



01177
1
2e

DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO
Facultad de Ingeniería

**ESTUDIO DE LA CALIDAD DEL AGUA EN POZOS
CERCANOS AL TIRADERO DE BASURA DE
SANTA CATARINA.**

BECERRIL ALBARRAN JOSEFINA PAZ

T E S I S

**PRESENTADA A LA DIVISION DE ESTUDIOS DE
POSGRADO DE LA**

FACULTAD DE INGENIERIA

DE LA

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

COMO REQUISITO PARA OBTENER

EL GRADO DE

MAESTRO EN INGENIERIA

(AMBIENTAL)

TESIS CON

FALLA DE ORIGEN

CIUDAD UNIVERSITARIA

ENERO 1991



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 está 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.

INDICE

	Página
Resumen	iii
Reconocimientos	iv
Indice	v
Lista de figuras	ix
Lista de tablas	xii
CAPITULO 1	
1.1 Antecedentes	1
1.2 Situación actual	2
1.3 Objetivos	3
1.4 Alcances y limitaciones	4
CAPITULO 2	
AGUA SUBTERRANEA	6
2.1 Propiedades del agua	7
2.2 Ciclo hidrológico	9
2.2.1 Precipitación	12
2.2.2 Evapotranspiración	12
2.2.3 Escurrimiento	13
2.2.4 Infiltración	15
2.3 Acuíferos	15
CAPITULO 3	
CALIDAD DEL AGUA SUBTERRANEA	13
3.1 Sistemas para medir la calidad del agua	19
3.2 Causas de contaminación del agua subterránea	23
3.2.1 Contaminación natural	24

3.2.2 Contaminación antropogénica	26
3.2.2.1 Actividades de agricultura y ganadería	26
3.2.2.2 Disposición de aguas residuales	28
3.2.2.3 Contaminación microbiológica	29
3.2.2.4 Desechos domésticos	30
3.2.2.4.1 Desechos domésticos líquidos	30
3.2.2.4.2 Desechos domésticos sólidos	31

CAPITULO 4

COMPORTAMIENTO HIDROGEOQUIMICO DE CONTAMINANTES	33
4.1 Nitrógeno	33
4.2 Metales	38
4.3 Sistema carbonato	40
4.4 Sulfuros y sulfatos	42
4.5 Fósforo y fosfatos	44

CAPITULO 5

DESCRIPCION DE SITIOS DE DISPOSICION DE RESIDUOS SOLIDOS	46
5.1 Factores que intervienen en la formación de lixiviados	46
5.2 Estimación de la generación de lixiviados	48
5.3 Condiciones hidrogeológicas de un sitio de disposición de residuos sólidos	50
5.3.1 Ecurrimiento de los lixiviados en la zona no saturada	50
5.3.2 Ecurrimiento de los lixiviados en la zona saturada	54
5.4 Etapas bioquímicas de la descomposición de los residuos sólidos	55

5.4.1 Fermentación aerobia	55
5.4.2 Fermentación anaerobia	56
5.5 Características de los lixiviados	59
5.6 Daños causados por lixiviados	62

CAPITULO 6

DESCRIPCION DE LA ZONA DE ESTUDIO	64
6.1 Marco geológico	64
6.2 Situación hidrogeológica	67

CAPITULO 7

METODOLOGIA DE TRABAJO	73
7.1 Planteamiento del problema	73
7.2 Selección de variables	74
7.2.1 Selección de parámetros físicoquímicos	74
7.2.1.1 pH	74
7.2.1.2 Color	75
7.2.1.3 Olor	75
7.2.1.4 Turbiedad	75
7.2.1.5 Conductividad	76
7.2.1.6 Temperatura	76
7.2.1.7 Oxígeno disuelto	76
7.2.1.8 Demanda química de oxígeno	77
7.2.1.9 Demanda bioquímica de oxígeno	77
7.2.1.10 Dureza	78
7.2.1.11 Alcalinidad	79
7.2.1.12 Acidez	79
7.2.1.13 Cloruros	79
7.2.1.14 Sulfatos	79
7.2.1.15 Fosfatos	80
7.2.1.16 Nitrógeno en forma de nitratos y nitrógeno amoniacal	80

7.2.1.17 Metales pesados	81
7.2.2 Selección de técnicas de muestreo	82
7.2.2.1 Preservación de las muestras	82
7.2.3 Actividades de campo y de laboratorio	85

CAPITULO 8

RESULTADOS OBTENIDOS	87
8.1 Parámetros fisicoquímicos	87
8.2 Resultados por pozo	106

CAPITULO 9

DISCUSION DE RESULTADOS	129
9.1 pH, dureza total y alcalinidad	129
9.2 Nitrógeno de nitratos, nitrógeno amoniacal e hierro total	131
9.3 Acido sulfhídrico y sulfatos	136
9.4 Sodio y Potasio	136

CAPITULO 10

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	137
BIBLIOGRAFIA	140

LISTA DE FIGURAS.

	PAGINA
Figura No. 2.2.1. Sistema de flujo del ciclo hidrológico. Tomada de Freeze y Cherry, 1979.	10
Figura No. 2.2.2. Ciclo hidrológico. Tomada de Custodio, 1976.	11
Figura No. 2.2.3. Ciclo de escurrimiento. Tomada de Davis y De Weist, 1966.	14
Figura No. 3.2.1. Ciclo geoquímico. Tomada de Davis, G.H., 1959.	25
Figura No. 4.1.1. Fuentes y transformaciones del nitrógeno en la superficie del suelo y en el subsuelo. Tomada de Freeze y Cherry, 1979.	36
Figura No. 4.1.2. Entrada y transformaciones del nitrógeno en el sistema de agua subterránea. Tomada de Freeze y Cherry, 1979.	37
Figura No. 4.3.1. Distribución de las principales especies disueltas de carbono inorgánico en agua a 25 C. Tomada de Freeze y Cherry, 1979.	41
Figura No. 4.4.1. Ciclo del azufre. Tomada de Fernández, 1986.	43
Figura No. 4.5.1. Distribución de las principales especies disueltas de fósforo inorgánico en agua a 25 C. Tomada de Freeze y Cherry, 1979.	45
Figura No. 5.2.1. Componentes del agua en un relleno sanitario. Tomada de Rovers y Farquhar, 1973.	48
Figura No. 5.3.1. Mecanismos de atenuación en las zonas saturada y no saturada de agua. Tomada de Rovers y Farquhar, 1973.	51
Figura No. 5.4.1. Etapas bioquímicas de la degradación anaerobia de la materia orgánica. Tomada de Boyle y Ham, 1974.	59
Figura No. 6.1.1. Mapa de localización del área de estudio. Tomada de Rodríguez y González, 1989.	66

Figura No. 6.2.1. Esquema de la dirección del flujo subterráneo en la zona de estudio. Tomada de Lesser et.al., 1990	69
Figura No. 8.1. Valores de pH determinados para el agua de los pozos 1,2,3,6,7 y 9.	89
Figura No. 8.2. Valores de pH determinados para el agua de