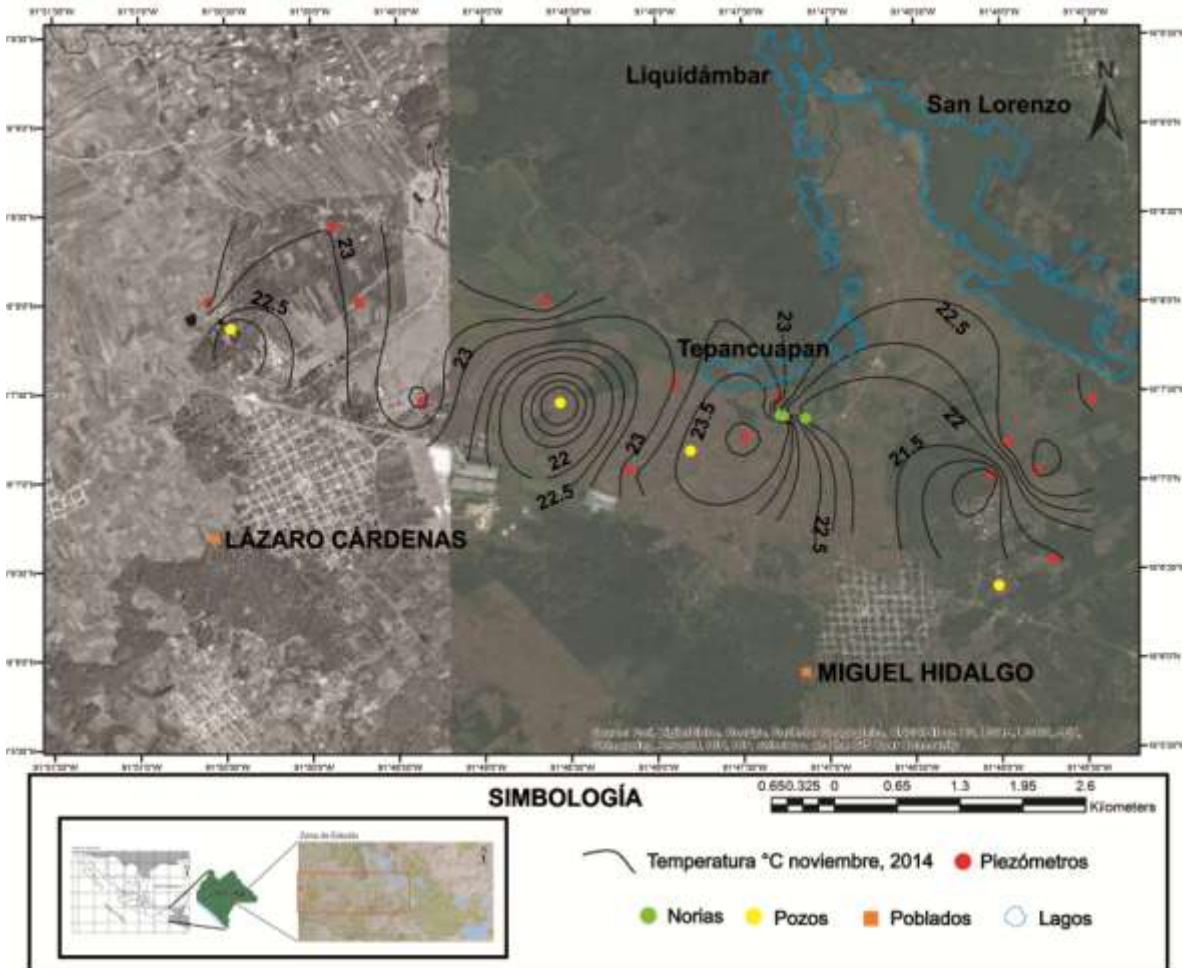


Figura 6.3.3. Mapa de isótermas de la temperatura en noviembre del 2014.

En la **Figura 7.3.3(1)** se presentan los valores de pH para noviembre del 2014, que se encuentran entre 6.3 y 9.3, son acordes con depósitos aluviales relacionados con la geología calcárea de la zona, con pH característicos de especies carbonatadas. El pH varía con un aumento, respecto a las mediciones tomadas en septiembre y enero, debido a que existe mayor agua de infiltración en el acuífero y cuando el agua de las lluvias infiltra en el acuífero los controles físicos del ion hidrogeno cambian por lo tanto el pH también.

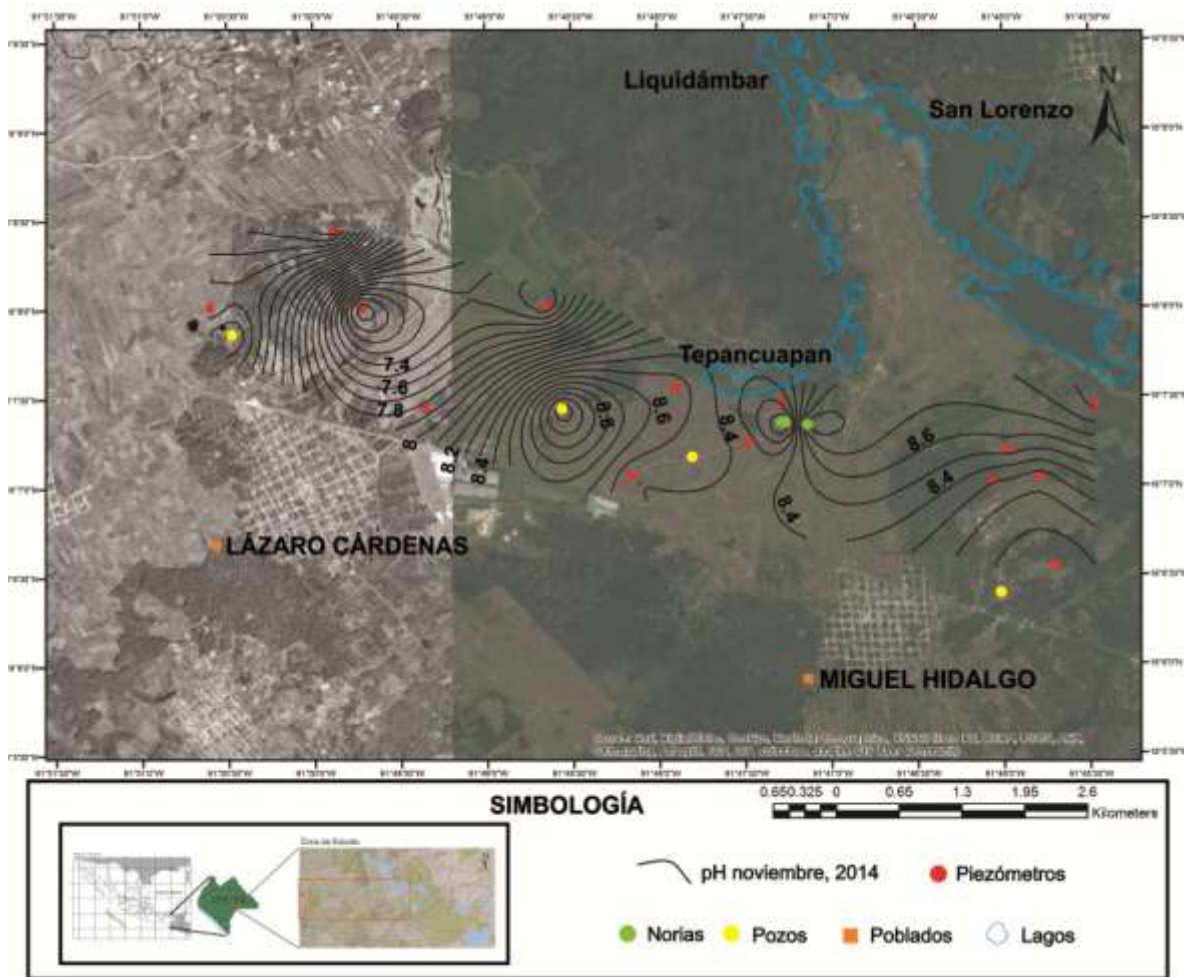


Figura 7.3.3(1). Mapa de isótopos para el pH en noviembre del 2014.

En la **Figura 7.3.3(2)** la Conductividad Eléctrica (CE) para noviembre del 2014, oscila entre rangos de 340 a 3130 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los valores altos de CE indican una fuerte presencia de sales en el acuífero, que puede ser producto de la disolución de los materiales geológicos

que lo conforman. La conductividad crece con la temperatura, sin embargo la temperatura no es alta en los sitios de mayor CE, por lo tanto la presencia de estos valores hablan de mayor cantidad de iones disueltos y salinidad. La CE varía con el tiempo, en el mes de septiembre es mayor, cuando aún no se infiltrado gran cantidad de agua y se tiene por lo tanto mayor cantidad de iones disueltos en menor proporción de agua subterránea, en cambio en noviembre y enero disminuye debido a que se ha infiltrado agua de lluvia y disminuye la cantidad de iones disueltos en una mayor cantidad de agua subterránea, y por la misma razón disminuye la salinidad del agua.

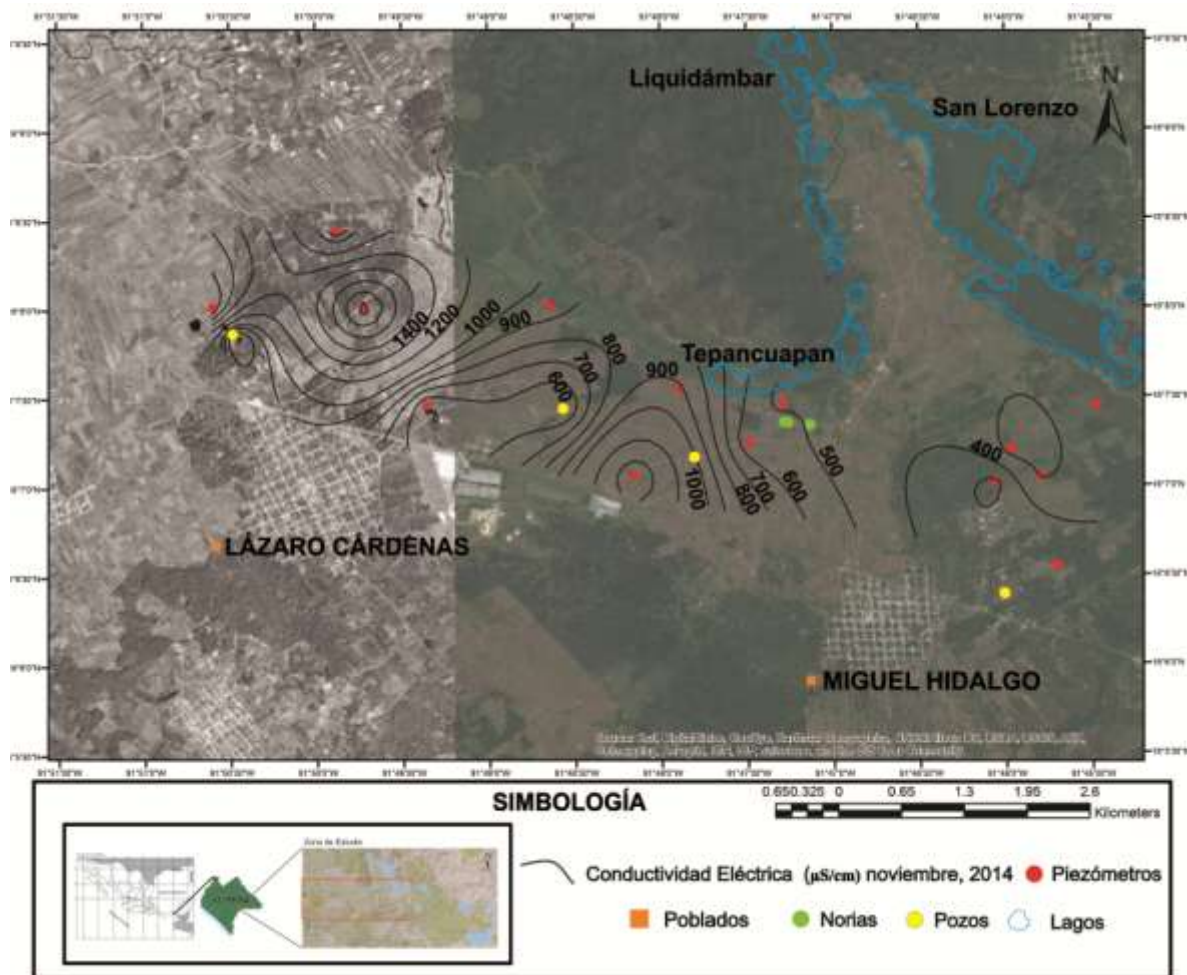


Figura 7.3.3(2). Mapa de isótopos para la Conductividad Eléctrica en noviembre 2014

7.4 Resultados de laboratorio

7.4.1 Iones mayoritarios

En la **Tabla 7.4.1.** se pueden observar los resultados de la cromatografía iónica, la determinación de NH_4^+ y NO_3^- en algunas muestras fue menor a los límites de detección los cuales son 0.13 mg/l y 1 mg/l respectivamente, en estas muestras se asignó el valor del límite y se muestra como <L.d en la tabla. Los resultados están expresados en mg/l.

Tabla 7.4.1. Resultados de iones mayoritarios en mg/l

Punto	Na^+	NH_4^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	HCO_3^-	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}
1	10.61	<L.d	3.52	668.99	6.81	216.87	4.91	<L.d	1673.46
2	8.34	0.45	3.18	466.04	4.61	104.00	7.85	<L.d	1190.27
3	8.09	<L.d	1.49	163.42	2.56	102.41	3.79	13.81	366.59
4	6.51	0.68	1.51	35.71	3.87	63.20	4.9	<L.d	51.60
5	7.22	<L.d	1.49	54.48	1.68	138.20	0.19	36.82	19.42
6	4.67	<L.d	2.61	177.88	40.05	232.2	6.4	<L.d	320.0
7	9.97	<L.d	1.77	47.68	1.59	136.47	2.55	27.34	18.30
8	19.47	1.14	1.47	127.80	4.50	78.70	4.2	<L.d	279.70
9	25.44	<L.d	2.37	236.86	13.55	104.55	5.98	<L.d	666.52
10	8.72	<L.d	1.47	58.69	2.95	95.22	3.58	111.25	19.43
11	6.02	0.30	1.65	47.20	2.30	90.22	2.05	50.20	19.69
12	6.34	<L.d	3.71	120.11	2.94	160.70	4.2	<L.d	198.20
13	4.04	<L.d	2.09	117.56	6.95	234.40	6	<L.d	146.40
14	4.93	0.30	12.63	97.16	7.18	298.40	9.8	<L.d	6.10
15	4.65	0.46	1.10	56.22	2.07	168.30	5.9	3.3	6.80
17	5.26	0.61	1.81	33.96	1.58	89.90	6	<L.d	7.30
18	5.11	<L.d	1.33	31.28	4.21	115.40	7.3	<L.d	7.30
19	4.28	0.63	1.10	28.19	2.44	76.40	5.9	3.9	3.20
21	7.92	5.38	1.87	47.71	1.62	182.11	1.55	5.18	20.41

7.4.2 Nutrientes

Los resultados obtenidos por medio del auto-analizador de flujo segmentado para nutrientes se reportan en la **Tabla 7.4.2**. Los resultados están expresados en mg/l, donde NID representa al Nitrógeno Inorgánico Disuelto.

Tabla 7.4.2. Nutrientes determinados en mg/l

Punto	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	P-PO ₄	NID
1	0.0061	0.0014	0.0004	0.09	0.007
2	0.33	1.33	0.013	0.012	1.68
3	0.12	2.36	0.06	0.019	2.56
4	0.016	0.039	0.0013	0.030	0.057
5	0.07	6.53	0.37	0.011	6.97
6	0.023	0.045	0.0027	0.039	0.07
7	0.037	4.27	0.03	0.010	4.34
8	0.0059	0.0014	0.0002	0.062	0.007
9	0.081	0.15	0.0004	0.021	0.23
10	0.0003	18.13	0.0005	0.018	18.13
11	0.12	7.15	0.015	0.0099	7.0
12	0.011	0.0011	0.0004	0.028	0.012
13	0.022	0.29	0.0032	0.068	0.320
14	0.091	0.0008	0.0012	0.201	0.093
15	0.001	0.27	0.0030	0.003	0.281
17	0.002	0.50	0.0056	0.0049	0.51
18	0.002	0.059	0.010	0.0045	0.072
19	0.005	0.14	0.013	0.011	0.16
21	1.68	0.0057	0.0009	0.0100	1.69

7.4.3 Carbono Orgánico Total

En la **Tabla 7.4.3** se muestran los resultados de Carbono Total (CT), Carbono Inorgánico (CI) y Carbono Orgánico Total (COT). Los resultados están expresados en mg/l.

Tabla 7.4.3. Carbono Total, Carbono Inorgánico, Carbono Orgánico Total en mg/l

N. Control	CT	CI	COT
1	53.08	44.18	8.9
2	31.61	7.16	24.45
3	26.17	4.99	21.18
4	57.38	12.55	44.83
5	34.32	5.23	29.08
6	72.35	8.51	63.84
7	33.51	5.72	27.78
8	36.72	3.39	33.33
9	37.16	4.2	32.95
10	40.95	33.86	7.09
11	34.63	6.22	28.41
12	18.27	2.9	15.37
13	51.99	3.7	48.29
14	70.29	10.42	59.87
15	35.91	2.83	33.08
17	43.62	4.22	39.4
18	32.27	3.79	28.48
19	51.81	4.46	47.35
21	50.51	3.55	46.96

7.5 Confianza de los resultados de laboratorio

7.5.1 Confianza de Iones mayoritarios

Al realizar los procedimientos de balance iónico, relación conductividad eléctrica-suma de aniones o cationes y relación de STD con CE, se comprobó que los resultados cumplen con los criterios establecidos en estas metodologías y son confiables para su uso y procesamiento. En la **Tabla 7.5.1** se pueden observar los resultados, donde el error por el balance iónico se encuentra en un rango menor de 10%, la suma de cationes y aniones es muy similar, y los valores medidos de CE medidos en campo, al multiplicarlos por el factor $\alpha=0.55$ es similar los valores de STD medidos en campo

Tabla 7.5.1. Resultados Confianza de Iones Mayores

N° de Control	%error iónico	Σ Cationes	Σ Aniones	STD medido	α CE similar STD	CE medido
1	-5.55	34.50	-38.40	1566	1725.35	3137
2	-5.20	24.08	-26.49	628	687.5	1250
3	-4.81	8.76	-9.53	1132	1254.55	2281
4	3.38	2.42	-2.25	320	352.55	641
5	-0.90	3.21	-3.27	336	370.7	674
6	7.70	12.44	-10.65	493	528	960
7	-2.28	2.99	-3.06	288	316.25	575
8	2.60	7.64	-7.23	458	506	920
9	-5.59	14.11	-15.59	703	760.65	1383
10	-3.64	3.59	-3.76	367	398.75	725
11	1.67	2.85	-2.76	287	316.25	575
12	-2.13	6.61	-6.88	276	302.5	550
13	-2.96	6.67	-7.06	275	302.5	550
14	5.91	5.98	-5.29	240	262.35	477
15	1.38	3.21	-3.12	133	146.85	267
17	7.42	2.10	-1.79	211	232.1	422
18	-2.28	2.16	-2.25	256	280.5	510
19	8.15	1.82	-1.55	280	188.1	342
21	-9.76	2.91	-3.49	376	418	760

7.5.2 Confianza de Nutrientes

Como se mencionó en el capítulo anterior se usaron dos técnicas para determinar N-NO_3^- , se decidió hacer uso de las mismas con la finalidad de poder comparar los resultados en ambas y determinar los valores más certeros a usar en la interpretación de datos. La **Figura 7.5.2** muestra el nivel de correlación entre los valores arrojados por la cromatografía iónica y por el auto-analizador de flujo segmentado de nutrientes, ambos se encuentran bien correlacionados. Sin embargo, la técnica de cromatografía iónica no pudo determinar el valor de algunas muestras de agua debido a los límites de detección, por lo que se concluye que es de mayor confiabilidad para la interpretación de valores de nitrógeno utilizar los resultados arrojados por el auto-analizador de flujo segmentado de nutrientes. Se llega a

esta conclusión al tomar en cuenta que si se usaran los resultados de la cromatografía iónica no se tendría el valor real de N-NO_3^- para las muestras cuyo contenido está por debajo del límite de detección.

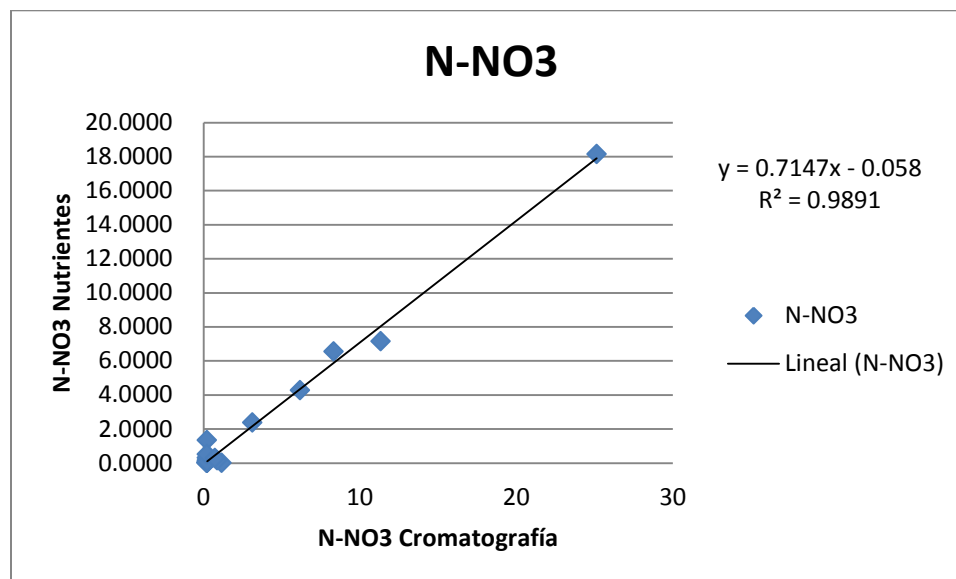


Figura 7.5.2. Comparación de dos métodos de análisis para N-NO3

7.5.3 Confianza de Carbono Orgánico Total

En la **Figura 7.5.3** se puede verificar que no existe correlación entre los valores de CI y HCO_3^- , este sería el primer criterio para sospechar sobre la confiabilidad de los resultados de las determinaciones. El segundo criterio son los rangos en los que se encuentra el COT, entre 20 y 60 mg/l, exceptuando dos sitios en donde se midieron 7 y 8 mg/l. El Carbono Orgánico Disuelto (COD) en el agua subterránea en Europa tienen un promedio de 2.7 mg/l (Goody and Hinsby, 2015). Los valores entre COD y COT son muy similares en el agua subterránea, por lo que se esperarían valores menores. Sin embargo un parámetro que se debe considerar es que México posee un clima diferente a Europa, el cual podría estar influenciado los valores gracias a su componente tropical. Para tratar de verificar esta teoría

se procedió a revisar los resultados de COT en México, empero no se ha establecido un valor promedio del mismo. El tercer criterio a tomar en cuenta es la forma en que se determinaron los valores, debido a que para obtener el COT primero se determinó el CT posteriormente el CI, de la resta de CT-CI se termina el COT. Dicha determinación no se realizó de forma directa. Tomando en cuenta los 3 criterios mencionados con anterioridad se concluye que los valores de COT arrojados por el auto-analizador de carbono orgánico e inorgánico y nitrógeno no son confiables para su procesamiento y análisis, sin embargo nos hablan de la presencia de COT en la zona.

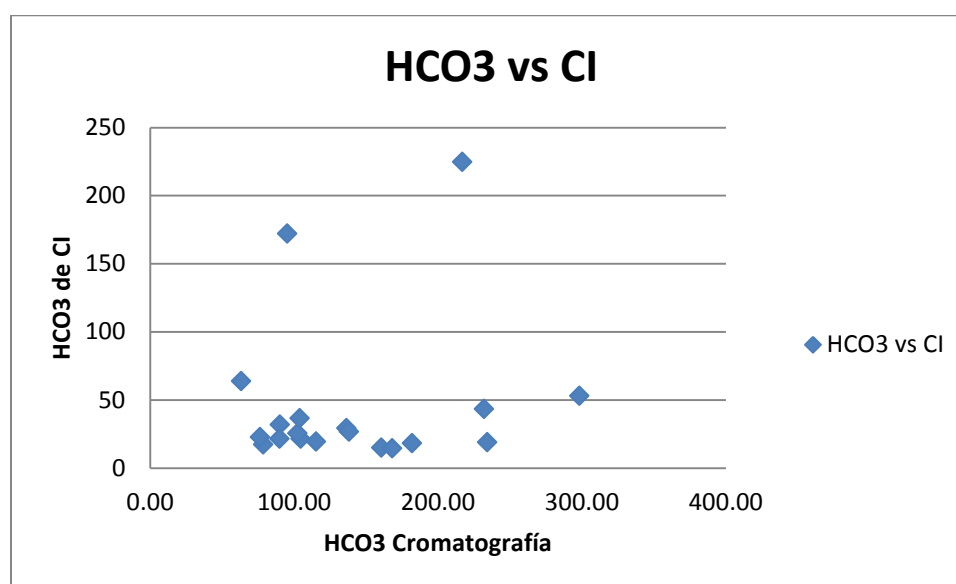


Figura 7.5.3. Comparación entre HCO₃ y Carbono Inorgánico

7.6 Procesamiento de datos de Laboratorio

7.6.1 Gráfico Piper

Del diagrama triangular de Piper en el área de estudio se pueden inferir diversos procesos (**Figura 7.6.1**). En primer lugar, se puede observar que en el triángulo de los aniones existe un predominio en algunas muestras del ión HCO_3^- , lo cual significa que el agua está

circulando por materiales calcáreos que se encuentran dentro de los depósitos aluviales. Otro anión de importancia es el SO_4^{2-} , lo que indica que además de que el agua disuelve materiales calcáreos, también está disolviendo otros como son el yeso, como los yesos encontrados en los materiales aluviales al momento de construir los piezómetros. En relación al triángulo de los cationes, destaca el predominio del Ca^{2+} lo cual ratifica la abundancia de minerales que contienen calcio en su composición. Por lo tanto se tienen presentes dos familias de agua, en el círculo azul la familia bicarbonatadas-calcitas que puede estar relacionada además de los procesos de disolución con aguas de reciente infiltración, las cuales se encuentra evolucionando a aguas sulfatadas (color amarillo), el color rojo y negro, son las aguas que se dan durante este proceso de evolución.

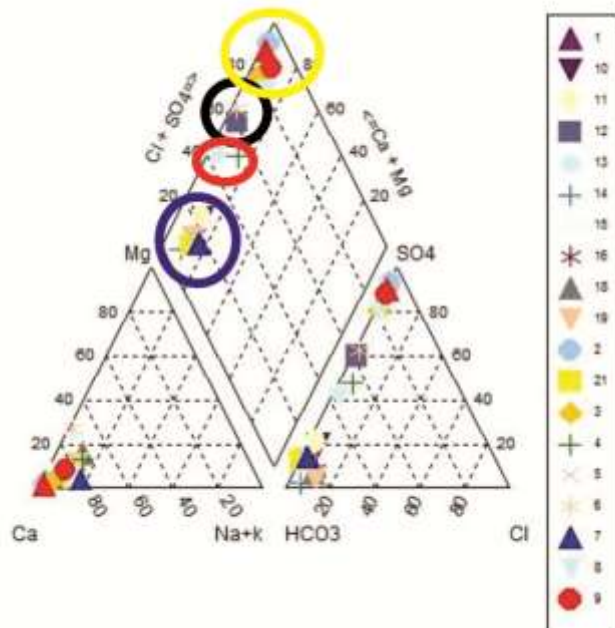


Figura 7.6.1. Diagrama de Piper muestra la clasificación del agua subterránea por familias de agua.

7.6.2 Gráfico de Stiff

Los diagramas de Stiff permiten establecer agua con características químicas similares. Observando la forma de los diagramas y ubicándolos en un plano de acuerdo con las coordenadas de cada aprovechamiento muestreado del área de estudio, se pueden visualizar e identificar los iones predominantes (**Figura 7.6.2**).

En la **Figura 7.6.2** se observa que los sitios 1, 2, 3, 8, 9 presentan una predominancia del ión Ca^{2+} y del ión sulfato SO_4^{2-} , en los sitios 1, 3 y 9 se encontraron cristales de yeso (marcados con la estrella) cuando se construyeron los piezómetros, por lo tanto se puede observar el proceso de disolución de ambos iones en el acuífero, los carbonatados asociados a los materiales aluviales y los sulfatados asociados a los yesos presentes en los materiales aluviales. En los sitios 4, 6 y 12 domina el ión Ca^{2+} sobre el ión SO_4^{2-} . En los demás sitios las muestras presentan mayoría de los iones Ca^{2+} y HCO_3^- , lo cual nos habla del proceso de disolución de compuestos carbonatados presentes en los depósitos aluviales de la zona de estudio.

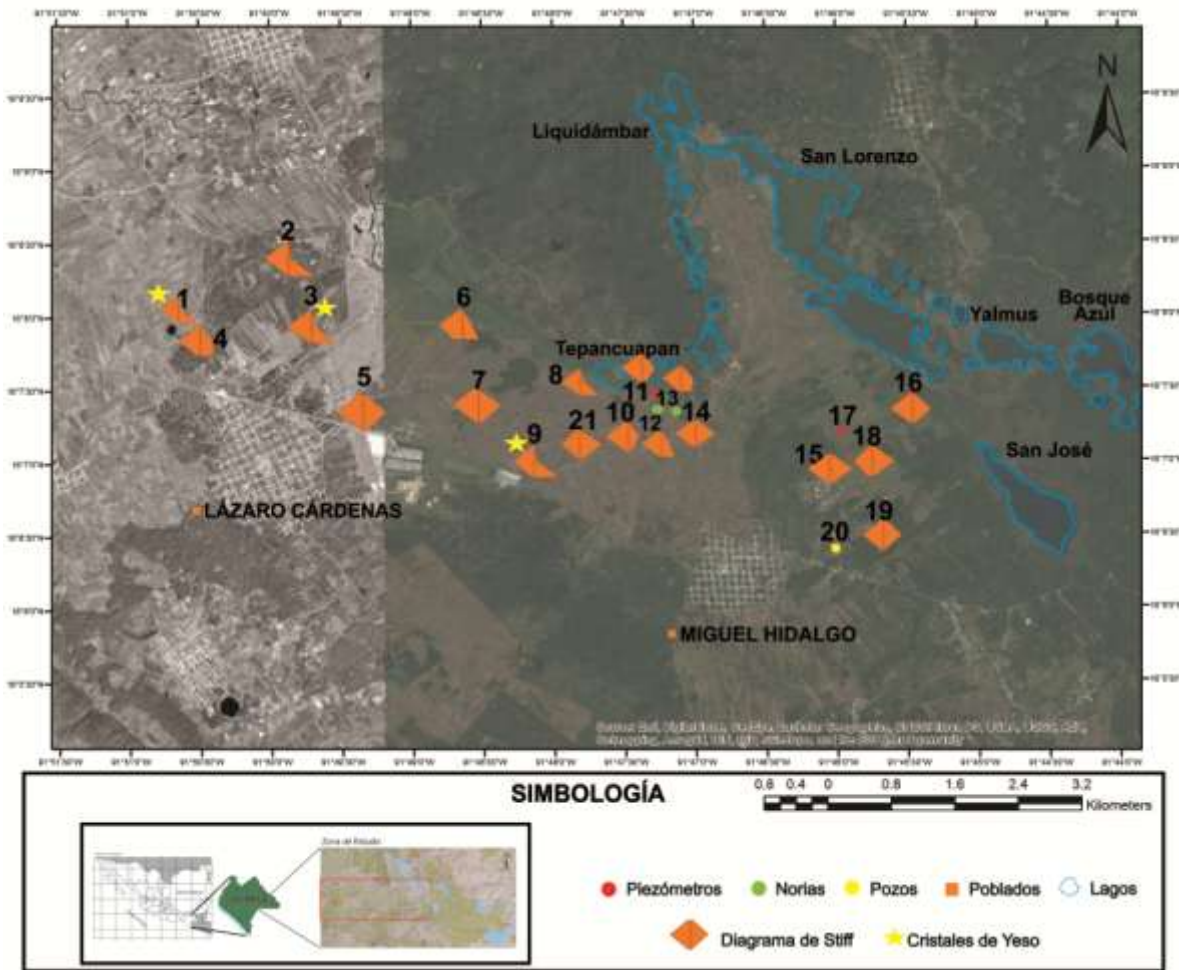


Figura 7.6.2. Diagramas de Stiff con su distribución espacial

7.6.3 Grafico de Scatter

Se muestra el gráfico Scatter que relaciona Ca^{2+} y SO_4^{2-} en la **Figura 7.6.3**. A la izquierda se puede observar la relación lineal que existe entre el incremento de Ca^{2+} y SO_4^{2-} , a la derecha se muestra el mapa en donde se pueden observar la familia de aguas sulfatadas y marcadas con una estrella los lugares en donde se encontraron cristales de yeso. El gráfico representa que en la zona de estudio se está dando un incremento lineal de Ca^{2+} y SO_4^{2-} en las concentraciones de agua subterránea, dicho incremento está relacionado con la presencia de aguas sulfatadas y cristales de yeso, esto nos puede hablar que en los sitios

donde coinciden estas condiciones se pueden estar llevando a cabo procesos de disolución y precipitación de cristales de yeso.

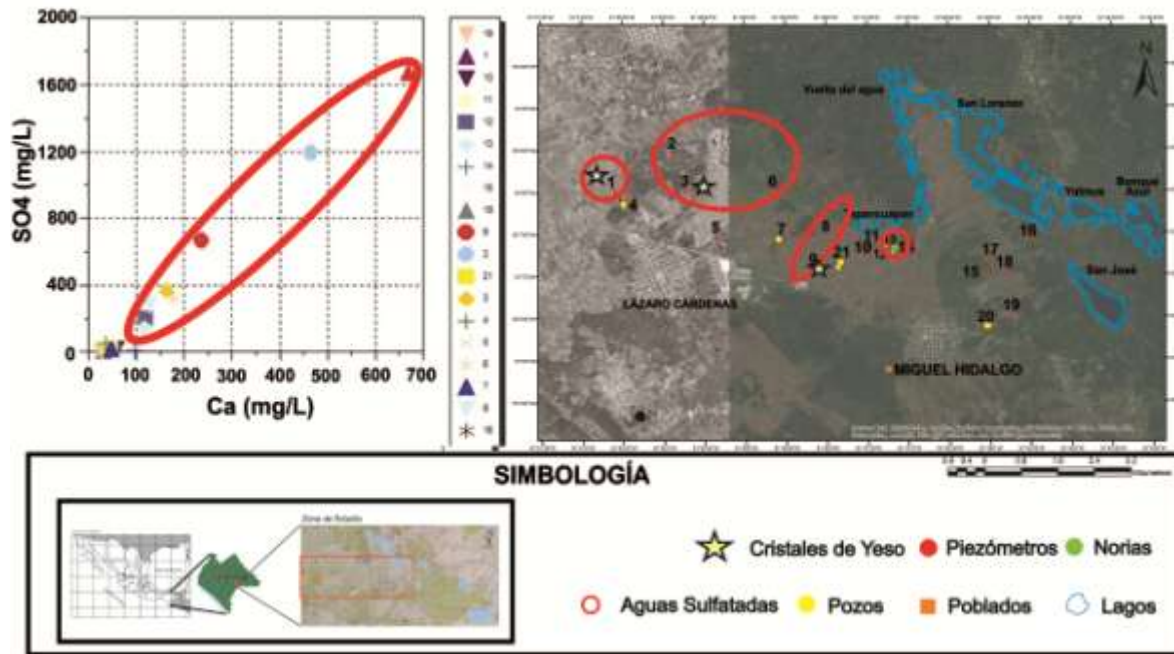


Figura 7.6.3. Relación entre Ca y SO₄ con su distribución en el mapa.

8 Funcionamiento del Sistema

Este capítulo tiene como finalidad interpretar todos los datos y resultados obtenidos en el trabajo de investigación de la presente tesis. Para poderlo llevar a cabo se hará uso de las herramientas y procesos mencionados en los capítulos anteriores.

8.1 Modelos conceptuales

8.1.1 Modelo hidrogeológico conceptual

Con base a los datos litológicos obtenidos durante la construcción de piezómetros y de las piezometrías realizadas en el área de estudio, se construyó el modelo hidrogeológico conceptual, **Figura 8.1.1**. Este modelo se desarrolló con la finalidad de comprender los procesos que se llevan a cabo en el acuífero y la zona agrícola, procesos tales como la dirección de movimiento del agua subterránea en relación con la distribución agrícola en la zona, el ingreso de contaminantes por medio de la infiltración y lixiviación al acuífero. El modelo plantea el siguiente esquema: el agua de lluvia infiltra en la zona agrícola disolviendo e introduciendo al suelo componentes del exterior por medio de la lixiviación, el suelo puede retener algunos de estos componentes en su estructura por medio de sorción, existen salidas de agua subterránea por medio de evapotranspiración, los compuestos que no son retenidos pasan al acuífero y viajan en la dirección del flujo y descargaran en los lagos. El acuífero se encuentra en depósitos aluviales con predominancia de arcillas y arcillas arenosas, donde la conductividad hidráulica (k) oscila entre 10^{-6} a 0.1 m/d (Fetter, 2001), por lo tanto el flujo es lento.

IUPA, 2015 nos dice que los tiempos de residencia del agua subterránea varían de días a decenas de miles de años y Hernández, (2008) que el tiempo de residencia promedio del

agua oscila en 229 años. Tomando en cuenta la baja conductividad hidráulica de los materiales que conforman el acuífero se tiene un tiempo de residencia grande, esto quiere decir que su orden es mayor que el promedio de 229 años.

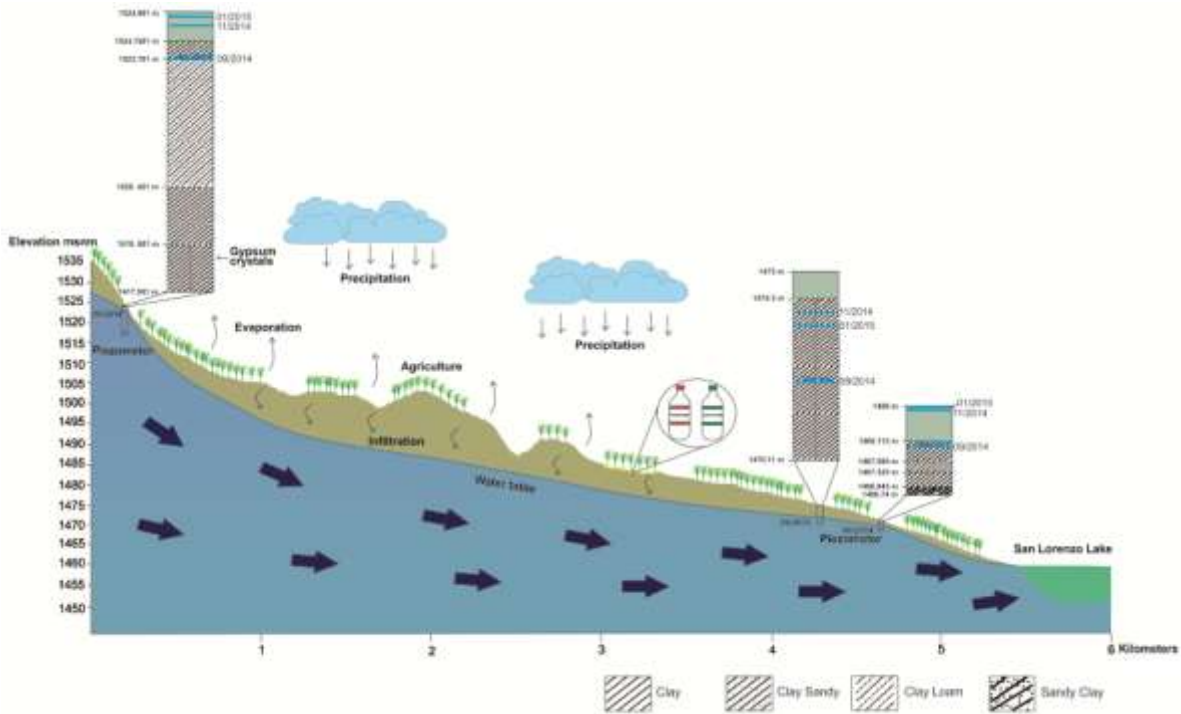


Figura 8.1.1. Modelo hidrogeológico conceptual

8.1.2 Modelo cristales de yeso

Este modelo tiene como finalidad tratar de explicar la presencia de cristales de yeso encontrados en la construcción de los piezómetros **Figura 8.1.2**.

En los depósitos aluviales existe una fuente de cristales de yesos ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) (puede estar asociada a la geología o los fertilizantes), el agua de lluvia contiene iones de Ca^{2+} y SO_4^{2-} e infiltra en los depósitos aluviales, disolviendo los cristales ya existentes, enriqueciéndose hasta llegar al grado de saturación que es cuando su Índice de Saturación

es igual a cero (IS)=0, cuando alcanza este valor, precipita en forma de cristales de yesos, a esta parte se le llama destino en el modelo.

En la **Tabla 8.1.2** se puede observar a los sitios y la profundidad en la que se encontraron los cristales de yeso.

En La **Figura 8.1.2(2)** se presenta el mapa de isolíneas de SO_4^{2-} , en donde los valores más altos se ubican al NE de la zona de estudio, los cuales coinciden con los sitios 1 y 3 donde se encontraron cristales de Yeso, en la parte central se presenta un ojo de buey debido a un valor más alto de la concentración, el cual es el mismo que el sitio 9.

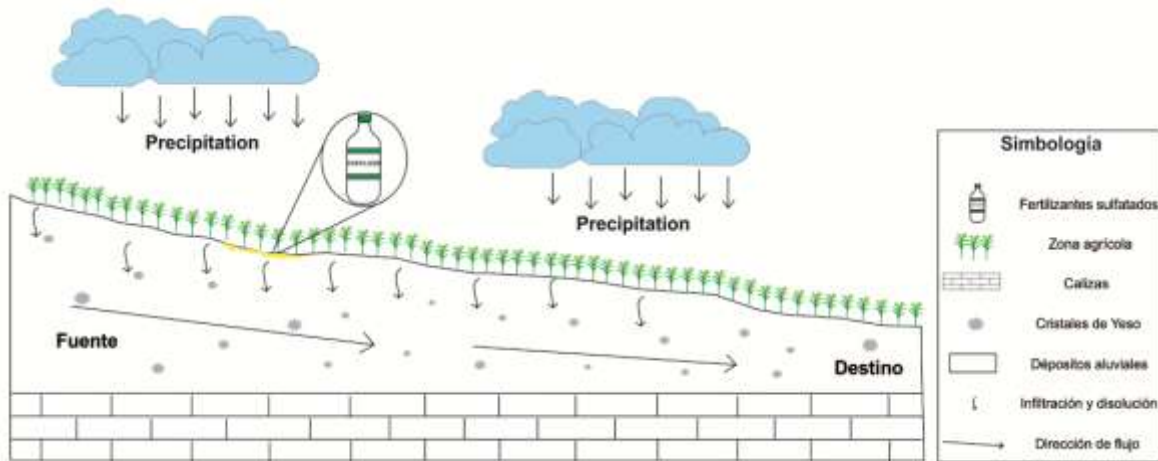


Figura 8.1.2. Modelo disolución y precipitación de cristales de yeso.

Tabla 8.1.2. Profundidad a la que se encontraron los cristales de yeso

N° de Control	Profundidad cristales (m)
1	4.25
3	4.05
9	5.09

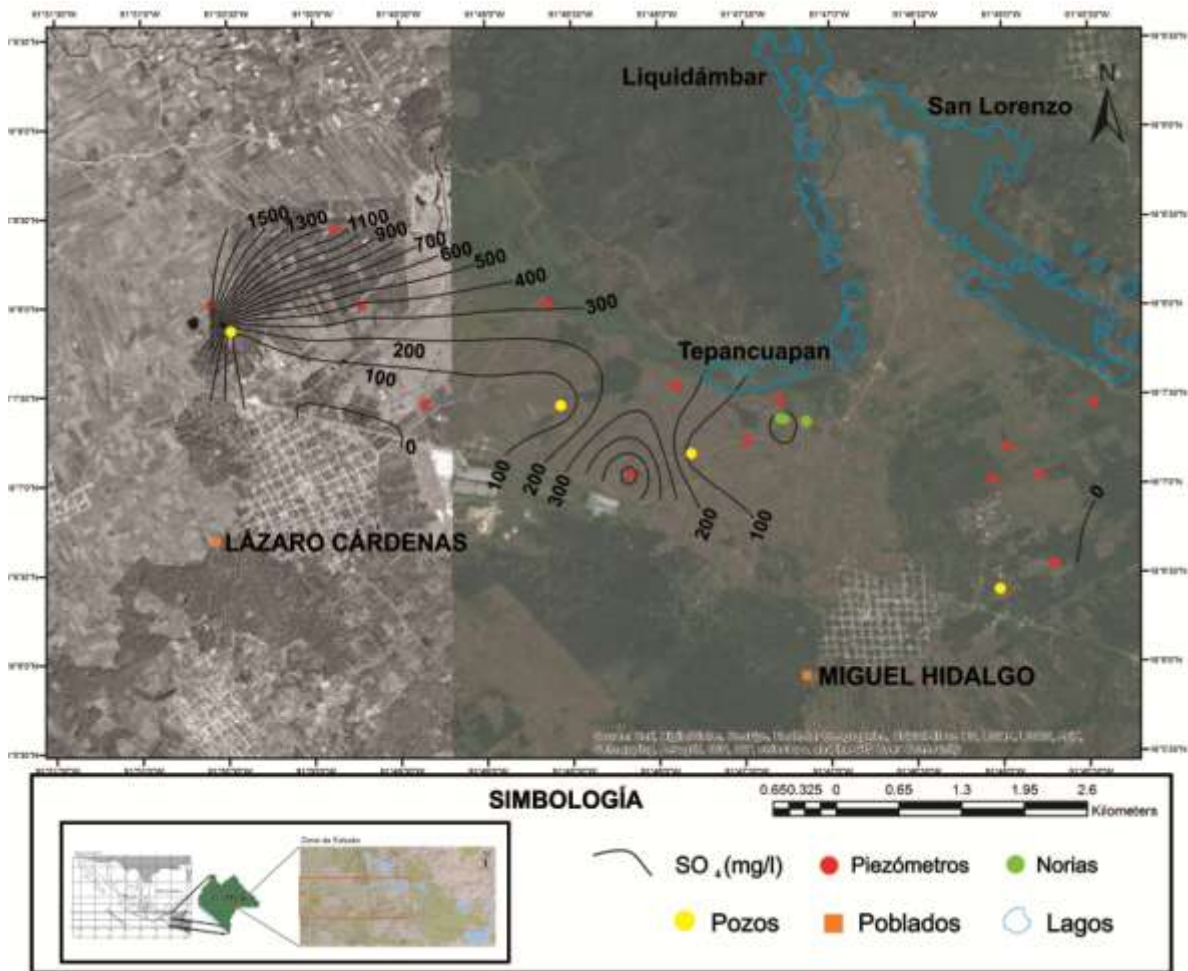


Figura 8.1.2 (2) Mapa de isótopos de SO_4 para Noviembre del 2014

8.2 Nitratos

La presencia de nitratos en el acuífero se ha determinado por medio de los resultados del auto-analizador de flujo segmentado de nutrientes. En los 19 sitios muestreados se tienen concentraciones variables de nitratos (NO_3^-) (Tabla 7.4.2).

En la zona de estudio las concentraciones de $N-NO_3^-$ en mg/l se encuentran entre 0.0014 y 18.13. De las 19 muestras analizadas 3 presentan valores que sobresalen de las demás, siendo estos valores 6.53 mg/l, 7.15 mg/l y 18.13 mg/l, las 16 muestras restantes se encuentran en un rango de 0.0014 a 4.27 mg/l. Cabe resaltar que estas concentraciones se

encuentran asociadas a pH alcalinos entre 6.88 a 9.21 y a temperaturas de 20.4 a 23.4. Es importante mencionar que el material en donde se encuentran los sitios muestreados corresponde a texturas de grano fino (arcillas, limos) en su mayoría, siendo que en algunos sitios existe una mezcla de texturas finas y gruesas (arenas), en donde predominan las texturas de grano fino. La profundidad a la que se encuentran los niveles de agua al momento que se tomaron las muestras oscilan entre los 0.36 y 3.71 m.

En condiciones normales, las concentraciones de nitratos suelen ser muy pequeñas o no presentarse (Hatfield y Follett, 2008). En la zona de estudio las concentraciones son muy pequeñas en la mayoría de los sitios muestreados.

Los acuíferos que no han sido afectados por actividades humanas presentan concentraciones de nitrato menores de 10 mg/l (Feth, 1996), aunque esto puede variar según los sitios donde ha sido medido pueden oscilar entre 0.2 mg/l (Baker et al., 1989) hasta 100 mg/l (Edmunds y Gaye, 1997). Por lo tanto se puede concluir que no existe un valor real de cuál es la cantidad esperada de nitratos en el agua subterránea en valores naturales, esto dependerá del medio en donde se presente y estará influenciado por varios factores como la textura de los materiales en los que se encuentra el acuífero.

En la zona de estudio se utilizan fertilizantes nitrogenados como la UREA ((NH₂)₂CO), DAP 18-46-0 ((NH₄)₂HPO₄), TRIPLE 17 (N, P₂O₅, K₂O), 18-12-06 (18%N-12%P₂O₅-06%K₂O), Sulfato de amonio ((NH₄)₂(SO₄)), Nitrato de calcio (Ca(NO₃)₂), Nitrato de potasio (KNO₃) y los foliares (N-P-K) (**Tabla 5.12**).

En México el valor permisible de N-NO₃⁻ en el agua es de 10 mg/l (NOM-127), siendo este un límite que hace referencia a condiciones de salud y no a cuestiones asociadas a los procesos hidrogeoquímicos.

No teniendo un valor normal del contenido de nitrógeno en el agua subterránea, los 3 valores sobresalientes de los resultados de $N-NO_3^-$ podrían ser valores normales tomando en cuenta que los suelos de textura fina no contribuyen a la extensión de la contaminación en el agua subterránea (Gilham y Cherry, 1978), también podría deberse a que ha sido insuficiente el tiempo para que el nitrato penetre en los suelos arcillosos de baja permeabilidad. Otra posibilidad es que estos valores sobresalen porque pueden estar asociados a procesos de nitrificación.

Pratt (1978), la lixiviación de nitrato disminuye a medida que aumenta el contenido de arcilla, y las pérdidas de nitrógeno (fundamentalmente por desnitrificación) se ven más favorecidas en el suelo arcilloso. En la zona de estudio se tiene presencia de suelos de textura fina esencialmente arcillosos, por lo tanto lixivian menor cantidad de nitrógeno que los suelos con textura gruesa. Este puede ser otro factor por el cual exista una baja presencia de nitratos en el agua subterránea, ya que estos no han sido lixiviados al acuífero otra posibilidad es que se haya llevado un proceso de desnitrificación.

8.2.1 Nitrificación

Como se mencionó con anterioridad en la zona de estudio se aplica N por medio de fertilizantes para obtener mayores rendimientos en los cultivos. Este N puede estar disponible para contaminar el acuífero de la zona de estudio por medio de la nitrificación.

De los datos presentados en la **Tabla 7.4.2** muestran los valores de 3 sitios en donde el contenido de $N-NO_3^-$ es mayor que el de las demás muestras. Estos sitios presentan las siguientes condiciones:

Tabla 8.2.1. Sitios con concentraciones mayores de N-NO₃⁻

Sitio de Monitoreo	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	T° C	pH	Granulometría	PNE (m)
5	6.53	21.16	7.26	Arcilla con arenas	3.09
10	18.13	21.7	6.78	Arcilla con arenas	2.84
11	7.15	23.13	7	Arcilla con arenas	0.96

Los valores de N-NO₃⁻ de los sitios de monitoreo 5, 10 y 11 (que corresponden a piezómetros) podrían ser valores naturales o estar asociados a procesos de nitrificación. Podemos considerar que debido a que la zona de estudio ya no se encuentra en condiciones naturales por la intervención del hombre en la actividad agrícola, lo más probable es que se estén llevando a cabo procesos de nitrificación.

Para que se lleve a cabo la nitrificación es importante que se desarrollen reacciones Redox por medio de la oxidación del O. En este estudio no se tomaron datos Redox ni se determinó el O disponible, por lo que se usarán otras comparaciones para inferir los procesos que se están llevando a cabo.

La nitrificación necesita que se cumplan también las siguientes condiciones: temperatura de 15 a 30 °C (Keeney y Walsh, 1972), humedad, disponibilidad del ion amonio, aireación del suelo, y un pH entre 5.5 y 8.

En la zona de estudio se cumple la condición de la temperatura que le permite actuar a las bacterias nitrificantes, la zona de estudio presenta un clima templado subhúmedo, por lo que se tienen las condiciones de humedad favorables, la disponibilidad del ion amonio dependerá de la aplicación de los fertilizantes y de la lixiviación de los mismos, la aireación del suelo puede ser un factor que no esté disponible, debido a que las muestras se tomaron en septiembre y noviembre, y el momento de la siembra y aireación se realizó entre mayo y junio, el pH de los sitios mencionados oscila entre los valores favorables.

Debido a los indicadores como el pH, la temperatura y la humedad de los sitios mencionados y que cumplen con las condiciones necesarias para la nitrificación, es posible que se esté llevando a cabo este proceso.

En la **Figura 8.2.1** se puede ver las isolíneas para los valores de N-NO_3^- , y los 3 sitios donde es posible que se presente nitrificación con su respectivo valor de concentración en mg/l.

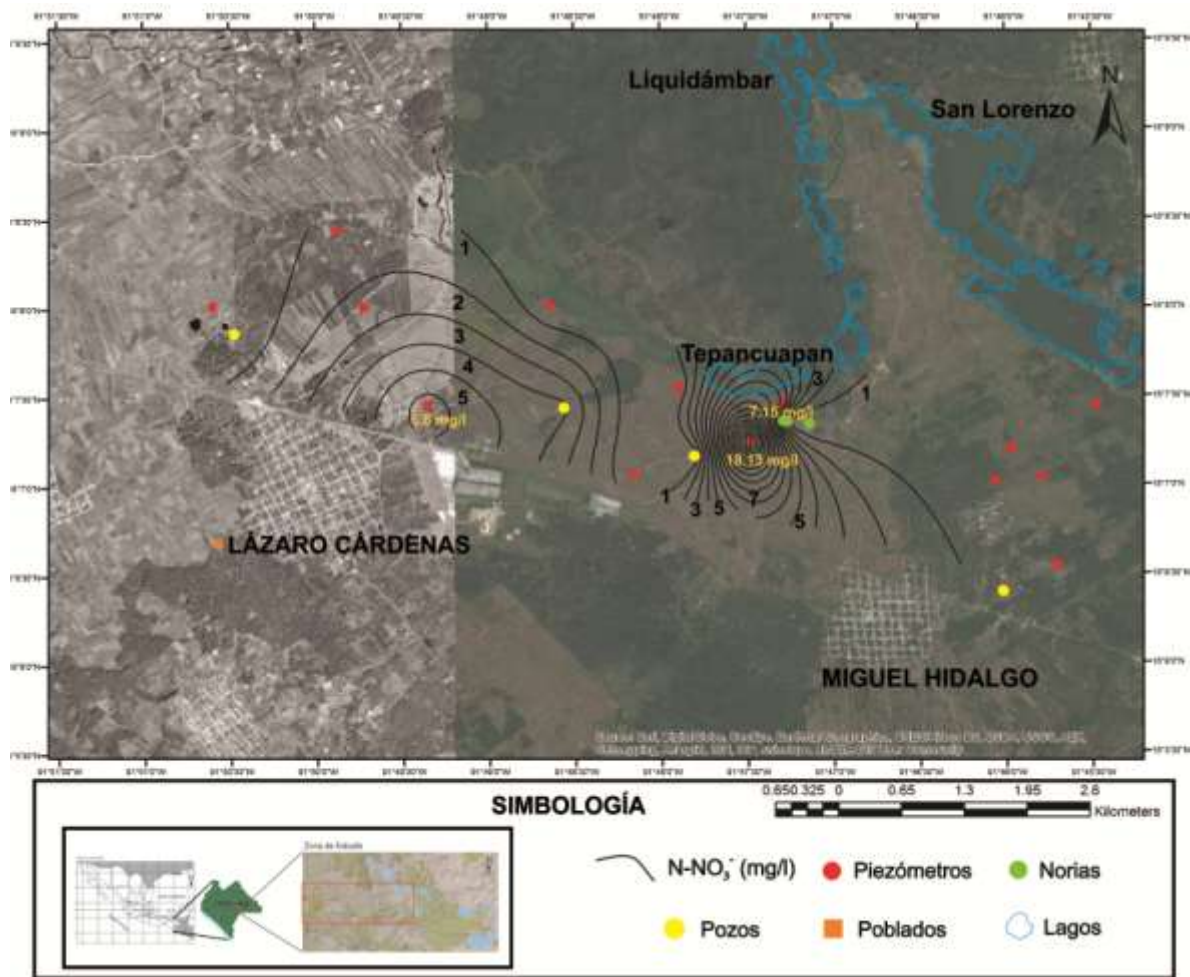


Figura 8.2.1. N-NO_3^- en la zona de estudio y los 3 sitios con valores más altos

8.2.2 Desnitrificación

Los procesos Redox que se pueden estar llevando a cabo en el acuífero incluyen la reducción del N por medio de la desnitrificación.

En la **Tabla 8.2.2** se presentan los sitios con concentraciones menores de N-NO_3^- . Estas concentraciones al ser bajas pueden estar hablando de un proceso de reducción de NO_3^- .

Tabla 8.2.2 Sitios con concentraciones menores de N-NO_3^- .

Sitio de monitoreo	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	pH	T °C	Granulometría	PNE (m)	Tipo
1	0.0014	6.37	22.1	Arcillas con limos y arenas	2.08	Piezómetro
2	1.33	6.75	20.7	Arcillas con limos y arenas	2.92	Piezómetro
3	2.36	7.35	20.5	Arcilla con arenas	3.71	Piezómetro
4	0.039	8.84	21.9		48.07	Pozo
6	0.045	7.19	23.8	Arcilla con arenas	0.29	Piezómetro
7	4.27	7.28	20.7		0.36	Pozo
8	0.0014	8.56	23	Arcilla con arenas	0.26	Piezómetro
9	0.15	7.2	22.3	Arcilla con arenas y limos	1.2	Piezómetro
12	0.0011	7.87	24		1.14	Noria
13	0.29	8.05	21.5		1.86	Noria
14	0.0008	8.88	21.8		2.74	Noria
15	0.27	8.3	20.7	Arcilla con arenas	2.58	Piezómetro
17	0.5	8.93	22.4	Arcilla con arenas	2.13	Piezómetro
18	0.059	8.24	23.2	Arcilla con arenas	1.32	Piezómetro
19	0.14	8	21.4	Arcilla con arenas	1.07	Piezómetro
21	0.0057	6.45	20.8		1.59	Noria

Para que se lleve a cabo la desnitrificación es necesario que se cumplan las siguientes condiciones (Weitz et al., 2001; Yamulki et al., 1997): NO_3^- disponible para su reducción, materia orgánica (carbono orgánico), el suelo debe contener menos de 10% de O_2 , temperatura óptima de 20 a 35 °C, pH entre 6 y 8, acuíferos someros, tamaños de grano fino.

En la zona de estudio suponemos que existe NO_3^- disponible para su reducción, producto de la aplicación de fertilizantes nitrogenados en la misma, los análisis de COT nos dicen este

compuesto se encuentra presente, no es posible determinar el contenido de O debido a que no se midió este parámetro, los sitios cumplen con la temperatura optima, de los 16 sitios, 9 presentan un pH entre 6 y 8, 7 sitios presentan un pH mayor a 8, los sitios de muestreo se encuentran en niveles someros, sus profundidades oscilan entre 0.26 m y 3.71 m, teniendo un valor diferente de este rango en profundidad perteneciente a un pozo profundo de 48.07 m, los sitios se encuentra en granulometrías finas compuestas principalmente de arcillas con intercalaciones de arenas y limos.

Debido a la falta de datos para determinar si se está llevando a cabo un proceso de desnitrificación se procedieron a comparar diferentes parámetros como la profundidad del nivel estático, el carbono orgánico total y el pH contra las concentraciones de N-NO_3^- .

En la **Figura 8.2.2** podemos observar la relación entre N-NO_3^- y la profundidad del acuífero (PNE). Una de las condiciones para que ocurra un proceso de desnitrificación es que existan niveles someros de agua subterránea, las profundidades que se muestran en el grafico son menores a 4 metros. En un círculo rojo se señalan los sitios que no cumplen con las condiciones para la desnitrificación, presentan niveles someros pero concentraciones mayores de N-NO_3^- . En el círculo verde se muestran los sitios que cumplen con el bajo contenido de N-NO_3^- y niveles de agua subterránea someros.

En la **Figura 8.2.2(1)** se muestra la relación entre N-NO_3^- y el Carbono Orgánico Disponible (COT). En el grafico se observa la presencia de COT en todas las muestras. La relación entre el contenido de N-NO_3^- y el COT se determina por medio de los procesos de desnitrificación, en donde mediante una reacción redox es necesario tener presencia de COT para oxidarlo y reducir nitrógeno, por lo tanto esperaríamos valores bajos de N-NO_3^- . En el grafico se han marcado con círculos rojos los sitios en donde no se presentan concentraciones pequeñas de N-NO_3^- y presentan COT. En el círculo verde se señalan los

sitios que presentan las condiciones ideales para la desnitrificación respecto a valores pequeños de N-NO_3^- y presencia de COT.

En la **Figura 8.2.2(2)** podemos observar los valores de N-NO_3^- con respecto al pH del agua subterránea. Uno de los criterios para llevar a cabo el proceso de desnitrificación es tener pH que oscile entre 6 y 8. En el gráfico se ha encerrado en un círculo rojo los sitios donde las concentraciones de N-NO_3^- son mayores y los límites de pH óptimos para la desnitrificación, no se cumplen ambas condiciones para llevar a cabo este proceso. En el círculo negro se han encerrado los sitios donde aunque las concentraciones de N-NO_3^- son pequeñas, los valores de pH sobrepasan los rangos de pH de la desnitrificación, por lo que tampoco se cumplen ambas condiciones. Los sitios donde se cumplen tanto el bajo contenido de N-NO_3^- y el rango de pH han sido señalados por un círculo verde.

En los 3 sitios donde se resalta que no cumplen con alguna condición necesaria para la desnitrificación como es el bajo contenido de N-NO_3^- combinada con los demás parámetros relacionados a este proceso, se puede inferir como se mencionó en el apartado 7.2.1 que se puede estar llevando a cabo un proceso de nitrificación.

Para los 16 sitios restantes se mostró gráficamente que 7 de ellos no cumplen con las condiciones de pH necesarias para llevar a cabo un proceso de desnitrificación, siendo que cumplen con las demás condiciones como el contenido de COT, niveles freáticos someros y presencia de granulometría de textura fina.

Para los 9 sitios restantes se puede inferir debido a la granulometría fina, el rango del pH, la presencia de COT y el contenido de NO_3^- que se llevó a cabo un posible proceso de desnitrificación. Empero es necesario analizar otros factores antes de afirmar esta posibilidad, tales como las condiciones reductoras, en la zona de estudio se carecen de mediciones en campo acerca de las mismas, sin embargo, estas se presentan en suelos de

textura fina (arcillosos y limosos) además de incrementar después de las lluvias o periodos de irrigación (Bothe et al., 2007). Las muestras de agua subterránea se tomaron en los meses de septiembre y noviembre, los cuales coinciden con la temporada de lluvias. El tamaño de grano es muy importante, en la zona de estudio se tiene granulometría fina, el potencial de desnitrificación disminuye conforme aumenta la granulometría (Bothe et al., 2007). Otra característica que se debe tomar en cuenta es que en la zona se presentan niveles freáticos someros. Strarr y Gilham, 1993 comprobaron que la desnitrificación se llevó a cabo en un acuífero con niveles freáticos someros menores a 3 m y Trudell et al, 1986 nos dice que si las profundidades en el acuífero no son someros puede no ocurrir la desnitrificación. El análisis y comparación de todos estos parámetros nos habla que es probable que en la zona de estudio se lleven a cabo procesos de desnitrificación.

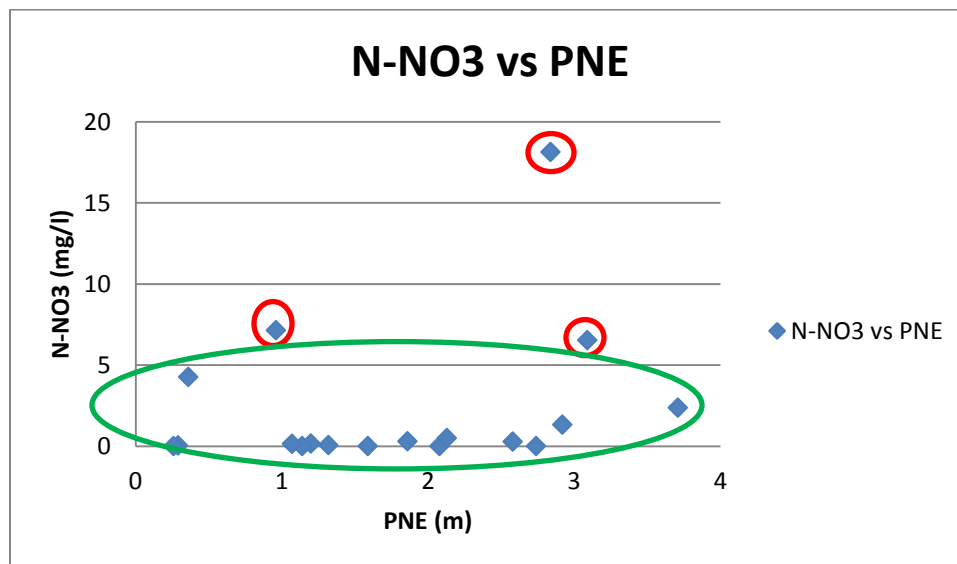


Figura 8.2.2. Comparación entre N-NO₃ y PNE

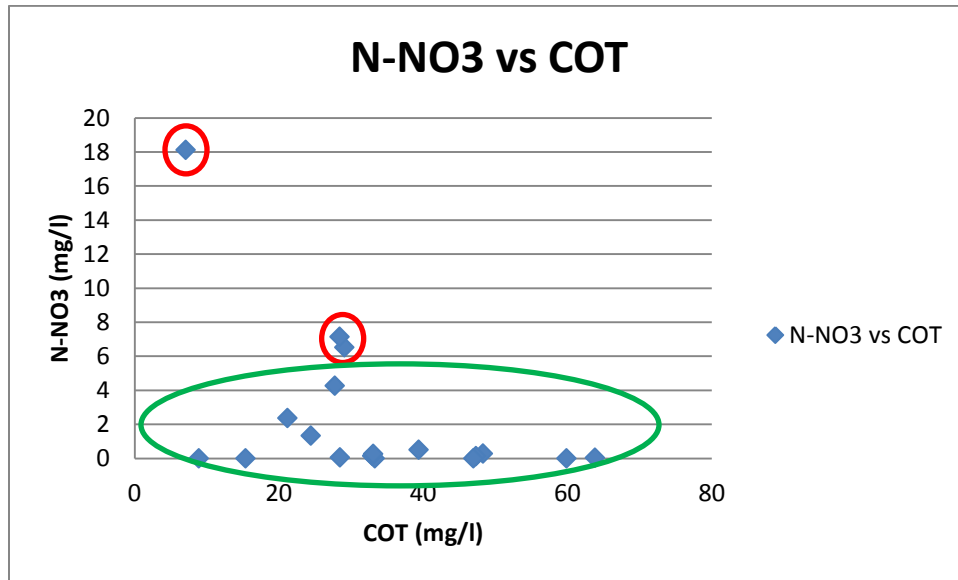


Figura 8.2.2(1). Comparación entre N-NO3⁻ y COT

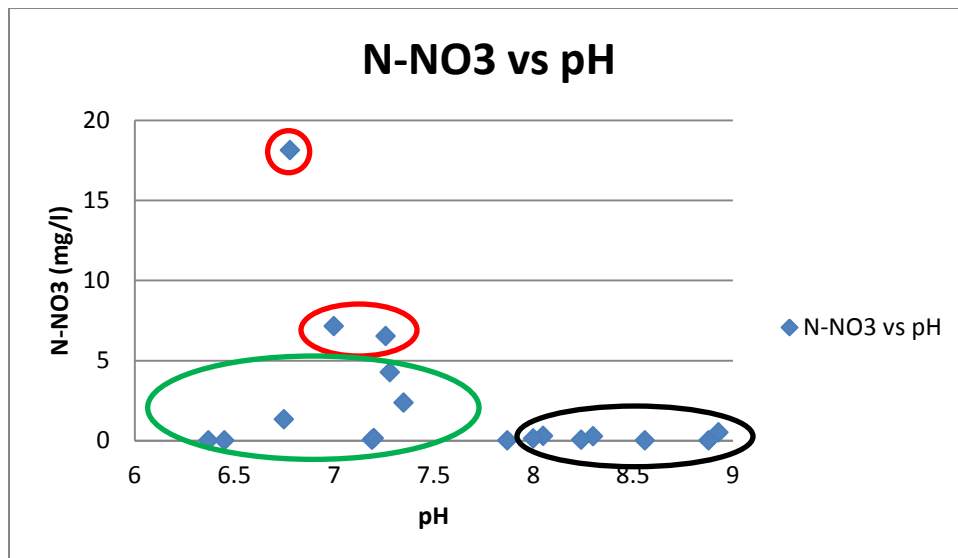


Figura 8.2.2(2). Comparación entre N-NO3⁻ y pH

8.3 Posibles modelos acerca de la pérdida de N

8.3.1 Modelación directa desnitrificación

Con la finalidad de entender los procesos que se están llevando a cabo en el acuífero se procedió a realizar una modelación directa con el software PHREEQC del sitio número 10, que representa la mayor concentración de nitratos en la zona (N-NO₃⁻). En el **Anexo 4.1** se puede observar el código utilizando. Esta modelación tuvo como finalidad llevar a cabo los procesos Redox que se está dando en el acuífero, por lo que se tomó en cuenta como agente Redox el carbono orgánico, el cual está disponible según los resultados del autoanizador de muestras líquidas Shimadzu. La **Figura 8.3.1**, muestra gráficamente los procesos que se llevarían a cabo en el este sitio de seguir las reacciones Redox. El carbono C adherido actuó como agente oxidante, conforme más C se adhiere se va reduciendo el oxígeno hasta que este se termina al aproximarse al valor de 0.3 mmol/l de C, a lo que se toma el siguiente elemento disponible para continuar la reacción, el C continua oxidándose y reducen los nitratos (NO₃⁻). La reacción se detiene debido a que no existen mayores condiciones reductoras para continuar con los demás agentes: Mn⁴⁺, Fe³⁺, SO₄²⁻, S(-2), por lo que se muestran en la gráfica como una línea recta.

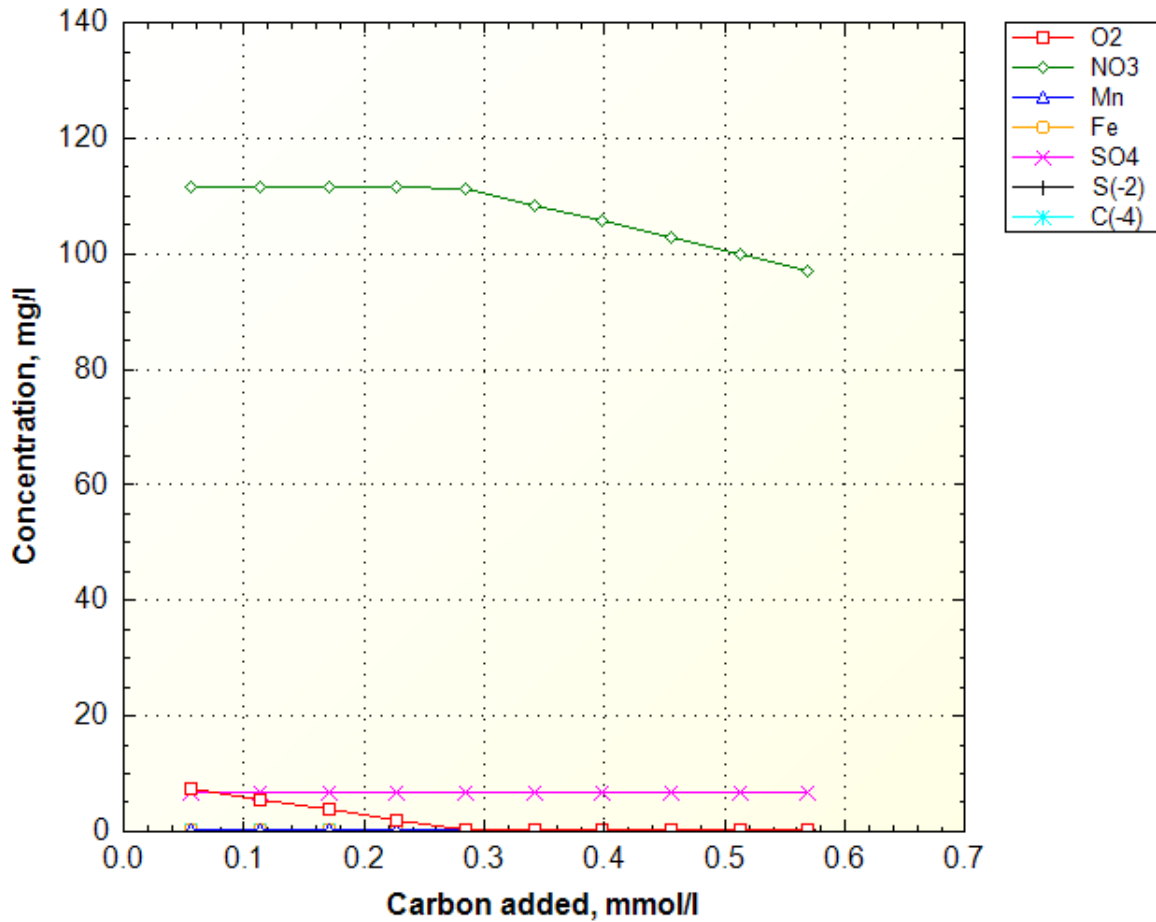


Figura 8.3.1. Reacción REDOX, desnitrificación

8.3.2 Modelación Inversa Nitratos

Se ha descrito que es posible que en el acuífero se estén llevando a cabo procesos de nitrificación y la desnitrificación, sin embargo, no conocemos cuales son los pasos que pudieron ocurrir entre ambos procesos, para poder comprender los factores que cambiaron entre ellos, se llevó a cabo la modelación inversa con PHREEQC de dos sustancias a lo largo de la dirección de flujo, el código se puede observar en el **Anexo 4.2**. Para llevar esta modelación se debe suponer como una realidad que existe un proceso de nitrificación y desnitrificación en el acuífero. Para realizar la modelación se plantean las condiciones hidrogeoquímicas de cada una de las muestras en el área de estudio, así como el escenario

geoquímico donde se relacionen las fases minerales y con la composición hidrogeoquímica de las muestras de agua. Para esto se tomaron dos muestras, la inicial con una concentración donde se infiere nitrificación (solución 5) y la final con una concentración donde se infiere desnitrificación (solución 12). Para poder realizar la modelación se debe correr el modelo esperando que cumpla las condiciones de las soluciones, cuando estas condiciones no se cumplen el modelo no corre, el nivel de incertidumbre es una medida que indica hasta qué grado se cumplen las condiciones planteadas entre las sustancias y el modelo. En este modelo debido a las condiciones de ambas sustancias y su relación con las fases que se buscó modelar, se tiene una incertidumbre del 22%, no fue posible disminuir la misma dado que las sustancias no cumplirían con los procesos que se busca conocer, por lo que el modelo solo es una guía de los posibles procesos que pueden estar ocurriendo, más no una aseveración.

La modelación arrojó 4 modelos posibles de los cambios que se llevaron a cabo entre estas dos soluciones, en la **Tabla 8.3.2**, se pueden observar los 4 modelos. Los datos de esta tabla están representados en base a la transferencia molar, por lo que los datos que se encuentran en forma positiva están en disolución y los negativos en precipitación.

En la **Tabla 8.3.2** se observa que el modelo 1 es el que propone mayor número de fases, las que se encuentran precipitadas: calcita, N_2 , CO_2 y $N(0)$ y disueltas: silvita, dolomía, yeso, CH_2 , $C(-4)$. En el modelo 2 se propone la interacción de menos fases, precipitadas son: N_2 y $N(0)$ y en disolución: silvita, dolomía, yeso, CH_2 y $C(-4)$. El modelo 3 propone en precipitación: calcita, N_2 y $N(0)$ y en disolución: silvita, dolomía, yeso, CH_2 , y $C(-4)$. El modelo 4 propone en precipitación: N_2 , CO_2 y $N(0)$ y en disolución: silvita, dolomía, yeso, CH_2 , y $C(-4)$. Se puede observar que la suma de residuales, el límite de incertidumbre y el error máximo fraccional no cambian para ninguno de los 4 modelos.

Por lo tanto como resultado de esta modelación inversa se puede determinar que permanecen constantes dos características; la disolución del Yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y la Dolomía $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, y las variables que cambian son la precipitación de la Calcita (CaCO_3) y el CO_2 .

Tabla 8.3.2. Modelos inversos de Nitratos

Modelo N°.	1	2	3	4
Calcita	-1.523E-04		-1.623E-04	
Silvita	8.608E-05	8.608E-05	8.608E-05	8.608E-05
Dolomía	5.188E-05	5.188E-05	5.188E-05	5.188E-05
Yeso	1.862E-03	1.862E-03	1.862E-03	1.862E-03
N2(g)	-2.334E-04	-2.334E-04	-2.334E-04	-2.334E-04
CH2O	5.835E-04	5.835E-04	5.835E-04	5.835E-04
CO2(g)	-3.828E-04			-5.310E-04
C(-4)	2.918E-04	2.918E-04	2.918E-04	2.918E-04
N(0)	-4.668E-04	-4.668E-04	-4.668E-04	-4.668E-04
Suma de residuales	4.610E+00	6.278E+00	5.252E+00	5.366E+00
Límite de incertidumbre	4.610E+00	6.278E+00	5.252E+00	5.366E+00
Error Máximo fraccional	2.200E-01	2.200E-01	2.200E-01	2.200E-01

8.4 Fosfatos

En la **Tabla 7.4.2** se presentaron los resultados del auto-analizador de flujo segmentado para fosfatos. Las concentraciones de los mismos oscilan entre 0.0034 y 0.2 mg/l.

En la zona de estudio se utilizan fertilizantes de compuestos fosfatados como lo son el DAP 18-46-0 ($(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$), TRIPLE 17 (N, P_2O_5 , K_2O), 18-12-16 (18%N-12% P_2O_5 -06% K_2O) y los foliares (N-P-K) (**Tabla 5.12**), los cuales ayudan a las plantas a obtener su mayor rendimiento. El uso de este tipo de fertilizantes puede alterar las condiciones naturales del fósforo en el medio geológico.

En los sitios muestreados las condiciones de pH, T, PNE y granulometría de textura fina (son iguales a los descritos en el apartado de nitratos).

Cuando en un sitio se utilizan fertilizantes fosfatados estos pueden ser removidos por medio de la lluvia e infiltración de los mismos (Withers y Jarvie, 2008). Sin embargo es importante tomar en cuenta el tamaño de grano fino que caracteriza la zona de estudio, debido a que el suelo retiene los fosfatos por medio de las partículas coloidales (arcillas, materia orgánica) Heredia et al., 2000, por lo tanto se espera una baja movilidad de fosfatos, debido a que estos son compuestos inorgánicos de baja solubilidad (O'Neill, 1998).

Los límites máximos permisibles para el agua potable de P-PO₄ es de 0.1 mg/l (SEDUE, 1989). El contenido de fosforó en aguas residuales utilizadas para riego es de 0.0 – 2 mg/l (Ayers y Westcost, 1987). Cuando el agua residual tiene concentraciones de 1 mg/l puede conducir a la eutrofización (Zhao y Sengupta, 1998). Al comparar las concentraciones de P-PO₄ en la zona de estudio, se puede determinar que 18 de los 19 sitios muestreados se encuentra debajo de 0.1 mg/l y el sitio número 14 presenta una concentración de 0.2 mg/l. En el área de estudio las concentraciones de P-PO₄ son menores a la cantidad requerida para la eutrofización. Analizando estas concentraciones y las características de poca movilización de fosfatos se puede determinar que en el área de estudio existe pobre o escasa movilización de fosfatos, debido a que estos fueron retenidos por el suelo y no han migrado al acuífero. Por lo tanto no existe presencia de contaminación en el agua subterránea por medio de fosfatos. En la **Figura 8.4** se puede observar el mapa de isolíneas para las concentraciones de fosfatos.

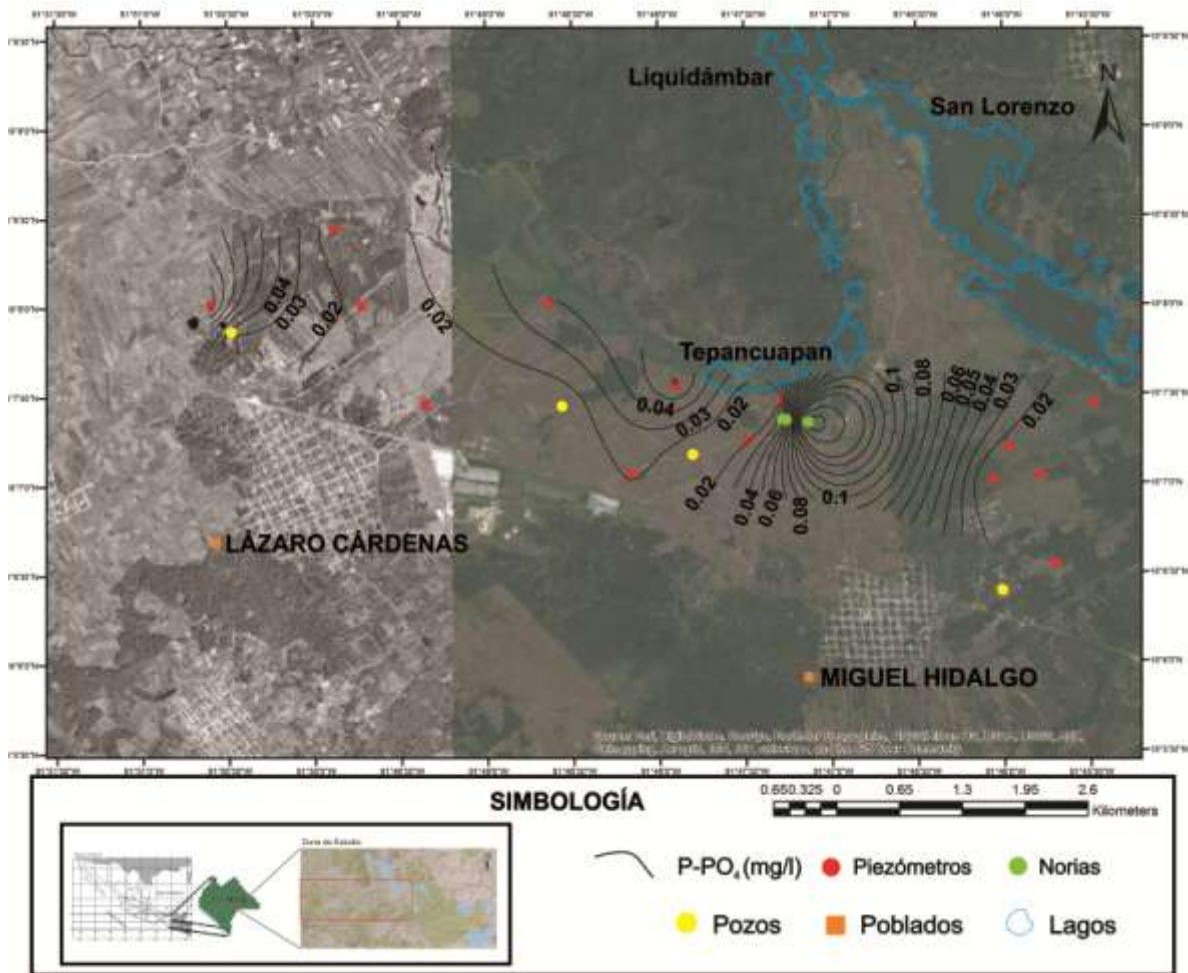


Figura 8.4. Mapa de isolíneas de P-PO₄

8.5 Sulfatos

Las concentraciones de sulfatos (SO₄) determinados por medio de la cromatografía iónica (Tabla 7.4.2) oscilan entre rangos de 3.20 a 1670 mg/l.

En la zona de estudio se lleva a cabo el uso de fertilizantes sulfatados como el sulfato de amonio, sulfato de magnesio, sulfato de zinc y sulfato de potasio (Tabla 5.1.2). La utilización de fertilizantes de sulfato de amonio, puede aumentar la concentración de sulfatos en el agua subterránea (IGME, 1985).

Samborska et al., 2012 determinó que a concentraciones mayores de sulfatos disueltos en el agua subterránea se correlaciona con el aumento de sulfatos derivados de yesos. Cuando se construyeron los piezómetros por medio de la barrenación en la zona de estudio se encontraron cristales de yeso, lo cual nos habla de una cantidad significativa de sulfatos disueltos en el agua subterránea y que se muestra en las concentraciones de los resultados de la cromatografía iónica.

Identificada la presencia de sulfatos en las muestras de agua subterránea y en las muestras del suelo al momento de la construcción de los piezómetros, queda por establecer si la presencia de los mismos está relacionada con la geología del medio o si es producto de la actividad agrícola por medio de fertilizantes sulfatados.

8.6 Posibles modelos acerca de presencia de sulfatos

Con la finalidad de entender la fuente de sulfatos en el acuífero se procedió a realizar el modelado del comportamiento de estos. Para esta modelación se tomó en cuenta el medio geológico relacionado con ambientes carbonatos que pueden aportar SO_4^{2-} y Ca^{2+} al acuífero por medio de calizas (CaCO_3), dolomitas [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$] y cristales de yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), los factores de poca movilidad (IGME, 1985), así como la utilización de los fertilizantes sulfatados.

8.6.1 Modelación directa Índices de Saturación

La finalidad de obtener los Índices de Saturación (IS) del yeso con el uso de PHREEQC es conocer la relación entre disolución y precipitación de los mismos, así como si esta sustenta la propuesta del modelo conceptual de los cristales de yeso presentado en el apartado 7.1.2 de este capítulo. Los resultados se muestran en la **Tabla 8.6.1**, valores de IS negativos

refieren disolución y positivos precipitación. 18 muestras se encuentran en disolución y 1 en saturación. Al observar estos índices se puede inferir que los que se encuentran cercanos a 0 están por alcanzar la precipitación, como es el caso de los sitios en donde se encontraron los cristales de yeso, número de control 1, 3 y 9, sin embargo en el sitio 2 y el sitio 8 que también se encuentran cercanos a 0 no se encontraron cristales de yeso en el momento de la construcción de los piezómetros, estos podrían estar presentes alrededor del sitio de la perforación. En la **Tabla 8.6.1** se resaltaron en negro y se agregó un * a los sitios donde se encontraron cristales de yeso.

Dichas relaciones de precipitación y disolución de los cristales de yeso, nos habla de un acuífero que se encuentra continuamente en procesos de disolución y precipitación de cristales de yeso, estos cristales de yeso nos indican una fuente de sulfatos en el acuífero.

Tabla 8.6.1. Índices de Saturación del Yeso

N° de muestras	N°. Control	Índice de Saturación
1	1	0.07 *
2	2	-0.13
3	3	-0.81*
4	4	-2.04
5	5	-2.3
6	6	-89
7	7	-2.37
8	8	-0.98
9	9	-0.51*
10	10	-2.28
11	11	-2.34
12	12	-1.13
13	13	-1.26
14	14	-2.69
15	15	-2.77
16	16	-2.88
17	18	-2.91
18	19	-3.28
19	21	-2.33

8.6.2 Modelación directa incremento de Ca y SO4

Se encontraron cristales de yeso durante la construcción de los piezómetros en los materiales aluviales. Los resultados de iones mayoritarios de la cromatografía iónica arrojaron valores altos de sulfatos y calcio, se comprobó que existía una relación lineal entre el aumento de ellos en el acuífero como se mostró en el Gráfico de Scatter del apartado 6. 6. 3 del capítulo 6 (Resultados).

El Ca^{2+} y SO_4^{2-} en las muestras de agua subterránea podrían ser producto de la disolución de cristales de yeso, para poder comprobarlo, se procedió a realizar un modelado directo de la reacción con el software PHREEQC (Anexo 4.3). En la **Figura 8.6.2** se observa que las proporciones de Ca^{2+} y SO_4^{2-} se incrementan en forma lineal en un equilibrio formando cristales de yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

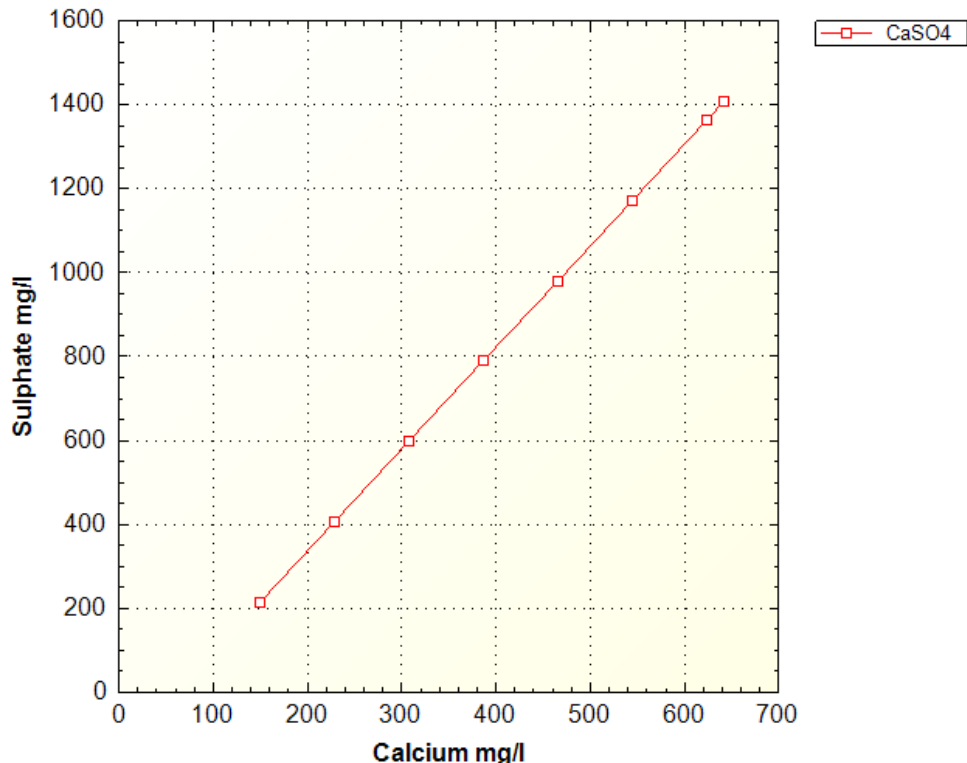


Figura 8.6.2. Relación lineal de Ca y SO4 en la formación de cristales de yeso.

8.6.3 Modelación directa yeso a la saturación

Para modelar la reacción del Yeso a la saturación en PHREEQC es necesario tomar una solución que se encuentre en disolución, es decir que este su fase líquida para que pueda incrementar el contenido de la misma hasta llegar a la fase sólida o de saturación, en donde precipite la misma. En el **Anexo 4.4** se puede observar el código utilizado. Las concentraciones que se adhieren a este modelo fueron modificadas desde el primer modelo y ajustadas para mostrar de mejor manera la disolución, se comenzó con 0.05 a 10 pasos, al final se consideró utilizar incrementos de 0.02 en 10 pasos, estos es $0,02/10= 0.0002$, quiere decir que cada uno de los incrementos que se va sumando a esta cantidad hasta completar en 10 pasos la concentración 0.02. La saturación se alcanza a 0.017 mol/l (**Figura 8.6.3**).

Se realizó el mismo código de modelación directa para una solución saturada, en la **Figura 8.6.3(1)** se puede observar tal como era de esperarse las condiciones no cambian pues el yeso ya estaba en la saturación.

En la zona de estudio se tienen 18 sitios en disolución, el modelo que inicia con la misma condición nos ayuda a comprender como se relaciona el acuífero con el medio hidrogeológico, mediante incrementos paulatinos de Ca^{2+} y SO_4^{2-} donde al llegar a la saturación precipitan cristales de yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). El modelo arroja el valor de 0.017 mol/l necesario para alcanzar la saturación, sin embargo este valor del incremento es teórico más no representativo del valor real en la naturaleza del medio hidrogeológico.

En la zona de estudio se cuenta con una muestra en saturación, el modelo que parte de una solución en saturación con incrementos paulatinos de Ca y SO_4 provoca que la sustancia continúe saturándose más y más y precipitando más yeso hasta llegar a la sobresaturación, cuando alcanza la sobresaturación no puede precipitar más cristales de yeso.

Por lo tanto ambos modelos ayudan a comprender los procesos de disolución y precipitación que se dan en la zona de estudio y su relación con los cristales de yeso encontrados en la construcción de los piezómetros.

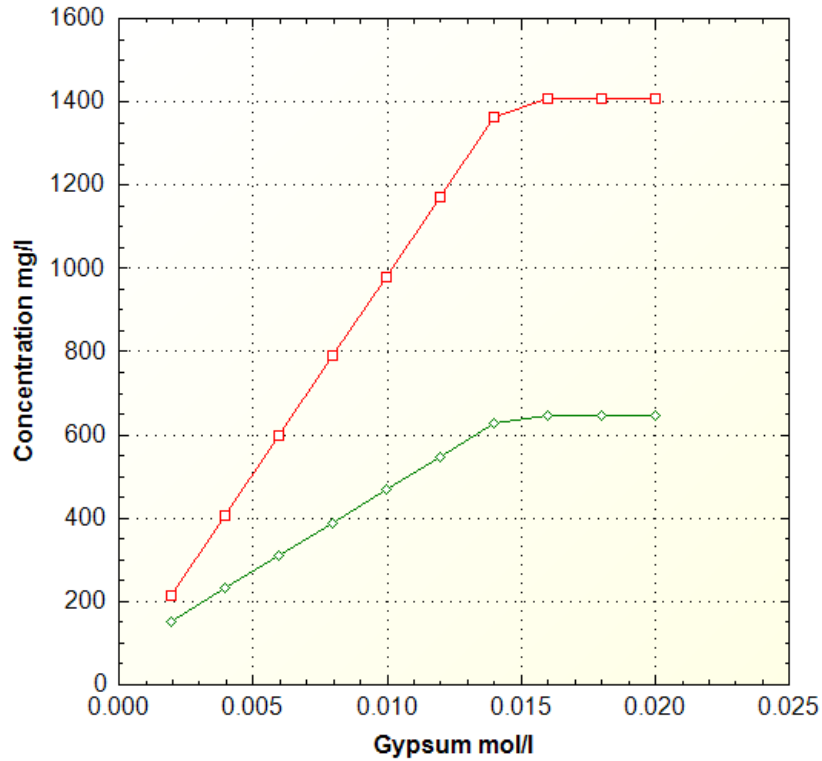


Figura 8.6.3. Modelado del Yeso a la saturación.

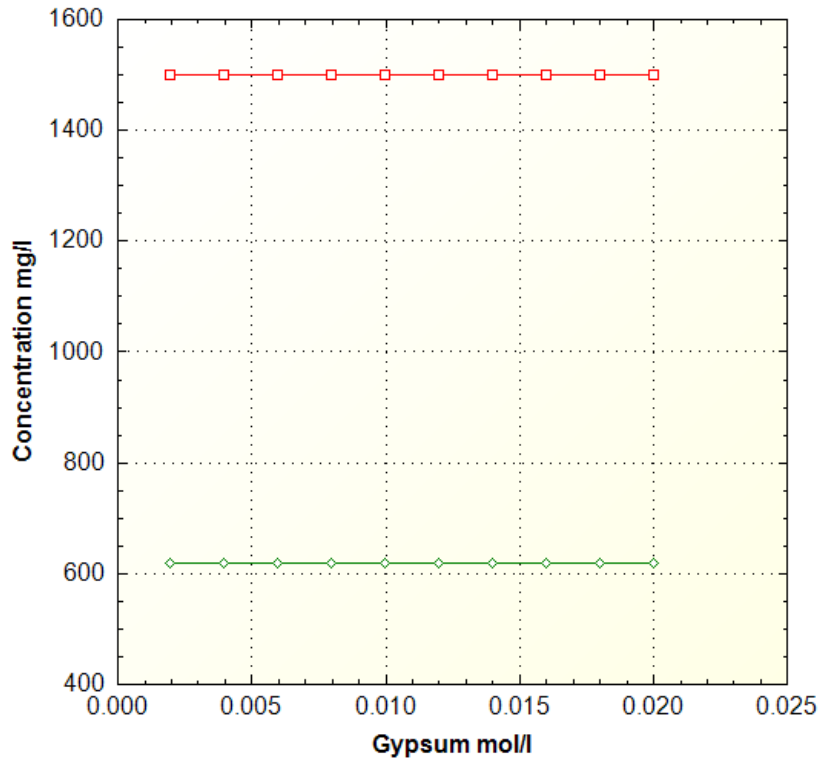


Figura 8.6.3(1). Yeso en la saturación

8.7 Análisis del impacto de la agricultura

Se tomaron muestras de agua subterránea debido a que se esperaba encontrar valores que impactaran al acuífero por el uso de fertilizantes nitrogenados y fosfatados como los mencionados en la **Tabla 5.1.2**, sin embargo como se ha descrito en los apartados anteriores de este capítulo, los valores arrojados de los análisis de laboratorio de los mismos son más bajos que los esperados en un posible proceso de contaminación por nitratos o fosfatos.

Con la finalidad de poder estimar cuantos nitratos y fosfatos se encuentran en el acuífero y descargan en el río grande de Comitán y las lagunas se calculó el flujo de agua subterránea que viaja en el acuífero por medio del uso de la Ley de Darcy que se define por;

$Q=K.A.(\Delta h/l)=K.A.i$ donde:

Q = Es el caudal y se mide el m^3/d

$A= (B)(m)$ donde B es la distancia perpendicular del canal de flujo y m es el espesor del acuífero, se mide en m^2 .

$i= (h_1-h_2)/L$ donde h es la altura en msnm y L es la distancia paralela entre las dos cotas, es adimensional (Custodio y Llamas, 1983).

Para calcular el valor de A fue necesario determinar B y m , el valor de B se obtuvo del mapa y el valor de m se calculó en base a la ubicación de la dirección del flujo subterránea, por ejemplo para los canales de flujo que descargaban en el río se tomó como espesor del acuífero la profundidad de la sección del río que es de 3 m, para los que descargaban en la laguna de Tepancuapan se tomó 5 m, y para el Lago San Lorenzo 60 m. En la **Figura 8.7** se pueden observar las secciones de cómo se midió dicho espesor del acuífero. Se tomó la forma y espesor del acuífero en los lagos, tomando en cuenta que no todo el flujo de agua subterránea descarga en los lagos, el flujo restante continúa circulando subterráneamente (**Figura 8.7**).

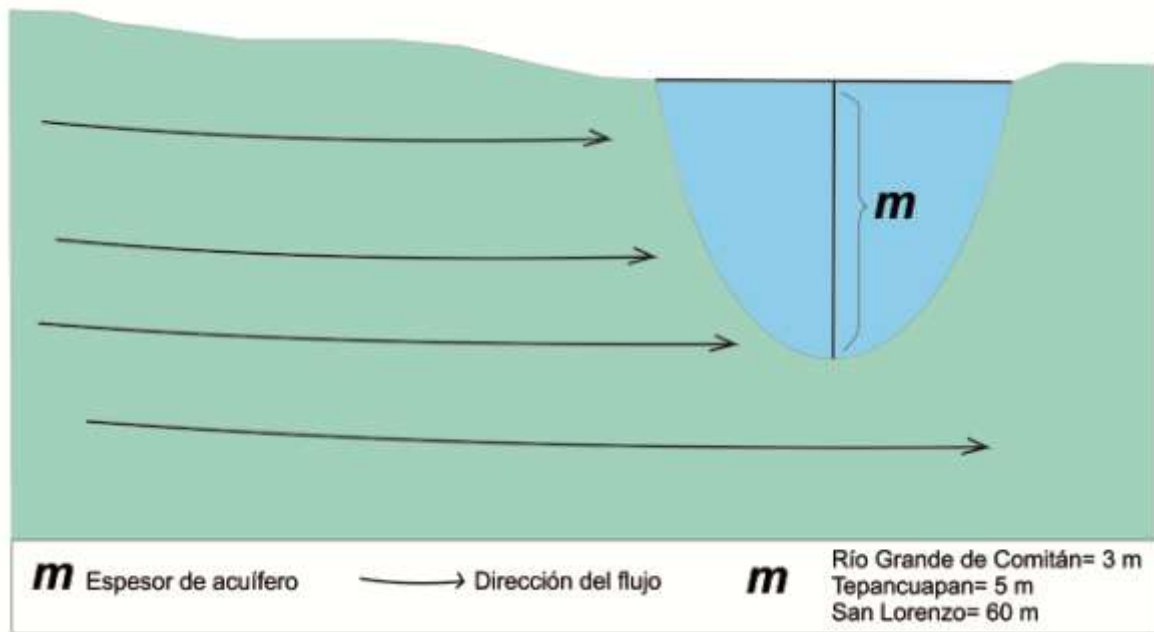


Figura 8.7. Determinación de espesor del acuífero

La determinación del Caudal (Q) se llevó a cabo por medio de canales y el uso de la ley de Darcy, en la **Figura 8.7(1)** se pueden observar que se definieron 12 canales y el valor de Q determinado para cada uno de ellos, así como el Q total, además en la **Tabla 8.7** se muestran los datos utilizados para los cálculos.

La determinación de los N-NO_3^- se realizó de una forma similar al Q, se trazaron canales y se determinó la concentración en mg/l de N-NO_3^- que pasa por cada canal, esta se definió tomando en cuenta el valor que descarga al final de cada canal, los resultados se pueden observar en la **Tabla 8.7**.

Para calcular el P-PO_4 de igual manera se definieron canales y se determinó el valor de P-PO_4 que pasa por cada canal, los cálculos se presentan en la **Tabla 8.7**.

Una vez finalizados dichos cálculos se determinó que el caudal total que viaja por el acuífero es de $Q = 87502.64 \text{ m}^3/\text{año}$

El N-NO_3^- que descarga del acuífero hacia el río y las lagunas es de 215.94 kg/año

El P-PO₄ en el que descarga del acuífero hacia río y las lagunas es de 6.85 kg/año

Los valores de la estimación de N-NO₃⁻ y P-PO₄ no son valores absolutos, pues se debe tomar en cuanto las características de los depósitos aluviales donde pueden existir las siguientes condiciones:

1. Existencia de un flujo local, lento.
2. Presencia de flujo variable, no continuo, no homogéneo, que posea diferentes direcciones.
3. No exista la presencia de flujo, y el agua subterránea este circulando por las calizas y no por los materiales aluviales.

Por lo tanto el aporte de N-NO₃⁻ al acuífero se observa en los sitios donde posiblemente existen procesos de nitrificación, sin embargo los sitios donde posiblemente se llevaron a cabo procesos de desnitrificación, el N-NO₃⁻ ha sido removido a N(gas), por lo tanto no aportaría N-NO₃⁻ al acuífero. En la **Figura 8.7(2)** se pueden observar los sitios donde se propone por medio de los parámetros de T, pH, niveles freáticos someros, granulometría fina, presencia de COT y presencia de N-NO₃⁻ que posiblemente se llevaron a cabo procesos de nitrificación y desnitrificación.

El aporte de P-PO₄ es muy pequeño, por lo que no parece aportar concentraciones significativas que puedan conducir a la eutrofización de los lagos cuando el agua subterránea descargue en los mismos.

Los valores se reportan respecto al año, debido a que se busca encontrar una estimación de las condiciones presentes en la zona por año, por lo que se debe resaltar que el alcance de estos resultados solo corresponden a una sola medición de datos que se realizó en los meses

de septiembre y noviembre, la cual se llevó a cabo en tiempos de lluvias, estas mediciones corresponden al periodo y no a todo el año.

El cálculo de los caudales se encuentra limitado debido a que no se midió la conductividad hidráulica del acuífero en la zona de estudio y se utilizaron valores tomados de la literatura que podrían subestimar o sobreestimar esta propiedad.

El valor arrojado de 87502 m³/año de agua que se desplaza en la zona de estudio y descarga en el río grande de Comitán y las lagunas corresponde a solo un muestreo de aguas subterráneas que se realizó en los meses de septiembre y noviembre, por lo tanto solo representa una época y periodo del año.

La concentración de 215.94 kg/año de N-NO₃⁻, indica los valores que están descargando en el río grande de Comitán y las lagunas, sin embargo solo son representativos de los meses de septiembre y noviembre y de una época del año.

Las descargas de P-PO₄ son de 6.85 kg/año, esta concentración corresponde a las descargas que se dan en el río grande de Comitán y las lagunas para los meses de septiembre y noviembre, y no para todo el año.

El muestreo se realizó en la época de lluvias, donde las concentraciones de N-NO₃⁻ y P-PO₄ pueden estar disueltas por la cantidad de agua presente en el acuífero producto de las recargas de la misma y expresar un valor bajo. Siendo esto así, se puede esperar que si se realiza un muestreo en tiempos de estiaje disminuya la cantidad de agua en el acuífero por la disminución de las recargas y con esto aumenten las concentraciones de N-NO₃⁻ y P-PO₄, sin embargo ese no es el único factor que se debe tomar en cuenta, también se deben tomar en cuenta los procesos de lixiviación del nitrógeno, la desnitrificación y la poca movilidad de los fosfatos. En tiempos de estiaje se esperaría que el caudal sea mucho menor por la ausencia de recargas al acuífero.

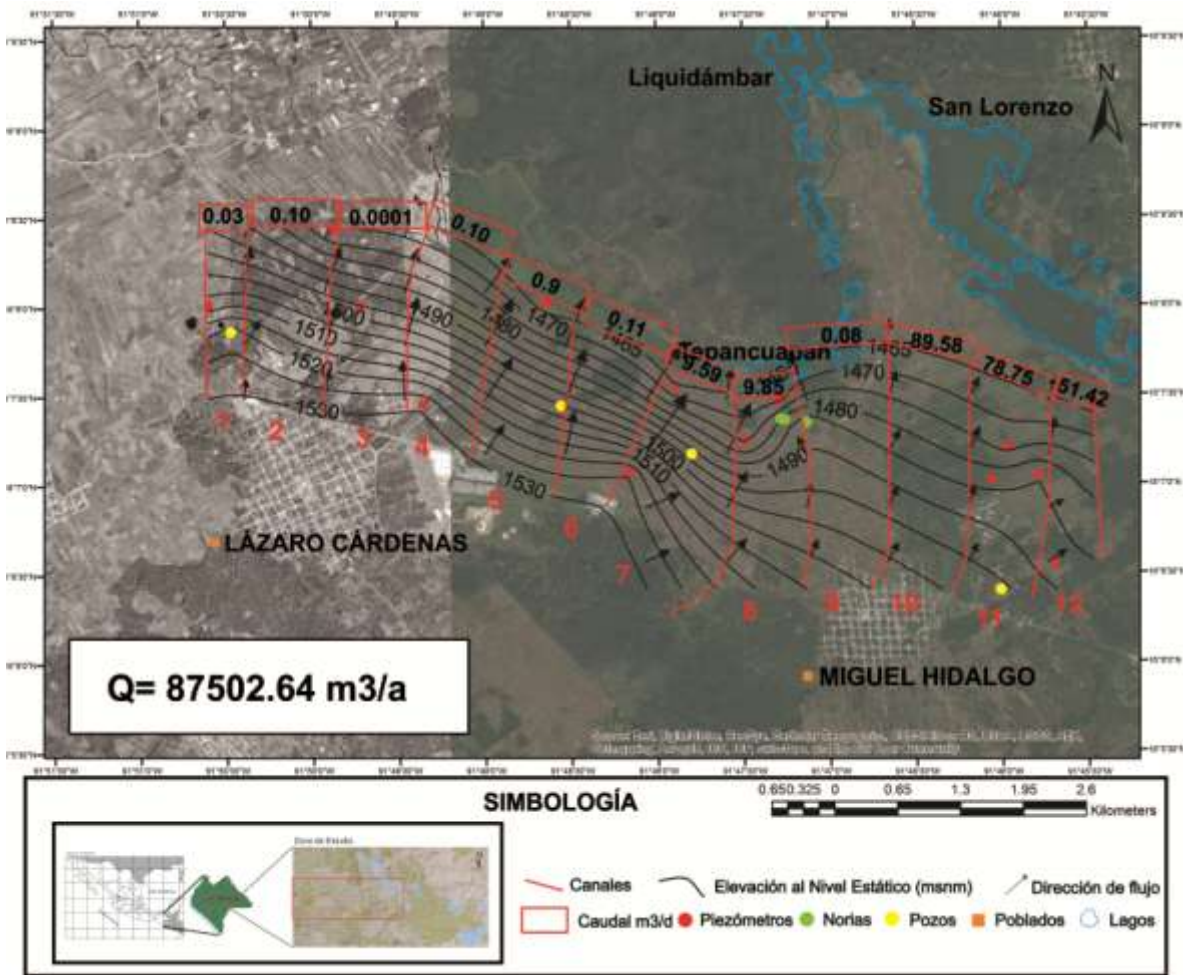


Figura 8.7(1). Cálculo de caudal en el acuífero

Tabla 8.7. Cálculos de caudal, N-NO3 y P-PO4

Canal	i	A (m ²)	k (m/d)	Q (m ³ /d)	N-NO3 (kg/año)	P-PO4 (kg/año)
1	0.0269	1170	0.001	0.031	0.018	9.8950E-06
2	0.0403	2556.6	0.001	0.103	0.058	2.1262E-06
3	0.0381	2296.6	0.000001	0.000088	0.000	1.5321E-12
4	0.0385	2643.3	0.001	0.102	0.375	2.0672E-06
5	0.0369	2470	0.001	0.091	0.003	3.3202E-06
6	0.0417	2643.3	0.001	0.110	0.062	6.0653E-06
7	0.0357	2686.6	0.1	9.595	98.168	4.6034E-02
8	0.0257	3827.7	0.1	9.855	39.743	4.8564E-02
9	0.0192	4477.7	0.001	0.086	0.049	1.4830E-05
10	0.0169	52866.6	0.1	89.580	50.523	4.0123E+00
11	0.0162	48533.333	0.1	78.75	12.436	2.4806E+00
12	0.0165	31200	0.1	51.42	14.503	2.6449E-01
				87502.64	215.94	6.85
				m ³ /a	kg/a	kg/a

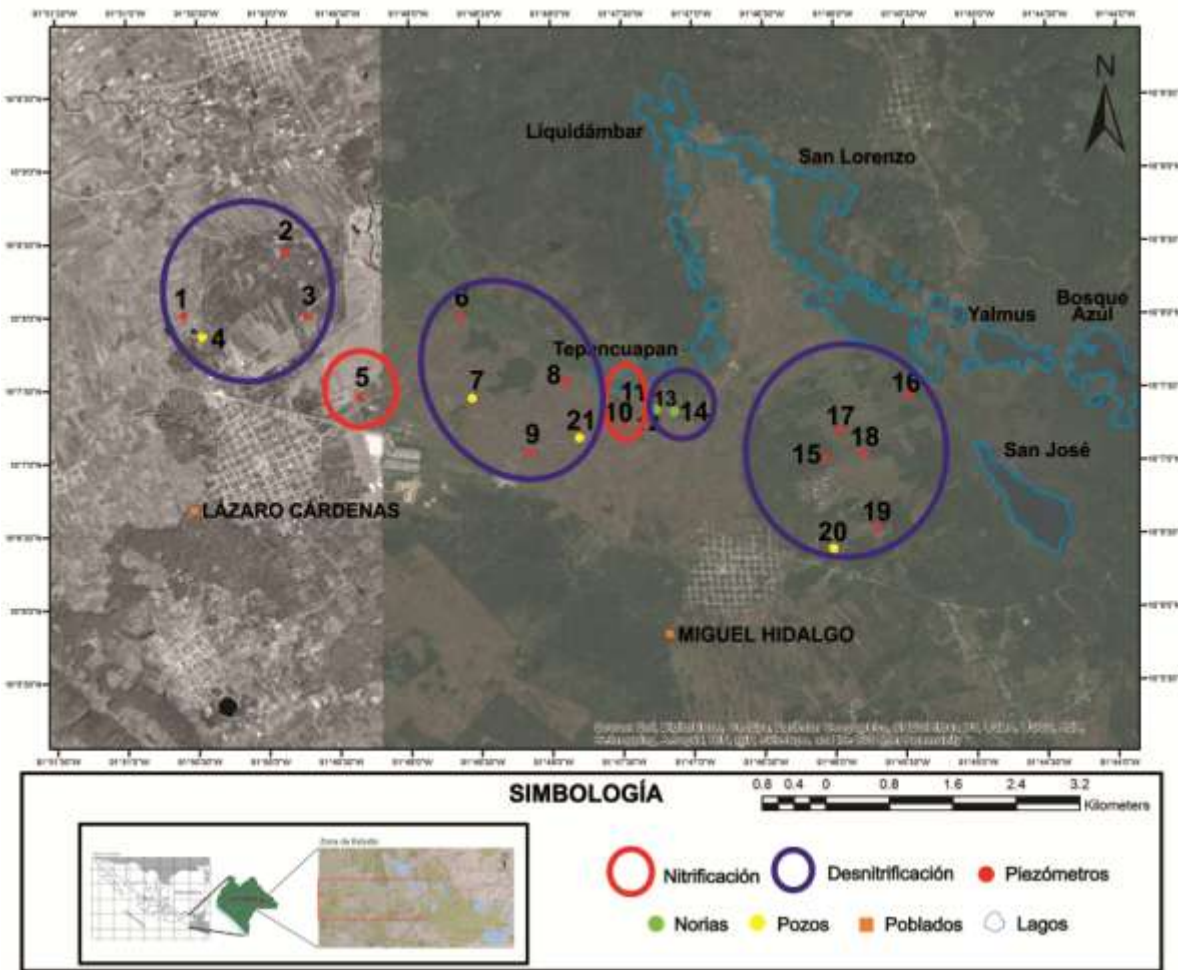


Figura 8.7(2). Sitios con Nitrificación y Desnitrificación

9 Discusión

9.1 Nitrificación y Desnitrificación

Una de las hipótesis de este proyecto es que debido a la alta actividad agrícola en la zona de la Trinitaria y su consecuente uso de fertilizantes (nitrogenados) en cultivos provoca que se lixivien e infiltren al acuífero. Otra de las hipótesis es que una vez infiltrados en el acuífero estos compuestos pueden desarrollar procesos de nitrificación y desnitrificación.

Para poder comprobar dichas hipótesis se han llevado a cabo 2 comparaciones de los resultados de nutrientes para el agua subterránea de la Trinitaria y la cuenca del Río Grande de Comitán, ambas nos ayudarán a comprender las similitudes o diferencias en estas zonas.

Para comparar los resultados se usa la mediana que representa el valor de la variable de posición central de un conjunto de datos ordenados, además de que es un estimador que posee mayor robustez que la media y por lo tanto es más confiable para representar un grupo de datos.

Se procedió a revisar los datos tomados anteriormente en el proyecto general denominado “Estudio hidrológico y de calidad del agua del sistema lagunar de Montebello, Chiapas” (Clave 167603, CNA-CONACYT) en el cual se tomaron muestras de agua subterránea para determinaciones en el laboratorio de nutrientes. Los resultados pertenecen al mes de julio del 2013 (**Tabla 9.1**) y la mediana de estos se reportan en la Tabla; cabe resaltar que estos puntos se encuentran dentro de la cuenca del río grande de Comitán y no pertenecen la zona agrícola.

Tabla 9.1. Valores de la mediana datos de la cuenca Julio del 2013

Fuente	N-NH ₄ mg/l	N-NO ₂ ⁻ mg/l	N-NO ₃ ⁻ mg/l
Norias	13.73		2.67
Pozos	0.14		3.95

Para las determinaciones en el acuífero de la zona de la Trinitaria en septiembre y noviembre del 2014, se obtuvo la mediana de los 19 sitios muestreados. **Tabla 8.1(1)**.

Tabla 9.1(1). Valores de la mediana datos de la zona agrícola, septiembre-noviembre 2014

Piezómetros, norias, pozos	N-NH ₄ mg/l	N-NO ₂ ⁻ mg/l	N-NO ₃ ⁻ mg/l
Mediana	0.02	0.002	0.15

Al observar los datos del acuífero de la zona de la Trinitaria (**Tabla 9.1(1)**) y compararlos con los de la cuenca Río Grande de Comitán (**Tabla 9.1**), se puede ver una disminución considerable de los valores. Los datos de la mediana de la cuenca del Río Grande de Comitán para N-NO₃⁻ se encuentran entre 2.67 y 3.95 mg/l, mientras que la mediana de la zona de la Trinitaria es de 0.15 mg/l de N-NO₃⁻. Esta disminución en las concentraciones de N-NO₃⁻ nos habla de un posible proceso de desnitrificación, el cual ya había sido planteado para las muestras que se tomaron en la zona de estudio sin embargo, no había sido comparado con las muestras de la Cuenca del Río Grande de Comitán.

Anteriormente se han descrito los parámetros necesarios para que se lleve a cabo un proceso de desnitrificación, sin embargo un factor muy importante que no ha sido tomado en cuenta para poder afirmar el proceso de desnitrificación es la presencia del carbono lábil. Por lo que se llevará a cabo la discusión tomando en cuenta los datos de un muestreo llevado a cabo en tiempo de lluvia en los meses de septiembre y noviembre del 2014, en donde la actividad agrícola en esa época se encontraba en la maduración de los cultivos y los agricultores utilizaron los fertilizantes que consideraron adecuados para la etapa de su planta como se describió en el apartado 5.1.2.

Como se ha descrito los sitios de muestreo presentan granulometría de grano fino, niveles freáticos someros y presencia de COT.

Elliott, 1986; Caravaca et al., 1999 indica que los suelos con texturas arcillosas retienen más carbono orgánico que los arenosos, dado a que las texturas arcillosas tienden a retenerlo con mayor rapidez y acumularlo por más tiempo. Por lo tanto se puede asegurar la presencia de COT debido a la predominancia de suelos arcillosos en la zona de estudio.

El carbono lábil constituye una fracción del total del carbono, se descompone relativamente rápido, y es una fuente activa de la nutrición, es la principal fuente de alimento para los microorganismos del suelo, el tamaño y la calidad del carbono lábil influye en la velocidad de descomposición (Soilquality, 2015).

La materia orgánica total del suelo tiene una fracción de gran tamaño (<53 μm) de carbono orgánico del suelo, conocido como carbono orgánico lábil que es más activo y de rápida descomposición (Franzlubbers y Arshad, 1997).

La materia orgánica del suelo se compone de diferentes fuentes, que varían en su tiempo de rotación o la tasa de descomposición. La fuente de carbono lábil es relativamente rápida (<5 años), debido a la adición de residuos frescos como raíces de las plantas y organismos vivos, mientras que los residuos resistentes que están protegidos física o químicamente son más lentos de agregar (20- 40 años) (Soilquality, 2015).

La mayoría de las bacterias de la desnitrificación realizan el par de oxidación de carbono orgánico y la reducción de nitrato para obtener energía, por lo que el carbón orgánico (lábil) fácilmente biodegradable suele ser necesario para que se produzca la desnitrificación (Knowles, 1982; Brock et al. 1984).

Starr and Gilham, (1993) proponen que bajo niveles freáticos someros y suficiente carbono orgánico lábil, así como la presencia de condiciones reductoras, se da el proceso de

desnitrificación, sin embargo, cuando se tienen condiciones de nivel freático profundo, es insuficiente el carbono orgánico lábil, por lo que la desnitrificación no ocurre.

Por lo tanto tomando como referencia las condiciones en las que se encuentra el área de estudio como su granulometría arcillosa, niveles freáticos someros y bajas concentraciones de N-NO_3^- , podemos inferir que en el acuífero se están llevando a cabo procesos de desnitrificación, donde el agente primordial de la desnitrificación podría ser la disponibilidad de carbono orgánico lábil.

En la zona de estudio existen 3 sitios de muestreo donde los valores de N-NO_3^- no son tan bajos como en los 16 sitios donde se intuye el proceso de desnitrificación y por lo tanto se estén llevando a cabo procesos diferentes. Los 3 sitios mencionados cuentan con niveles freáticos someros y granulometría arcillosa, sin embargo puede que no existan las condiciones idóneas para la presencia de carbono orgánico lábil (aporte de residuos frescos de plantas y organismos) y por lo tanto no se esté llevando a cabo la desnitrificación y esto derive en concentraciones mayores de N-NO_3^- . Otra posibilidad es que en el momento que se tomaron las muestras de agua subterránea estuvieran disponibles compuestos procedentes de una reciente aplicación e infiltración de fertilizantes nitrogenados al acuífero y debido a la granulometría fina del acuífero, el flujo vertical sea lento y no se hayan movilizad. Otra posibilidad es que se hayan infiltrado los compuestos procedentes de los fertilizantes nitrogenados y que en el sitio estén presentes las condiciones necesarias para la nitrificación como son: temperatura entre 15 a 30°C, humedad, disponibilidad del ion amonio, aireación del suelo y pH entre 5.5 y 8, de las cuales en los sitios se presentan todas excepto la aireación del suelo. Cumpliendo las mismas se llevará a cabo la reacción redox donde se reduce el oxígeno y se oxida el ion amonio produciendo N-NO_3^- .

En la zona agrícola de la Trinitaria se tienen valores altos de N-NH_4^+ entre 0.33 a 1.68 mg/l, lo cual nos podría estar indicando que el agua está contaminada directamente por los fertilizantes/abonos o que el NO_3^- ha reducido a NH_4^+ en condiciones fuertemente reductoras. La presencia de N-NO_2^- de 0.06 a 0.37 mg/l puede sugerir condiciones de desnitrificación, ya que este es un anión intermedio estable (un paso menos oxidado), NO_3^- se reduce a NO_2^- .

Respecto a los procesos, se tienen fuertes evidencias para sugerir que en los sitios donde los valores de N-NO_3^- son bajos se está llevando a cabo la desnitrificación y donde los valores son mayores se esté llevando a cabo la nitrificación.

9.2 Sulfatos y fertilizantes

Las hipótesis de este trabajo suponen que el uso de fertilizantes sulfatados en la zona agrícola provocarán que estos sean lixiviados e infiltrados al acuífero, una vez en él, serán transportados por medio de la carga hidráulica hacia la dirección de descarga del acuífero. Para comprobar estos supuestos se procederá a analizar los parámetros de presencia y comportamiento de los sulfatos en el área de estudio.

Los fertilizantes sulfatados pueden aportar compuestos de sulfatos a las aguas subterráneas, este es un factor que debe ser evaluado para la interpretación de la presencia de aguas sulfatadas en algunas zonas del acuífero. La aplicación de estos productos se realiza en forma líquida por medio de asimilación rápida (3 a 72 horas).

Los factores que controlan el alcance de los sulfatos en el acuífero son: el contenido, calidad y frecuencia de fertilizantes, las condiciones físicas del suelo y el riego o pluviometría. Según el IGME, 1985 los sulfatos son compuestos poco móviles.

Tomando en cuenta las condiciones físicas el suelo, como la granulometría fina y la poca movilidad de los sulfatos, se puede considerar que no han infiltrado en el acuífero por medio de la actividad agrícola.

En el capítulo anterior se presentó la modelación directa del Yeso a la saturación, para comprender como el agua se va enriqueciendo de Ca^{2+} y SO_4^{2-} paulatinamente hasta que se satura y precipita el yeso. Por lo tanto la presencia de sulfatos debe estar relacionada con la geología y los depósitos aluviales procedentes de las rocas de la zona (calizas (CaCO_3), dolomitas [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$] y cristales de yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

Las aguas sulfatadas de la zona de estudio por lo tanto están relacionadas con la geología de la zona y los procesos de precipitación-disolución. Las concentraciones de SO_4^{2-} que puedan estar presentes están controladas por la granulometría fina y las condiciones de poca movilidad de los mismos, por lo tanto puede existir presencia de sulfatos procedente de los fertilizantes pero estas son tan pequeñas que se encuentran encubiertas por las procedentes del medio geológico.

9.3 Fosfatos

Parte de las hipótesis de este trabajo es que por medio del uso de fertilizantes fosfatados en la zona agrícola estos pueden lixiviar e infiltrar al acuífero y descargar por medio de la dirección de flujo.

Para comprobar dicha hipótesis es necesario comparar las características de la presencia de los fosfatos en el acuífero y compararlo con otros datos. Se tomaron los datos de la mediana de PO_4 provenientes del proyecto general denominado “Estudio hidrológico y de calidad del agua del sistema lagunar de Montebello, Chiapas” (Clave 167603, CNA-CONACYT), del mes de julio del 2013 para norias y pozos, se comparan con los datos de la mediana

provenientes de los piezómetros, pozos y norias de la zona estudio de septiembre y noviembre del 2014 (**Tabla 9.3**).

Tabla 9.3. Mediana de fosfatos para Río Grande de Comitán y La Trinitaria

Piezómetros, norias, pozos	P-PO4 mg/l	fecha
Río Grande de Comitán	0.12	jul-13
La Trinitaria	0.0182	sep,nov-14

Es importante conocer la presencia de fosfatos en el agua subterránea ya que si estos descargan hacia el río y los lagos son una fuente de nutrientes para las bacterias y pueden producir eutrofización.

En la zona del río grande de Comitán se tienen 0.12 mg/l de P-PO4 y en la zona La Trinitaria se tienen 0.0182 mg/l de P-PO4. Ambas concentraciones son menores de 1 mg/l de P-PO4 (Zhao y Sengupta, 1998) para inducir procesos de eutrofización.

Por lo tanto, debido a las concentraciones no existe un aporte de fosfatos al acuífero procedente del uso de fertilizantes en la zona agrícola.

9.4 Sistema de flujo de aguas subterráneas

Una de las razones por las que se llevó a cabo el presente estudio es porque se creía en las hipótesis que el cambio de las condiciones naturales en las lagunas era en parte producto del aporte de agua subterránea contaminada por las actividades agrícolas de la zona de la Trinitaria.

Como resultado de la construcción de piezómetros en el área agrícola se encontró la predominancia de materiales arcillosos y areno arcillosos, que según Fetter (2001), las conductividades hidráulicas para los mismos varían de 10^{-6} a 0.1 m/d. Estos valores no

fueron medidos en campo, por lo tanto son valores estimados y no reales de las condiciones que se tienen en la zona. Estos valores nos hablan de un flujo subterráneo muy lento.

Tomando en cuenta la dirección de la red de flujo de aguas subterráneas se prevé que el agua que viaja por medio del flujo subterráneo descargue en el río grande de Comitán y en las lagunas.

Por lo tanto cualquier contaminante que pudiera estar inmerso en el agua subterránea descargará en un tiempo variable que depende de la k del acuífero, que para este caso se estima como muy lenta.

10. Conclusiones

- El flujo de agua subterráneo del acuífero en dirección a las lagunas se mueve a velocidades muy lentas debido a los materiales arcillosos y areno arcillosos arenosos en los que se encuentra el acuífero.
- En el acuífero se llevan a cabo procesos de nitrificación y desnitrificación. La nitrificación puede ser consecuencia de un reciente aporte de compuestos de Nitrato y ausencia del carbono orgánico lábil. La desnitrificación puede estar relacionada a niveles someros del agua subterránea, presencia de carbono orgánico lábil y suelos de materiales finos como arcillas y arenas arcillosas.
- La composición de aguas sulfatadas en el acuífero están relacionadas con el medio geológico y no indican contaminación por fertilizantes sulfatados.
- La actividad agrícola puede ingresar contaminantes nitrogenados al acuífero, pero estos pueden haber sido degradados a gas por los procesos de desnitrificación, por lo que no existe un aporte significativo de descarga del acuífero a los lagos.
- La actividad agrícola puede ingresar compuestos ricos en N por medio de lixiviados a la zona no saturada y debido a la velocidad en que estos se mueven, pueden aun encontrarse en la zona no saturada y no alcanzar aún el acuífero: Esta podría ser una de las razones por las cuales no se detectaron en las mediciones de agua subterránea.
- Debido a que los valores de la mediana para fosfatos reportados para la cuenca del Río Grande de Comitán en Julio del 2013 fueron 0.12 mg/l y para la zona agrícola del área de estudio en noviembre del 2014 de 0.018 mg/l. Se concluye que no existe

un aporte significativo de P-PO₄ al acuífero y por lo tanto tampoco existe un aporte del acuífero al sistema de lagos.

- Los cambios en la coloración del agua podrían estar asociados a los posibles procesos de nitrificación en algunos sitios de la zona de estudio.
- Los procesos que alteran las condiciones naturales de los lagos de Montebello no se observan con claridad en los análisis realizados, debido a que existe contaminación en los lagos, sin embargo en el agua subterránea se pueden estar llevando a cabo procesos de desnitrificación que no apartan N-NO³⁻ a los lagos. Por otro lado el aporte de fosfatos del agua subterránea a los lagos no es considerable para producir eutrofización y los sulfatos presentes están relacionados con la geología de la zona y no con los fertilizantes sulfatados.
- De los modelos conceptuales y matemáticos podemos concluir que la contaminación de los lagos puede estar asociada a posibles procesos de nitrificación, que no se hayan encontrado más sitios con esas condiciones no quiere decir que estos no estén presentes en la zona. Pueden estar en proceso de lixiviarse e infiltrarse al acuífero y de desarrollarse los procesos de nitrificación.

Referencias

- Alpers, C.N., Jambor, J.L., Nordstrom, D.K. (Eds.), 2000. Sulfate Minerals: Crystallography, Geochemistry and Environmental Significance. Mineralogical Society of America and the Geochemical Society, Washington, DC. P. 608.
- Apelo C. A. J., Postma D., (1993). Geochemistry, groundwater and pollution. A. A. Balkema, Rotterdam.
- Ayers, R. S y Wescot. D.W. (1987). La calidad del agua en la agricultura. FAO. No. 29. Roma.
- Bacon P. E., (1995). Nitrogen fertilization in the environment. New York, M Dekker.
- Buckman, H. y Brandy, N., (1991). Naturaleza y propiedades de los suelos. Ed. Limusa. 4 Edición. México.
- Bahaena Bahaena Javier. (2014). Cartografía Temática de la Cuenca Hidrográfica del Sistema lagunar de Montebello, Chiapas. Unidad Académica de Ciencias de la Tierra Taxco el Viejo Guerrero. Universidad Autónoma de Guerrero. P. 1-73.
- Bonifaz, R., Mora, L., Vázquez Selem, Pinales Bravo., D. (2014). Mapa de unidades geomorfológicas de la cuenca Río Grande-Lagunas Montebello. Instituto de Geofísica, UNAM. Comunicación personal.
- Bonifaz, R., Mora, L., (2015). Mapa preliminar de suelos de la Cuenca del Río Grande de Comitán. Instituto de Geofísica, UNAM. Comunicación personal.
- Bothe. H., Ferguson S. J., Newton. W. E., (2006). Biology of the nitrogen cycle. 1 Ed. Elsevier. P. 331-341.
- Bradley, P.M., Fernandez, M. y Chapelle, F. H., (1992). Carbon limitation of denitrification rates in an anaerobic groundwater system. Env. Sci. Technol. V. 26. P. 2377-2381.

- Brady, N.C., Weil, R.R. (1996). The nature and properties of soils. 12a. Ed. Prentice-Hall, USA. P. 881.
- Bragan, R. J., Starr, J. L. y Parkin, T. B., (1997). Shallow groundwater denitrification rate measurement by acetylene block. *J. Env. Qual.* P. 1531-1538.
- Bremner, J.M., (1997). Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. V. 49. P. 7-16.
- Brewer, P.G. and Riley, J.P. (1966). The automatic determination of silicate-silicon in natural waters with special reference to sea water. *Analytica. Chim. Acta*, 35: P. 514–519.
- Brock, T. D., Smith D. W., Madigan M. T., (1984). *Biology of Microorganisms*. 4th Ed. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, NJ.
- Canter L. W., (1996). *Nitrates in groundwater*: CRC Press Inc USA.
- CEA (Confederación de empresas de Andalucía), (2015). <<http://sig.cea.es/SIG>> consulta; 20 de mayo del 2015.
- Cervantes A. A., Armienta MA., (2004). Influence of faulting on groundwater quality in Valle del Mezquital, México. *Geofísica International* V. 43. N° 3. Pp. 477-493.
- Cervantes Medel Abigail Araceli. (2008). *Comportamiento de Nitratos Provenientes de Aguas Negras en el Acuífero del Valle del Mezquital*. Tesis Doctora en Ciencias. Aguas Subterráneas. UNAM.
- CFE (Comisión Federal de Electricidad), (2012). *Estudio para conocer la calidad del agua de las Lagunas de Montebello*. Tomo II. Geohidrología. P. 1-125.
- Champ, D. R., J. Gulens, and R. E. Jackson. 1979. Oxidation reduction sequences in groundwater flow systems. *Canadian Journal of Earth Sciences*. V. 16. P. 12-23.
- Chen, D. L., Chalk, P.M., Freney, J.R. (1995). Distribution of reduced products of ^{15}N labeled nitrate in anaerobic soils. *Soil, Biology and Biochemistry*, 27:12. P. 1539-1545.

- Compton RR., (1985). *Geology in the Field*. John Wiley y Sons. New York, P. 398.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua), (1994). *Manual para Evaluar Recursos Hidráulicos Subterráneos*. P.45-46.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua), (1999). *Guía de muestreo de aguas subterráneas*. P. 1-80
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua), (2009a). *Plan de gestión de la Cuenca del Río Grande-Lagunas de Montebello*. México, Chiapas. CONAGUA (Comisión Nacional del Agua), (2009b). *Actualización de la disponibilidad media anual del agua subterránea. Acuífero (0707) Comitán*. P. 1-10.
- CONANP (Comisión Nacional de Aguas Naturales Protegidas), (2007). *Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Lagunas de Montebello*. México. P. 1-191.
- Cornelius S. Hurlbut. (1980) *Manuel de Mineralogía de DANA*. Editorial Reverté, S. A. Impreso en España. P. 653.
- Custodio E. y Llamas M. R., (1983). *Hidrología Subterránea*. Ediciones Omega S.A., Barcelona España. Tomos I y II. P. 1-1157
- Dengo, G., (1985). *Mid America; Tectonic setting for the Pacific margin from southern México to northwestern Colombia*; in Nairn, A.E.M., Stehli, F.G. (eds.), *The Oceanic Basins and Margins*, v. 7a. *The Pacific Ocean*: New York, Plenum Press, P. 123-180.
- DOF., (1959) http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5125405&fecha=18/12/2009> Consulta 31 de enero del 2015.
- Drever, J.I., 1982. *The Geochemistry of Natural Waters*. Prentice-Hall Inc., Eaglewood Cliffs, NJ. P. 388.
- Durán Calderón Juana Iisel., (2013). *Análisis Geomorfológico del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas*. Facultad de Ingeniería. UNAM. Tesis Licenciatura. P. 33.

- Edmunds W. M., Gaye C. B., (1997). Naturally high nitrate concentrations in groundwater's from the Sahel. *Journal of Environmental Quality*. V. 26. N° 5. Pp. 1231-1249.
- Facultad de Ingeniería., (2011). *Libreta de Campo*. UNAM.
- FAO-ISRIC-ISSS. World reference base for soil resource.< <http://www.fao.org/3/a-i3794e.pdf>> consulta; 14 abril de 2015.
- Feth, J. H., 1996. Nitrogen compounds in natural water B A review. *Water resources research*.
- Fetter. C. W., (2001). *Applied Hydrogeology*. Fourth edition. Pearson Prentice Hall. P. 598.
- Freeze, R. A. Cherry J. A., 1979. *Groundwater*. Prentice Hall, Eaglewood Cliffs, N. J. USA. P. 1-604.
- Garrido, F., Héroult, C., Gaillard, H., Pérez, S., Germon, J.C., (2002). N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil, Biology and Biochemistry*. V. 34. P. 559-575.
- Gilham, R. W., and J. A. Cherry. (1978). Field evidence of denitrification in shallow groundwater flow systems, in *Proceedings. Thirteenth Canadian Spimposium on Water Pollution Research*. McMaster University, Hamilton, Ontario, Canada. P. 53-71.
- Gödde, M. y Conrad, R., (1999). Immediate and adaptational temperature effects on nitric oxide production and nitrous oxide release from nitrification and denitrification in two soils. *Biology and Fertility of Soils*. V. 33. P. 33-40
- Goody D C., y Hunsby K. (sin año). *Dissolved Organic Carbon in European Groundwaters*. British Geological Survey.
- Gunn, J., Bottrell, S.H., Lowe, D.J., Worthington, S.R.H., 2006. Deep groundwater flow and geochemical processes in limestone aquifers: evidence from thermal waters in Derbyshire, England, UK. *Hydrogeol. J.* V. 14. P. 868

- Hatfield J. L. y Follett R. F., (2008). Nitrogen in the environment: sources, problems and management. Academic Press, 2 Edición, USA.
- Hendry, M. J., Gillham, W., y Cherry, J. A., (1983). An integrated approach to hydrogeologic investigations- a case study. *Journal of Hydrology*. V. 62. P. 211-232.
- Heredia, O. S., Fresina, M. E., Santa Cruz, J. N., y Silva Busso. A., (2000). Nitratos y fosforo en el agua subterránea de una área antropizada en la región Pampeana. Buenos Aires. Republica de Argentina. 1st Joint World Congress on Groundwater. Pp. 1-13.
- Hernández, Guillermo. (2008) Notas del curso Teoría del flujo subterráneo. Grupo de Geofísica Matemática y Computacional, UNAM.
- Huang, T., Pang, Z., Yuan, Y., (2012). Nitrate in groundwater and unsaturated zone in (semi)arid northern China: baseline and factors controlling its transport and fate. *Environ Earth Sci*. V. 70. P. 145-156. DOI 10.1007/s12665-012-2111-3
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), (1985). Carta Geológica Las Margaritas. 1:250, 000. (E15-12-D15-3).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), (2004). Guía para la interpretación de la Cartografía-edafología.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), (2007) Conjunto de datos Vectorial Edafológico. Escala 1:250 000. Serie II. (Continuo Nacional). México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), (2013) < <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/continuoelevaciones.aspx> > Consulta 26 de septiembre del 2014.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), (2015). Red Geodésica Nacional Activa. < <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geodesia/drgna2.aspx> > Consulta 31 de enero del 2015.

- IUPA (Instituto Universitario de Plaguicidas y Aguas) <
http://www.agua.uji.es/pdf/presentacion_HQ2.pdf> Consulta 5 de julio del 2015.
- Jaffe, D. A. (2000). The Nitrogen cycle. Earth system science: from biochemical cycles to global change. Ed. Academic Press, USA.
- Keeney, D. R., Walsh L. W. (1972). Available Nitrogen in rural ecosystems. Sources and fate. Hortscience, V. 7. N° 3. Pp. 219-223.
- Kehew, E. A. (2001). Applied chemical hidrogeology. N.J., Prentice Hall.
- Kim G, Ryu JW, Hwang DW (2008) Radium tracing of submarine groundwater discharge (SGD) and associated nutrient fluxes in a highly-permeable bed coastal zone, Korea. Mar Chem 109(3-4):307-317
- Knowles, R., (1982). Denitrificacion. Microbiological Reviews. V. 46. N°. 1. p. 43-70.
- Korom, S. F., (1992). Natural denitrification in the saturated zone: a review. Water Resour. Res. V. 28. P. 1657-1668.
- Krumbein, W. C., y Sloss, L. L., (1963). Stratigraphy and sedimentation. Acta Crystallographica. V. 17. T. 8.
- Lee YW, Hwang DW, Kim G, Lee WC, Oh HT (2009) Nutrient inputs from submarine groundwater discharge (SGD) in Masan Bay, an embayment surrounded by heavily industrialized cities, Korea. Sci Total Environ 407(9):3181-3188
- Limbrick, K. J., (2003). Baseline nitrate concentration in groundwater of the Chalk in south Dorset, UK. The Science of the Total Environment. P. 89-98.
- López-Ramos, E., (1979), Geología de México, Tomo III. ESIA. Instituto Politécnico Nacional. México. P. 263-295.
- Lloyd, J.W. & Heatcote. (1985). Natural Inorganic Hydrochemistri in relation to groundwater. St. Edmundsbury Press. Printed in Great Britain.

- Manahan, S. E., (2007). Introducción a la química ambiental. Distrito Federal, México: Reverté.
- Marín Luis E., Steinich B., Escolero Oscar, Leal Rosa María., Silva Braulio y Gutierrez Susana (1988). Inorganic Water Quality Monitoring Using Epecific Conductance in Mexico. Groun Water Monitoring Review. P. 156-62.
- Martínez Ángeles Monserrat., (2015). Caracterización de los suelos de la cuenca del Río Grande, como soporte para entender la dinámica de contaminantes que llegan al sistema Lagunar de Montebello, Chiapas. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. UNAM. Tesis licenciatura. P. 35-38.
- Martínez, D. E., Bocanegra, E. M. y Manzano, M., 2000. La modelación hidrogeoquímica como herramienta en estudios hidrogeológicos. Boletín Geológico y Minero. Revista de Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente. Insituto Tecnológico Geominero de España. V. 111. P. 1-26.
- McLain, J.E.T., Martens, D.A. (2004). Nitrous oxide flux form soil amino acid mineralization. Soil, Biology and Biochemistry. V. 37. P. 289-299.
- Miranda, M. D. P. C., (2005). El agua en el medio ambiente. Ed. Bases químicas del medio ambiente. Madrid, España. Universidad Nacional de Educación a Distancia (UNED). Pp. 385-424.
- Moncaster, S.J., Bottrell, S.H., Tellam, J.H., Lloyd, J.W., Konhauser, K.O., (2000). Migration and attenuation of agrochemical pollutants: insights from isotopic analysis of groundwater sulphate. J. Contam. Hydrol. V. 43. P. 147
- Munsell, 1994. Soil Color Charts. P. 1-29.

- Neri Flores Iris, 2014. Instalación Piezométrica. Tema proyecto doctoral: “Dinámica del agua subterránea agua superficial en zonas inundables”. Instituto de Geología, UNAM. pp 1-5.
- Nielsen, D. M., Schalla R., 1991. Design and installation of groundwater monitoring wells in practical handbook of groundwater monitoring. Michigan, Levis Publisher. P. 239-331.
- Novotny V., (2003). Water quality, diffuse pollution and watershed Management. John Wiley & Sons Inc., 2da Edition, USA.
- O’Neill, P., (1998). Environmental chemistry. Primera Ed. Londres, Inglaterra: CRC Press.
- Pratt, P.F. (1978). Estimated leaching and desnitrification losses of nitrogen in a four year trial with animal manures. Pp. 321-354. In: Nitrate in effluents from irrigated land. Ed. P.F. Pratt. Final report to the National Science Foundation. University of California, Riverside.
- REPDA (Registro Público de Derechos del Agua), (2015). <
<http://www.conagua.gob.mx/Repda.aspx?n1=5&n2=37&n3=115>> Consulta 4 de abril del 2015.
- Rucks L., Garcia F., Kaplán A., Ponce de León, J., Hill., (2004). Propiedades físicas del suelo. Facultad de agronomía. Universidad de la República.
- Samborska, K., Ro_zkowski, A., Matry of Natural Waters Estimation of groundwater residence time using environmental radioisotopes (^{14}C , T) in carbonate aquifers, southern Poland. Isot. Environ. Health Stud. 10.1080/10256016.2012.67704. P. 73-91.
- SEDUE (Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología), (1989). Criterios ecológicos de calidad del agua (CE-CCA-001/89). Distrito Federal, México. Diario Oficial de la Federación.
- Schlichting, E., Blume, H.-P. and Stahr, K. (1995) Bodenkundliches Praktikum. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin.

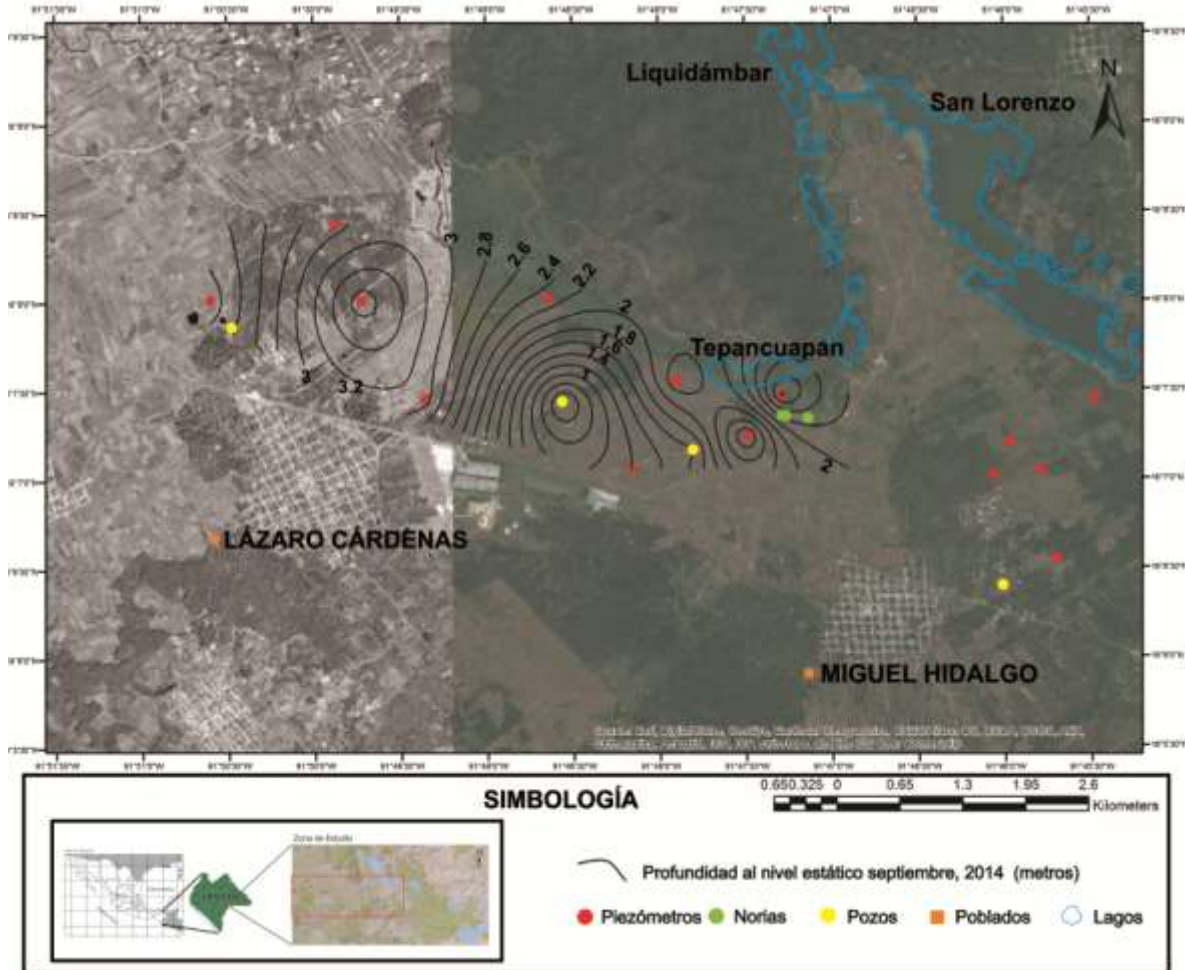
- Secretaria de planeación de Chiapas., (2001). Carta geográfica del estado de Chiapas.
- Sedlock, R. L., Ortega-Gutierrez, F., Speed, R.C., (1993). Tectonostratigraphic Terranes and Tectonic Evolution of Mexico. Geological Society of America, Special Paper 278, P. 153.
- SGM. (Servicio Geológico Mexicano), (2008). Carta Geológica-Minera Estado de Chiapas y Tabasco.
- SGM (Servicio Geológico Mexicano), (2012). Centro de documentación digital. Cartas < http://mapserver.sgm.gob.mx/Cartas_Online/metadatos_geol> Consulta 20 de agosto del 2014.
- Smith, R. L., Garabedian, S. P. and Brooks, M. H., (1996). Comparison of denitrification activity measurements in groundwater using cores and natural-gradient tracer test. *Env. Sci. Technol.* V. 30. P. 3448-3456.
- Smith, R.L. y Duff, J.H., (1988). Denitrification in a sand and gravel aquifer. *Appl. Env. Microbiol.* V. 54. P. 1071-1078.
- Soilquality, (2015)< <http://www.soilquality.org.au/factsheets/labile-carbon>> Consulta 20 de mayo del 2015.
- Solórzano, L. (1969) Determination of ammonia in natural waters by phenol-hypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.* 14:799-801.
- Stanley E. Manahan. (2009). *Environmental Chemistry*. 9 Edición. Editorial CRC PRESS. P. 783.
- Starr Robert C. y Gilham Robert W., (1993). Denitrification and Organic Carbon Availability in Two Aquifers. *Ground Water*. V. 31. N°.6. P. 1-14.
- Strickland, J.H.D. y T. R. Parsons (1972). *A Manual of Sea Water Analysis*. Fish. Res. Board Can. Bull. Vol. 167. P. 1-310.

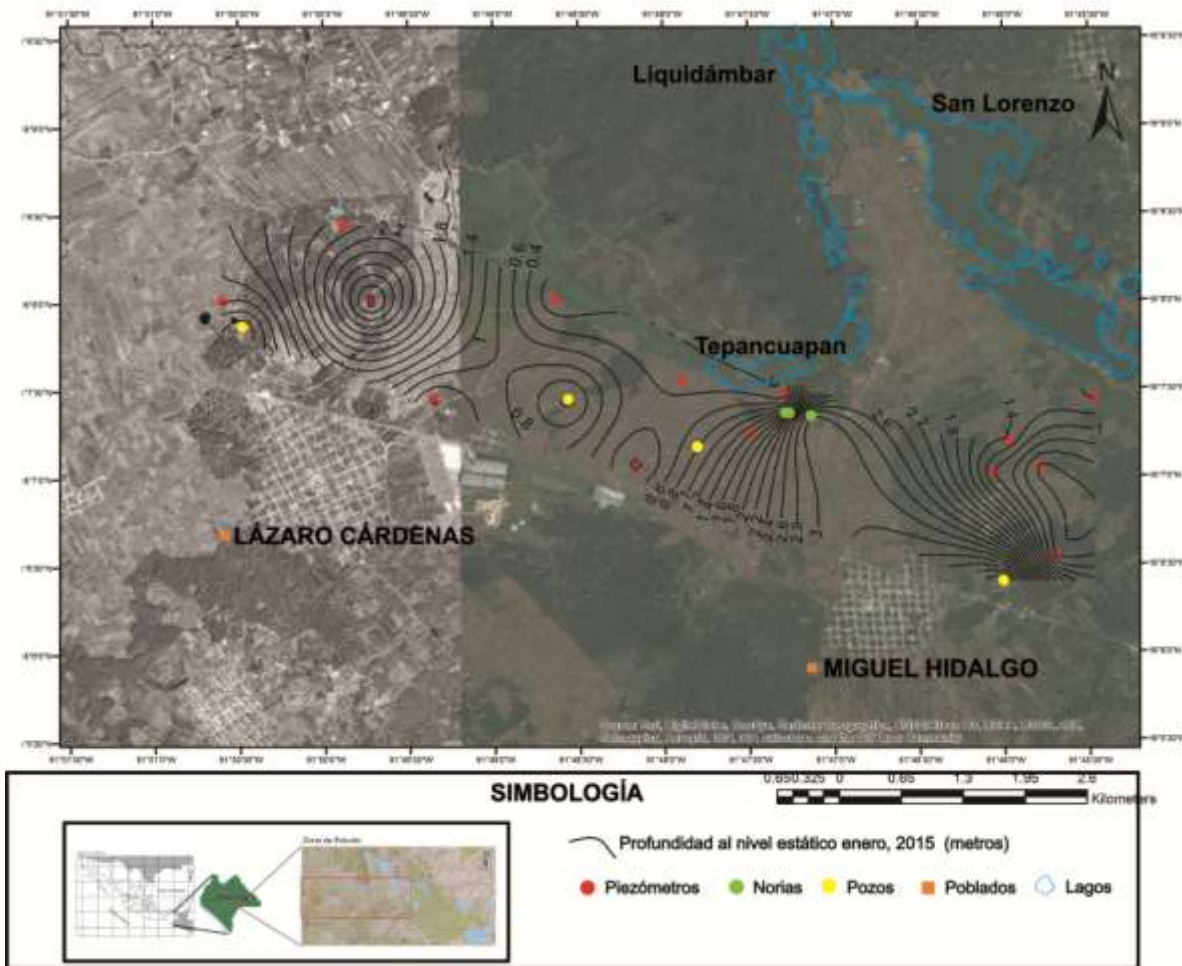
- Stumm, W. and J.J. Morgan. (1981). Aquatic Chemistry. 2da. Ed. Wiley-Interscience. New York.
- Treguer, P y P. Le Corre (1974) Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer. Université de Bretagne Occidentale.
- Trudel, M. R., Gillham, W., y Cherry, J. A., (1986). An in situ study of the occurrence and rate of denitrification in a shallow unconfined sandy aquifer. Journal of Hydrology. V. 83. P. 251-268.
- Turco, R. P. (1997). Earth under siege, from air pollution to global change. Oxford University Press, USA. P. 525.
- Valderrama, J.C. (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. Mar. Chem.,10:109-122
- Vásquez, M. A. y Méndez, E. (1994). Aspectos generales de la región: Lagos de Montebello. Reporte del trabajo para el curso de conservación de naturaleza y recursos naturales, Maestría en Ciencias. ECOSUR Chiapas.
- Waterloo Centre for Groundwater Research (1994). Subsurface Assessment Handbook for Contaminated Sites. Preparado bajo la dirección del Canadian Council of Ministers of the Environment. The National Contaminated Sites Remediation Program CCME-EPC-NCSR-48E.
- Weitz, A. M., Linder, E., Frohling, S., Crill, P.M., Keller, M., (2001). N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. Soil and Biochemistry. V. 33. P. 1077-1093.
- Wrange, N., Velthof, M. L, van Beusichem, M.L. Oenema, O. (2001). Role of nitrifier desnitrificación in the production of nitrous oxide. Soil, Biology and Biochemistry. V. 33. P. 1723-1732.

- WHO, (Organización Mundial de la Salud). (1989), Límites para agua potable.
- Withers, P. J. A. y Jarvie, H. P., (2008). Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Science of the total environment*, N° 400. V. 1. Pp. 379-395.
- Yamulki, S., Harrison, R.M., Goulding, W.T., Webster, C.P., (1997). N₂O, NO and NO₂ fluxes from a grassland: effect of soil pH. *Soil, Biology and Biochemistry*. V. 29. N°. 8. P. 1119-1208.
- Zhao, D. y Sengupta. A. K. (1998). Ultimate removal of phosphate using a new class of anion exchanges. *Water Research*. V. 32. N°. 5. P. 1613-1625.

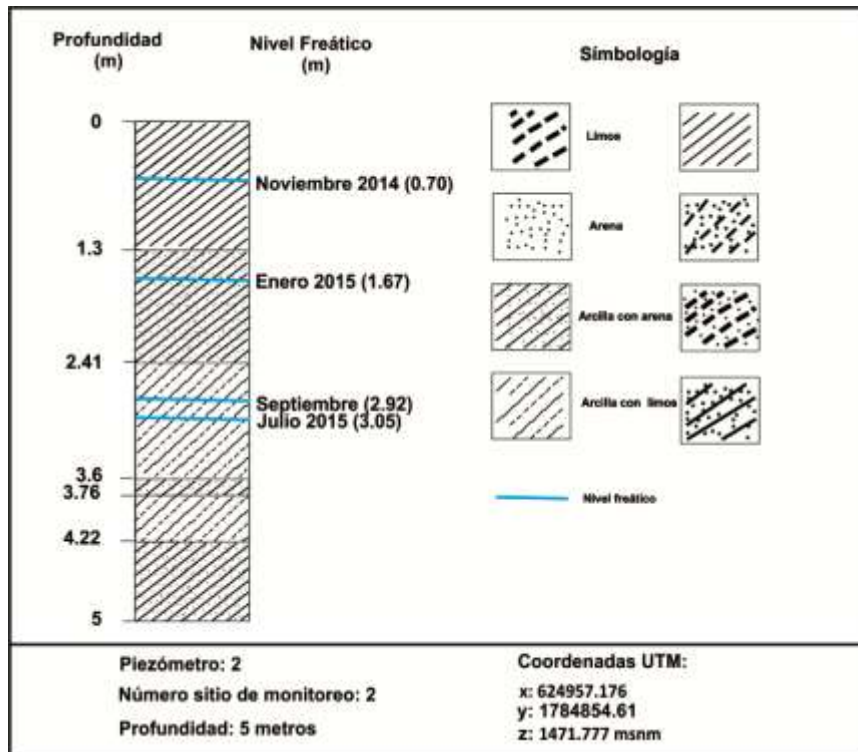
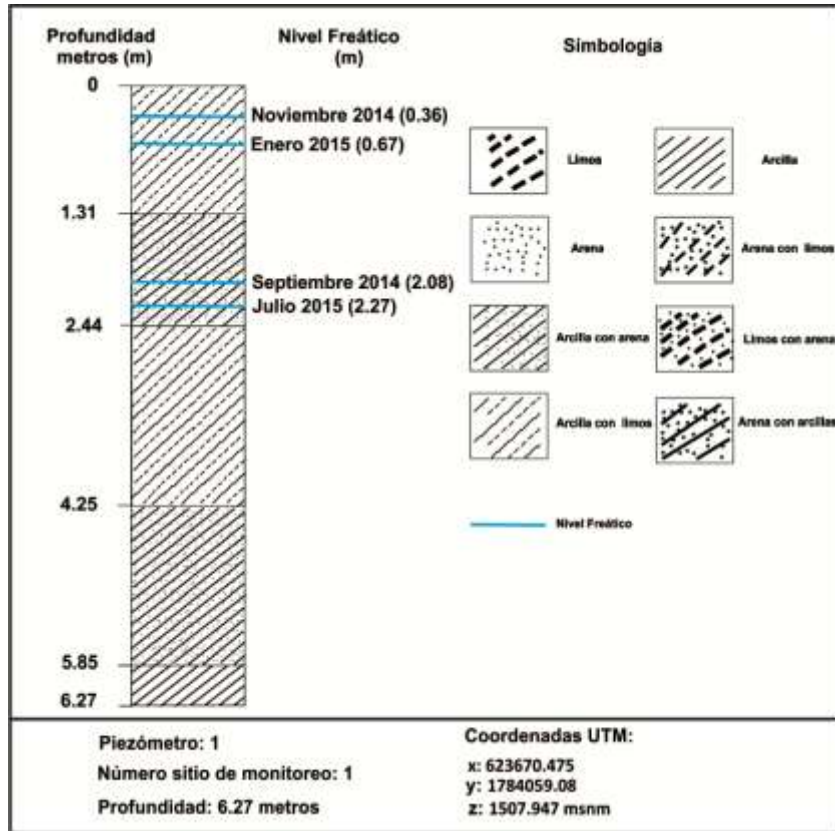
Anexos

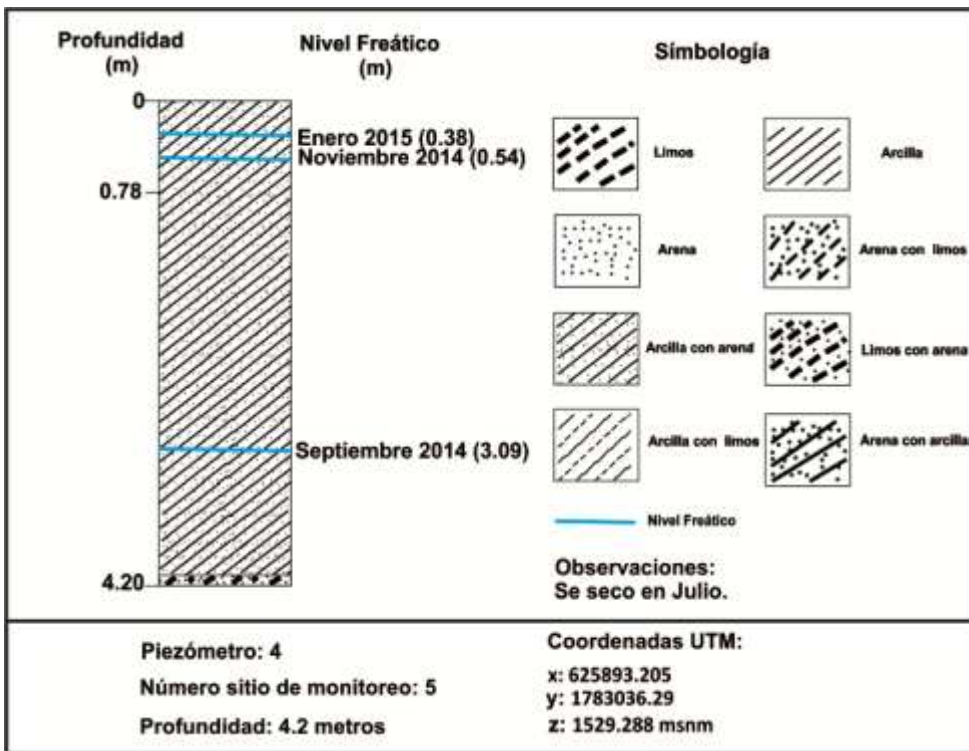
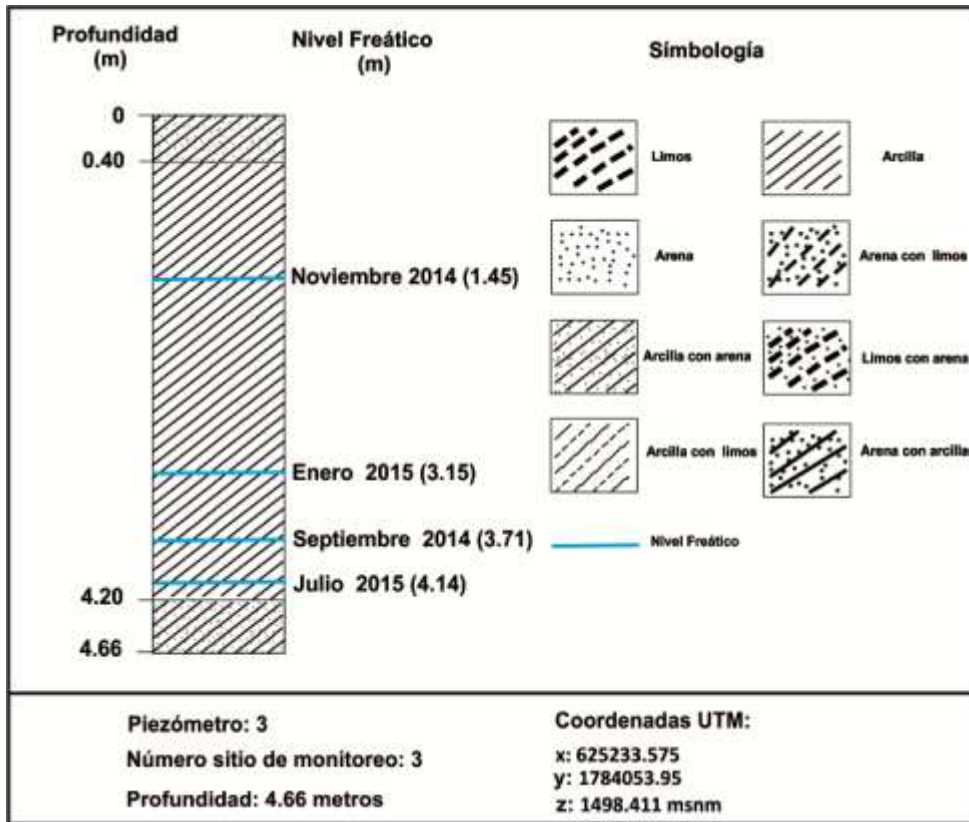
Anexo 1. Configuraciones de parámetros fisicoquímicos

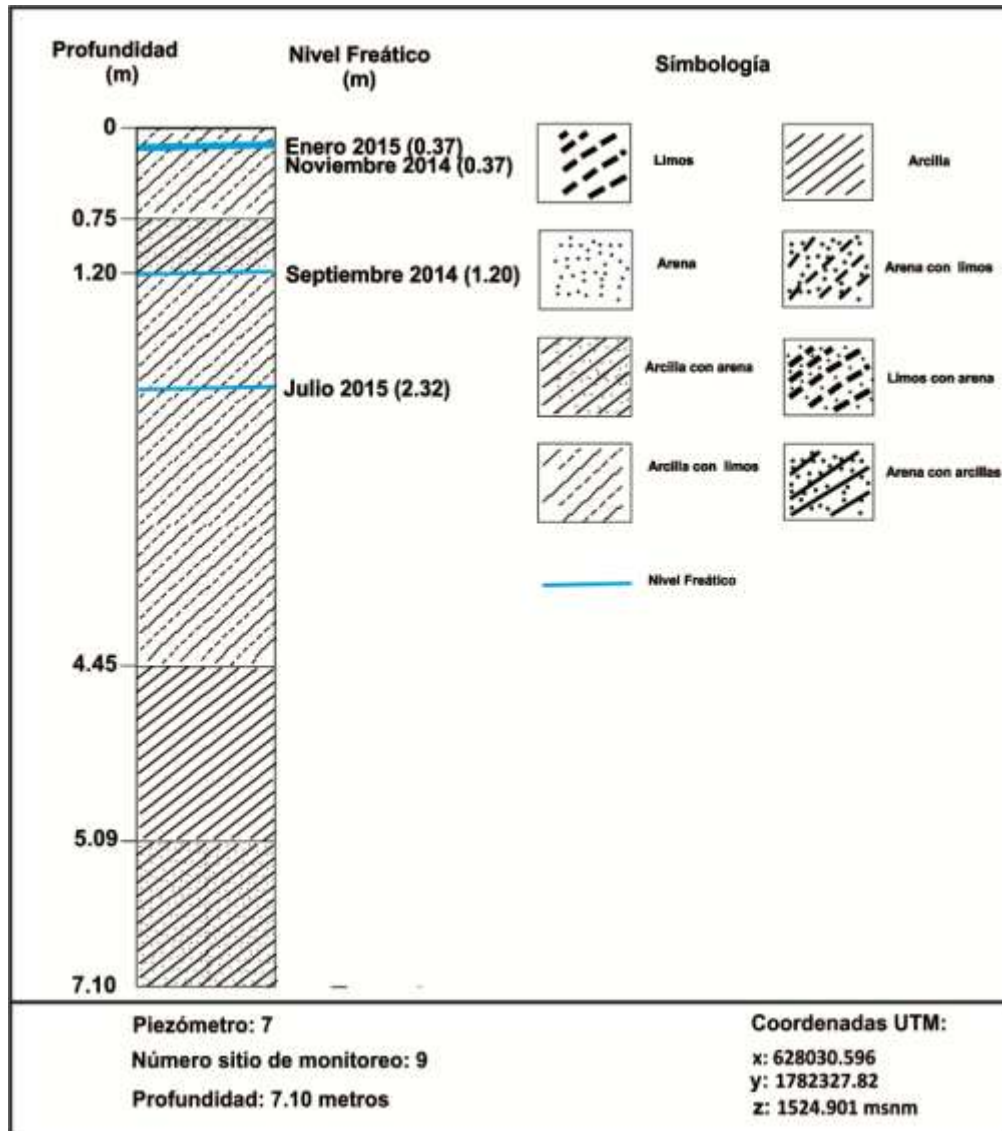


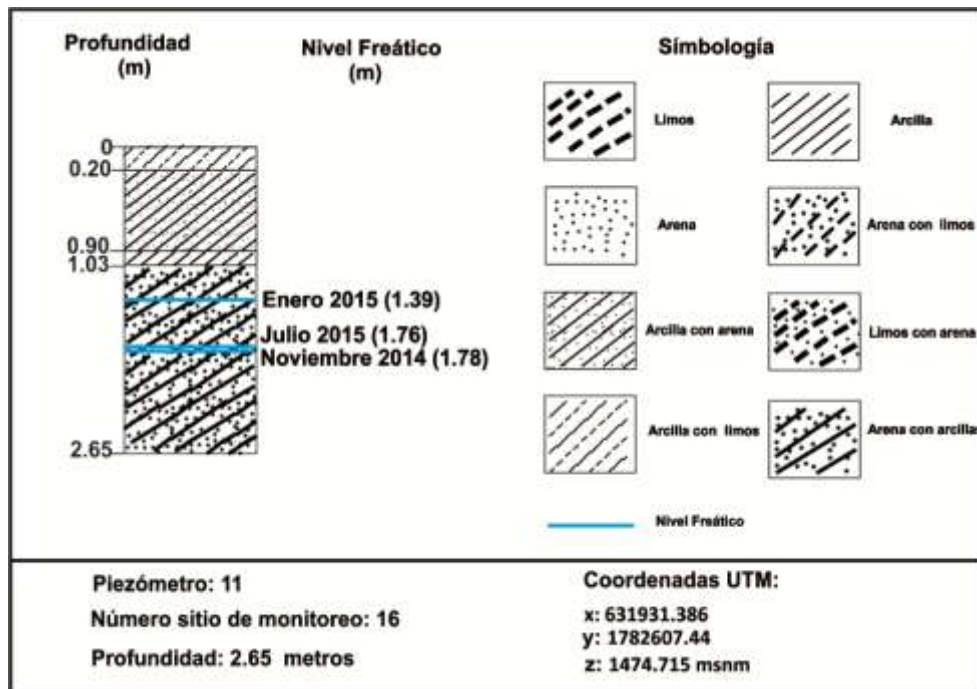
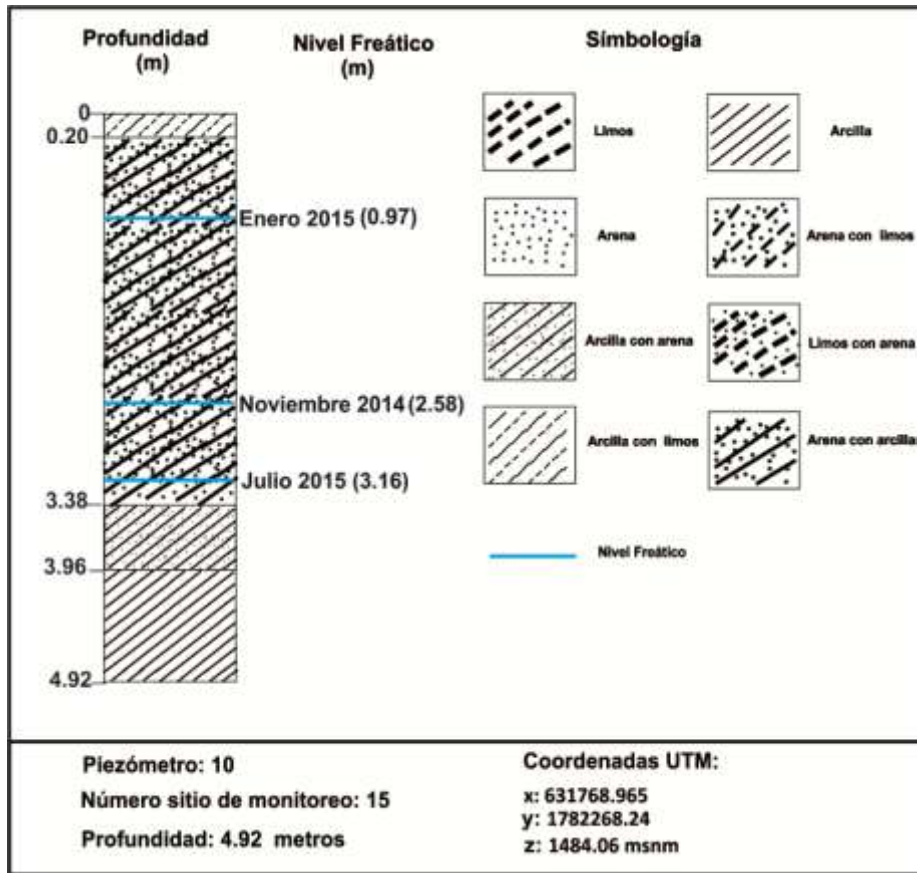


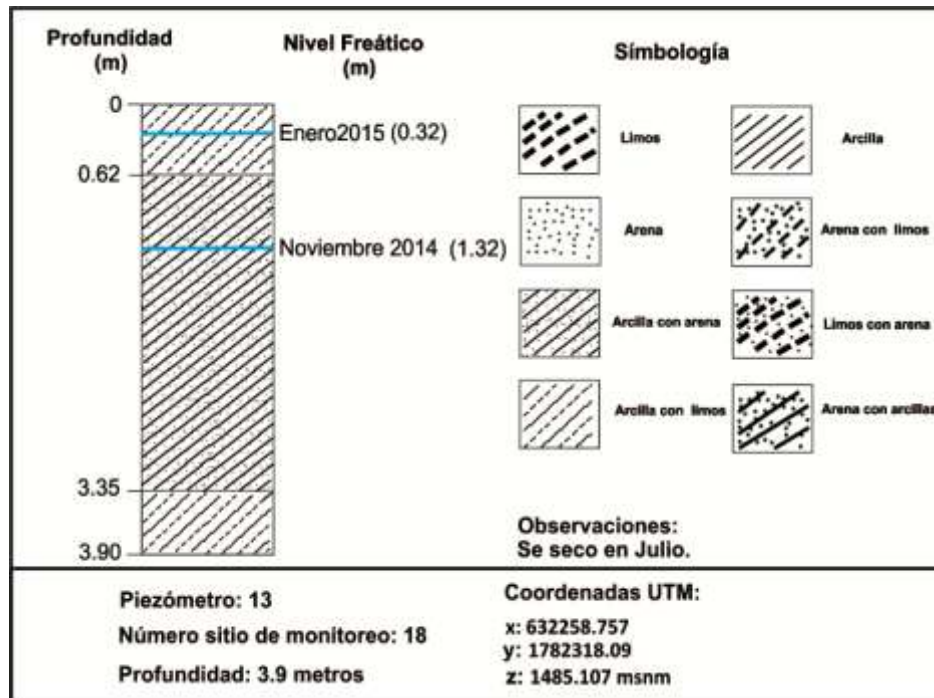
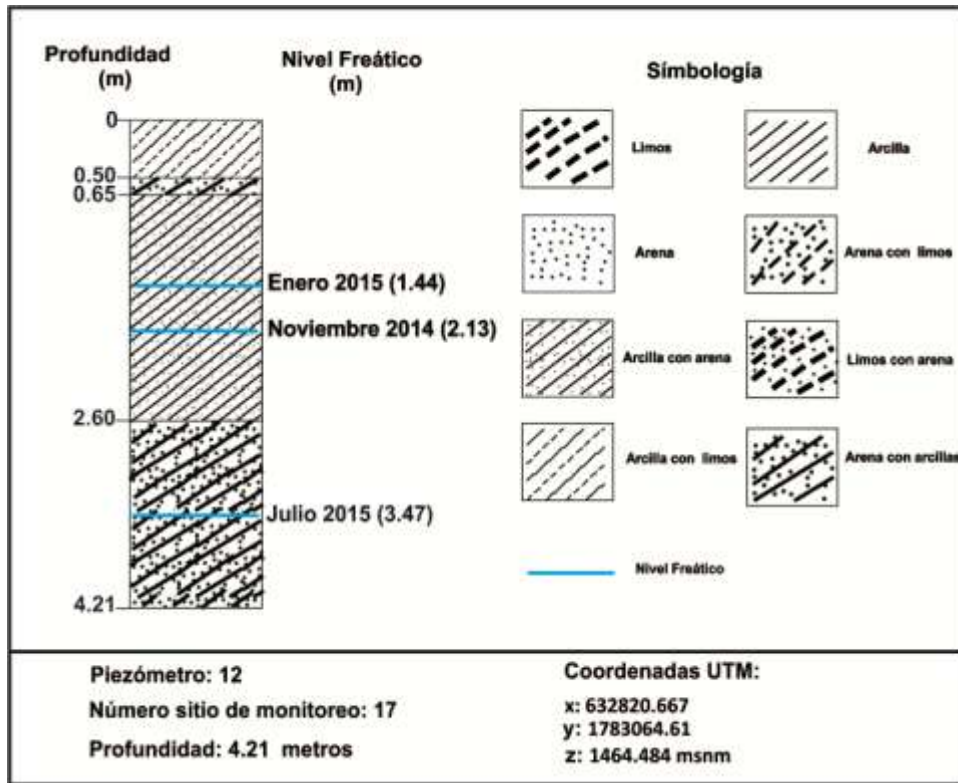
Anexo2. Columnas litológicas

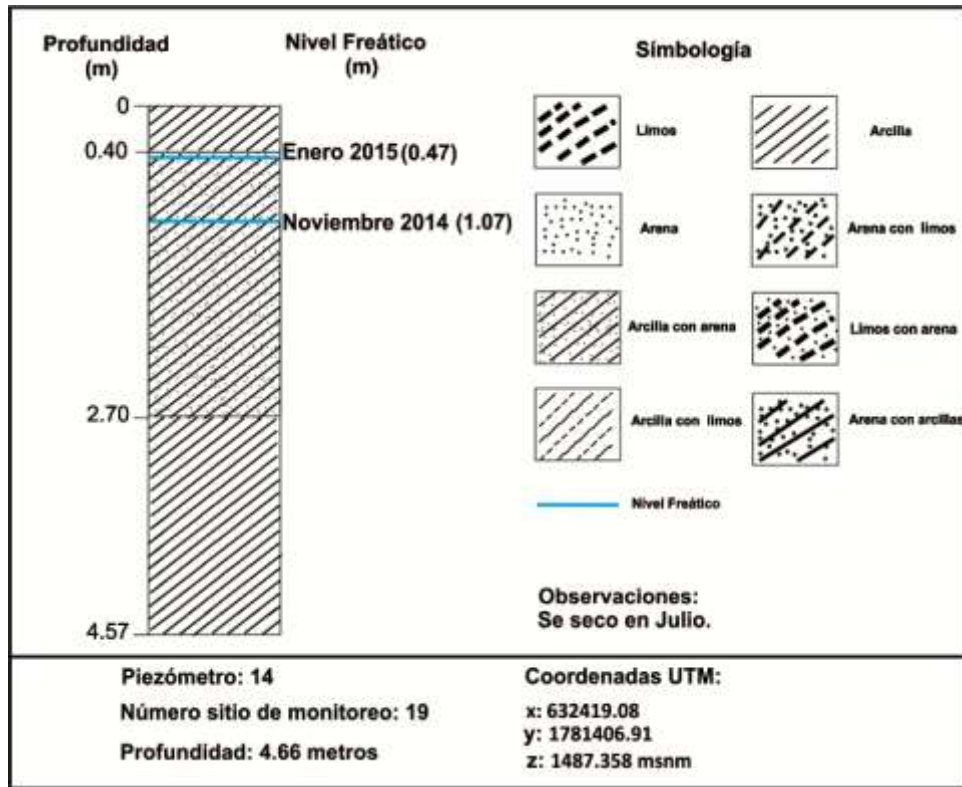












Anexo 3. Descripción litológica

Tabla 3.1a. Descripción Número de Control 1 (Piezómetro 1)

N°	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
1	1.08	10YR 2/1 Black	Arcillas con limos	Arcillo Limoso	YL	0-20	40-60	40-60
	1.31	2.5Y 8/3	Arcilla con arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	2.44	10YR 8/1 White	Arcilla con limos	Arcillo Limoso	YL	0-20	40-60	40-60
	4.25	2.5Y 8/1 White	Arcilla con arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	5.85	2.5Y 8/2 Pale Yellow	Arcillas	Arcilloso	Y	0-40	0-40	40-100

Tabla 3.1b. Descripción Número de Control 1 (Piezómetro 1)

N°	Profundidad (m)	Granos							Clasificación
		Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	
1	1.08	No							Muy bien Clasificado
	1.31	Arenas finas, medas, gruesas, muy gruesas y gravas	Equidimensional	<0.1 a 0.6	0.5	0.7	<2	Carbonatos	Moderadamente Clasificado
			Equidimensional	<0.1 a 0.2	0.5	0.7	<2	Ígneo Intermedio	
			Tabular	<0.1	0.1	0.5	<2	Ígneo Básico	
	2.44	No						Muy bien Clasificado	
	4.25	Critales de Yeso	Tabular	1 a 5	3	3	10	Yeso	Pobremente Clasificado
5.85	No							Muy bien Clasificado	

Tabla 3.2a. Descripción Número de Control 2 (Piezómetro 2)

N°	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
2	0	2.5Y 4/1 Dark Gray	Arcillas	Arcilloso	Y	0-45	0-40	40-100
	1.3	5Y 4/2	Arcillas con arenas	Franco Arcilloso	FY	20-45	15-52	27-40
	1.76	2.5Y 4/1 Pale Yellow	Arcillas con arenas	Franco Arcilloso	FY	20-45	15-52	27-40
	2.41	2.5Y 8/3 Pale Yellow	Arcillas con limos	Arcillo Limoso	YL	0-20	40-60	40-60
	3.2	2.5 Y 8/3 Pale Yellow	Arcillas con limos	Arcillo Limoso	YL	0-20	40-60	40-60
	3.6	2.5Y 7/8 Yellow	Arcillas con arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	3.76	2.5Y 8/4 Pale Yellow	Arcillas con limos	Arcillo Limoso	YL	0-20	40-60	40-60
	4.22	5Y 7/4 Pale Yellow	Arcillas con arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	4.49	5Y 8/3 Pale Yellow	Arcillas con arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55

Tabla 3.2b. Descripción Número de Control 2 (Piezómetro 2)

Granos									
N°	Profundidad (m)	Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	Clasificación
2	0	Arenas medias y finas	Esferoidal	0.2	0.7	0.9	1	Ígneo Básico	Muy bien clasificado
			Discoidal	0.1	0.5	0.3		Carbonatos	
	1.3	Arenas medias	Equidimensional	0.2	0.5	0.7	2	Carbonatos	Bien Clasificado
			Tabular	0.3	0.5	0.3		Ígneo Básico	
	1.76	Arenas finas	Esferoidal	0.1 a 0.2	0.5	0.9	10	Carbonatos	Bien Clasificado
			Equidimensional	<0.1	0.1	0.9			
	2.41	No							
	3.2	No							
	3.6	Arenas medias, gruesas, muy gruesas y gravas	Equidimensional	0.1 a 1	0.3	0.9	15	Carbonatos	Moderadamente Clasificado
			Tabular	0.2 a 1.3	0.5	0.3	5	Carbonatos	
			Esferoidal	0.05 a 0.2	0.5	0.9	30	Carbonatos	
	3.76	No							
	4.22	Arenas finas, medias, gruesas y muy gruesas, gravas	Esferoidal	<0.1 a 0.2	0.7	0.9	20	Carbonatos	Moderadamente Clasificado
			Equidimensional	0.1 a 0.3	0.5	0.7	10	Carbonatos	
			Tabular	0.3 a 0.5	0.5	0.5	5	Carbonatos	
	4.49	Arenas medias, gruesas y muy gruesas	Equidimensional	<0.1 a 0.1	0.5	0.7	30	Carbonatos	Moderadamente Clasificado
			Tabular	0.2 a 0.5	0.7	0.3	7	Carbonatos	

Tabla 3.3a. Descripción Número de Control 3 (Piezómetro 3)

N°	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
3	0.4	2.5Y 7/4 Pale Yellow	Arcilla	Arcilloso	Y	0-40	0-40	40-100
	1.95	5BG 2.5/1 Greenish Black	Arcilla	Arcilloso	Y	0-40	0-40	40-100
	4.05							
	4.2	2.5Y 4/1 Dark Reddish Gray	Arcilla con arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55

Tabla 3.3b. Descripción Número de Control 3 (Piezómetro 3)

Granos									
N°	Profundidad (m)	Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	Clasificación
3	0.4	Arena muy fina y fina					<2	Carbonatos	Muy Bien Clasificada
	1.95	Arena media, gruesa y grava	Equidimensional	0.1 a 0.3	0.3	0.7	<2	Carbonatos	Bien Clasificada
			Esferoidal	0.1 a 0.2	0.5	0.7	<2	Carbonatos	
	4.05	Cristales de Yeso							
	4.2	Arena muy fina y fina					10	Carbonatos	Bien Clasificada

Tabla 3.4a. Descripción Número de Control 5 (Piezómetro 4)

N°	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
5	0.78	5Y 6/4 Pale olive	Arcilla con arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	3.1	2.5Y 7/4 Pale Yellow	Arcilla con arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	4.11	2.5Y 8/2 Pale Yellow	Limos con arenas	Franco Limoso	FL	20-50	74-88	0-27

Tabla 3.4b. Descripción Número de Control 5 (Piezómetro 4)

N°	Profundidad (m)	Granos							Clasificación
		Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	
5	0.78	Arenas medias, gruesas y gravas	Equidimensional	<0.1 a 0.2	0.5	0.7	30	Carbonatos	Moderadamente Clasificado
			Tabular	0.3 a 1.1	0.5	0.4	7	Carbonatos	
	3.1	Arenas finas y medias	Equidimensional	<0.1	0.5	0.7	5	Carbonatos	Bien Clasificado
			Esféroidal	<0.1	0.5	0.9	5	Carbonatos	
	4.11	Arenas medias y gruesas y muy gruesas	Discoidal	0.1 a 0.2	0.5	0.5	5	Carbonatos	Bien Clasificado
			Equidimensional	<0.1 a 0.2	0.5	0.7	5	Carbonatos	
Esféroidal			<0.1 a 0.2	0.7	0.9	5	Carbonatos		

Tabla 3.5a. Descripción Número de Control 6 (Piezómetro 5)

N°	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
6	0.4	2.5Y 7/3 Pale Yellow	Arcilla con arena	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	0.68	5Y 6/2 Light Olive	Arcilla	Arcilloso	Y	0-40	0-40	40-100
	1.17	5Y 6/4 Pale Olive	Arcilla con arena	Arcilloso	Y	0-40	0-40	40-100

Tabla 3.5b. Descripción Número de Control 6 (Piezómetro 5)

N°	Profundidad (m)	Granos							Clasificación
		Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	
6	0.4	Arenas medias, gruesas y muy gruesas	Equidimensional	<0.1 a 0.2	0.5	0.7	2	Carbonatos	Bien Clasificado
			Tabular	<0.1 a 0.2	0.5	0.5	5	Carbonatos	
		Esféroidal	<0.1 a 0.1	0.5	0.9	5	Carbonatos		
	0.68	No							Muy bien clasificada
	1.17	Arenas muy finas, finas, medias y gravas	Prolada	0.2 a 0.5	0.5	0.3	2	Carbonatos	Moderadamente Clasificada
			Equidimensional	<0.1 a 0.6	0.3	0.7	2	Carbonatos	
Esféroidal			<0.1	0.9	0.7	2	Carbonatos		

Tabla 3.6a. Descripción Número de Control 8 (Piezómetro 6)

N°	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
8	0.8	2.5Y 5/1 Gray	Arcilla con arena	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	1.67	5Y 6/2 Light Olive Gray	Arena con arcilla	Franco arenoso arcilloso		45-80	0-28	20-35
	2.46	10YR 8/1 White	Arcilla con arena	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	3.2	10YR 7/1 Light Gray	Arcilla con arena	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55

Tabla 3.6b. Descripción Número de Control 8 (Piezómetro 6)

N ^o	Profundidad (m)	Granos							Clasificación
		Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	
8	0.8	Arena media, gruesa, muy gruesa y grava	Equidimensional	0.1 a 0.9	0.5	0.7	2	Carbonatos	Pobremente Clasificada
			Tabular	0.1 a 0.5	0.5	0.5	5	Carbonatos	
			Esferoidal	0.1 a 0.2	0.7	0.9	5	Carbonatos	
	1.67	Arena fina, media, gruesa, muy gruesa y grava	Prolada	0.8 a 1	0.5	0.3	5	Carbonatos	Pobremente Clasificada
			Equidimensional	<0.1 a 1	0.3	0.7	15	Carbonatos	
			Tabular	<0.1 a 0.4	0.3	0.5	15	Carbonatos	
			Esferoidal	<0.1 a 0.2	0.5	0.9	15	Carbonatos	
	2.46	Arena muy fina, fina, media, muy gruesa y grava	Tabular	<0.1 a 0.6	0.1	0.7	2	Carbonatos	Moderadamente Clasificada
			Equidimensional	<0.1 a 0.3	0.3	0.7	5	Carbonatos	
			Esferoidal	<0.1 a 0.2	0.5	0.7	5	Carbonatos	
	3.2	Arena fina, media, gruesa y grava	Equidimensional	<0.1 a 0.6	0.3	0.7	<2	Carbonatos	Bien Clasificada
			Esferoidal	<0.1 a 0.2	0.5	0.7	5	Carbonatos	
Tabular			0.1 a 0.2	0.1	0.5	5	Carbonatos		

Tabla 3.7a. Descripción Número de Control 9 (Piezómetro 7)

N ^o	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
9	0.75	2.5Y 6/2 Light Brownish Gray	Arcilla con arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	1.2	10YR 8/2 Very Pale Brown	Arcillas con limos	Arcillo Limoso	YL	0-20	40-60	40-60
	4.45	10yR 7/2 Light Gray	Arcillas	Arcilloso	Y	0-40	0-40	40-100
	5.9	2.5y 6/3 Light Yellowish Brown	Arcillas con arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55

Tabla 3.7b. Descripción Número de Control 9 (Piezómetro 7)

N ^o	Profundidad (m)	Granos							Clasificación
		Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	
9	0.75	Arenas medias, gruesas, muy gruesas y grava	Equidimensional	0.1 a 0.7	0.3	0.9	5	Carbonatos	Moderadamente Clasificado
			Tabular	0.1 a 0.5	0.5	0.5	5	Carbonatos	
			Esferoidal	0.1 a 0.3	0.7	0.9	<2	Ígnea Básica	
			Esferoidal	0.1 a 0.2	0.5	0.9	5	Carbonatos	
	1.2	No							Muy bien Clasificado
	4.45	No							Muy bien Clasificado
	5.9	Cristales de Yeso	Tabular	0.3 a 0.5	0.3	0.5	5	Yeso	Moderadamente Clasificado
			Laminar	0.3 a 0.5	0.3	0.5	5	Yeso	

Tabla 3.8a. Descripción Número de Control 10 (Piezómetro 8)

N°	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
10	0.7	2.5YR 3/1 Dark Redish Gray	Arcilla con Arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	2.7	10YR 6/2 Light Brownish Gray	Arcillas con Arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	3.17	2.5Y 7/2 Light Gray	Arcilla con Arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	4.2	10YR 7/2 Light Gray	Arcilla con Arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55

Tabla 3.8b. Descripción Número de Control 10 (Piezómetro 8)

Granos									
N°	Profundidad (m)	Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	Clasificación
10	0.7	Arenas finas y medias	Equidimensional	<0.1	0.3	0.7	5	Ígneo Básico	Moderadamente Clasificado
			Esferoidal	<0.1	0.5	0.7	5	Ígneo Básico	
	2.7	Arenas finas y medias	Equidimensional	<0.1	0.3	0.7	<2	Ígneo Básico e intermedio	Bien Clasificado
			Esferoidal	<0.1	0.5	0.7	<2	Ígneo Básico e intermedio	
	3.17	Arenas finas y medias	Equidimensional	<0.1	0.5	0.5	<2	Ígneo Básico e intermedio	Bien Clasificado
			Esferoidal	<0.1	0.7	0.7	<2	Ígneo Básico e intermedio	
4.2	Arenas finas, medias, gruesas y gravas	Equidimensional	<0.1 a 0.7	0.3	0.7	10	Carbonatos	Moderadamente Clasificado	
		Esferoidal	<0.1 a 0.2	0.7	0.9	10	Carbonatos		

Tabla 3.9a. Descripción Número de Control 11 (Piezómetro 9)

N°	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
11	0.89	2.5Y 5/2 Grayish Brown	Arcillas con arenas	Arcilloso	Y	0-45	0-40	40-100
	1.41	5Y 6/2 Light Olive Gray	Arcillas con limos	Arcilloso	Y	0-45	0-40	40-100
	1.68	10YR 5/1 Gray	Arcillas con arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	2.06	2.5Y 7/2 Light Gray	Arenas con arcillas	Franco Arenoso Arcilloso		45-80	0-28	20-35

Tabla 3.9b. Descripción Número de Control 11 (Piezómetro 9)

Granos									
N°	Profundidad (m)	Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	Clasificación
11	0.89	Arenas muy finas	Esferoidal	<0.1	0.7	0.9	5	Carbonatos	Muy bien Clasificado
	1.41	Limos y algunas arenas muy finas							Muy bien Clasificado
	1.68	Arenas medias, gruesas, muy gruesas y gravas	Equidimensional	0.1 a 0.5	0.3	0.7	5	Carbonatos	Moderadamente Clasificado
			Tabular	0.2 a 0.6	0.3	0.5	5	Carbonatos	
			Esferoidal	0.1 a 0.2	0.5	0.9	15	Carbonatos	
	2.06	Arenas medias, gruesas, muy gruesa y gravas	Equidimensional	0.1 a 1	0.5	0.7	5	Carbonatos	Moderadamente Clasificado
Tabular			0.1 a 0.4	0.1	0.5	20	Carbonatos		
Esferoidal			0.1 a 0.2	0.5	0.7	20	Carbonatos		

Tabla 3.10a. Descripción Número de Control 15 (Piezómetro 10)

N°	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
15	0.2	7.5YR 5/6 Strong Brown	Arena con arcilla	Franco Arenoso Arcilloso		45-80	0-28	20-35
	3.38	7.5YR 5/8 Strong Brown	Arcilla con arena	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	3.96	2.5Y 7/4	Arcilla	Arcilloso	Y	0-40	0-40	40-100

Tabla 3.10b. Descripción Número de Control 15 (Piezómetro 10)

Granos									
N°	Profundidad (m)	Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	Clasificación
15	0.2	Arenas medias, gruesas, muy gruesas y gravas	Tabular	0.1 a 0.6	0.7	0.7	0.2	Ígneo Básico	Pobremente Clasificada
			Equidimensional	<0.1 a 0.4	0.5	0.9	5	Ígneo Intermedio	
			Esferoidal	<0.1 a 0.2	0.9	0.9	10	Ígneo Básico	
	3.38	Arenas medias, gruesas, muy gruesas y gravas	Equidimensional	<0.1 a 0.4	0.5	0.9	2	Ígneo Básico	Moderadamente clasificada
			Esferoidal	<0.1 a 0.2	0.7	0.9	5	Ígneo Básico	
			Tabular	0.1 a 0.4	0.3	0.5	5	Ígneo Básico	
3.96	No							Muy bien Clasificado	

Tabla 3.11a. Descripción Número de Control 16 (Piezómetro 11)

N°	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
16	0.2	2.5Y 7/4 Pale Yellow	Arcilla con arena	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	0.9	2.5Y 7/2 Light Gray	Arcilla	Arcilloso	Y	0-40	0-40	40-100
	1.03	5Y 6/2 Light Olive Gray	Arena con arcilla	Franco Arenoso Arcilloso		45-80	0-28	20-35

Tabla 3.11b. Descripción Número de Control 16 (Piezómetro 11)

Granos									
N°	Profundidad (m)	Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	Clasificación
16	0.2	Arena fina, media, gruesa y muy gruesa	Esferoidal	<0.1 a 0.2	0.7	0.7	2	Ígneo Básico	Bien Clasificada
			Equidimensional	<0.1 a 0.2	0.5	0.7	2	Ígneo Básico	
	0.9	Arena muy fina					<2	Ígneo Intermedio	Muy Bien clasificado
	1.03	Arena media, gruesa, muy gruesa y grava	Esferoidal	0.1 a 0.8	0.3	0.9	5	Carbonatos	Pobremente Clasificada
			Discoidal	0.1 a 0.3	0.7	0.5	15	Carbonatos	
Equidimensional			0.1 a 0.5	0.5	0.7	15	Carbonatos		

Tabla 3.12a. Descripción Número de Control 17 (Piezómetro 12)

N°	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
17	0.5	10YR 7/2 Light Gray	Arena Arcillosa	Franco Arenoso Arcilloso		45-80	0-28	20-35
	0.65	10YR 7/3 Very Pale Brown	Arcilla con arena	Arcilloso	Y	0-40	0-40	40-100
	2.19	10YR 5/1 Gray	Arcilla con arena	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	2.6	5Y 8/3 Pale Yellow	Arena con arcilla	Franco Arenoso Arcilloso		45-80	0-28	20-35

Tabla 3.12b. Descripción Número de Control 17 (Piezómetro 12)

N°	Profundidad (m)	Granos							Clasificación
		Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	
17	0.5	Arenas medias, gruesas, muy gruesas y gravas	Tabular	0.2 a 0.9	0.5	0.5	2	Ígneo Básico	Pobrementemente clasificada
			Equidimensional	<0.1 a 0.2	0.5	0.7	10	Ígneo Básico	
		Esferoidal	<0.1 a 0.2	0.7	0.7	20	Ígneo Básico		
	0.65	Arenas gruesas y muy gruesas	Tabular	0.1 a 0.2	0.3	0.5	2	Ígneo Básico	Bien Clasificado
			Equidimensional	0.1 a 0.2	0.5	0.7	2	Ígneo Básico	
	2.19	Arenas muy finas y finas	Esferoidal	<0.1	0.7	0.7	5	Ígneo Básico	Bien Clasificado
Equidimensional			<0.1	0.5	0.7	5	Ígneo Básico		
2.6	Arenas medias, gruesas, muy gruesas y gravas	Equidimensional	0.1 a 0.5	0.5	0.7	5	Carbonatos	Pobrementemente clasificada	
		Tabular	0.3 a 0.8	0.5	0.5	15	Carbonatos		
		Esferoidal	0.1 a 0.2	0.9	0.7	15	Carbonatos		

Tabla 3.13a. Descripción Número de Control 18 (Piezómetro 13)

N°	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
18	0.62	10YR 6/3 Pale Brown	Arcillas con Arenas	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	3.35	No hay muestra	Arcilla con limos					

Tabla 3.13b. Descripción Número de Control 18 (Piezómetro 13)

N°	Profundidad (m)	Granos							Clasificación
		Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	
18	0.62	Arcillas finas, medias, gruesas, muy gruesas y gravas	Equidimensional	<0.1 a 0.4	0.5	0.7	5	Ígneo Intermedio	Moderadamente Clasificado
			Tabular	<0.1 a 0.3	0.5	0.3	5	Ígneo Básico	

Tabla 3.14a. Descripción Número de Control 19 (Piezómetro 14)

N°	Profundidad (m)	Color	Granulometría	Clase textural	Clasificación textural	% Arenas	% Limos	% Arcillas
19	0.4	5Y 3/2 Dark Olive Gray	Arcilla con arena	Arcilloso	Y	0-40	0-40	40-100
	0.7	2.5Y 7/4 Pale Yellow	Arcilla Arenosa	Arcillo Arenoso	YA	45-65	0-20	35-55
	2.7	2.5Y 8/2 Pale Yellow	Arcilla	Arcilloso	Y	0-40	0-40	40-100

Tabla 3.14b. Descripción Número de Control 19 (Piezómetro 14)

N°	Profundidad (m)	Granos							Clasificación
		Contiene granos	Forma	Tamaño (cm)	Redondez	Esfericidad	% Porcentaje	Origen	
19	0.4	Arena media y gruesa	Equidimensional	<0.1 a 0.2			<2	Ígneo Intermedio	Bien Clasificado
			Esferoidal	<0.1 a 0.2			<2	Ígneo Intermedio	
	0.7	Arena media, gruesa, muy gruesa y grava	Equidimensional	<0.1 a 0.5	0.3	0.7	2	Ígneo Intermedio	Moderadamente Clasificada
			Esferoidal	<0.1 a 0.2	0.5	0.7	10	Ígneo Intermedio	
		Tabular	0.2 a 0.8	0.7	0.5	2	Ígneo Intermedio		
	2.7	No							Muy Bien Clasificado

Anexo 4. Modelación Hidrogeoquímica

Anexo 4.1 Modelación directa proceso redox.

SOLUTION 10
 units mg/l
 pH 6.78
 Na 8.72
 Cl 3.58
 O(0) 9.0
 K 1.47
 N(5) 111.25 as NO3
 Mg 2.95
 S(6) 19.43 as SO4
 Ca 58.69
 Alkalinity 95.22 as HCO3

EQUILIBRIUM_PHASES 1
 Goethite 0 2.5e-3
 #FeS(ppt) 0 0
 Pyrolusite 0 4e-5

REACTION 1
 C; 0.57E-3 in 10 steps
 INCREMENTAL_REACTIONS true

USER_GRAPH
 headings C O2 NO3 Mn Fe SO4 S(-2) C(-4)
 axis_titles "Carbon added, mmol/l" "Concentration, mg/l"
 -start
 10 graph_x step_no * 0.57/10
 20 graph_y tot("O(0)")*16000, tot("N(5)")*62000, tot("Mn(2)")*54900,
 tot("Fe(2)")*55840, \
 tot("S(6)")*32064, tot("S(-2)")*32064, tot("C(-4)")*12000
 -end
 END

Anexo 4.2 Modelación Inversa para observar los procesos que se dan en la desnitrificación.

SOLUTION 1 #5
 units mg/l
 pH 7.26
 Ca 54.48
 Mg 1.68

N(5) 6.5389 as N
S(6) 19.42 as SO4
Alkalinity 138.20 as HCO3
Na 7.22
Cl 0.19
K 1.49
SOLUTION 2 #12
units mg/l
pH 7.87
Ca 120.11
Mg 2.94
N(5) 0.0011 as N
S(6) 198.20 as SO4
Alkalinity 160.70 as HCO3
Na 6.34
Cl 4.2
K 3.71
INVERSE_MODELING
-solutions 1 2
-phases
Calcite precip
Sylvite dissolv
Dolomite dissolv
Gypsum dissolv
N2(g) precip
CH2O dissolv
CO2(g)
-uncertainty 0.22
-range
-balances
pH 0.1
Na
Cl
K
S(6)
PHASES
CH2O
CH2O = 0.5CO2 + 0.5CH4
log_k 0
END

Anexo 4.3 Código del modelo hacia adelante relación entre Ca y SO4, forman yeso.

SOLUTION 10
units mg/l
pH 6.78

Na 8.72
Cl 3.58
O(0) 9.0
K 1.47
N(5) 111.25 as NO3
Mg 2.95
S(6) 19.43 as SO4
Ca 58.69
Alkalinity 95.22 as HCO3

EQUILIBRIUM_PHASES 1
Gypsum 0 0
Calcite
REACTION 1
Gypsum; 0.02 in 10 steps
INCREMENTAL_REACTIONS true

USER_GRAPH
headings Gypsum CaSO4
axis_titles "Calcium mg/l" "Sulphate mg/l"
-start
10 graph_x tot("Ca")*40008
20 graph_y tot("S(6)")*96006
-end
END

Anexo 4.4 Código para el modelado hacia adelante de la reacción del yeso a la saturación en la muestra 10.

SOLUTION 10
units mg/l
pH 6.78
Na 8.72
Cl 3.58
O(0) 9.0
K 1.47
N(5) 111.25 as NO3
Mg 2.95
S(6) 19.43 as SO4
Ca 58.69
Alkalinity 95.22 as HCO3

EQUILIBRIUM_PHASES 1
Gypsum 0 0
Calcite
REACTION 1

Gypsum; 0.02 in 10 steps
INCREMENTAL_REACTIONS true

USER_GRAPH
headings Gypsum Ca SO4
axis_titles "Gypsum mol/l" "Concentration mg/l"
-start
10 graph_x step_no * 0.02/10
20 graph_y tot("S(6)")*96006, tot("Ca")*40008
-end
END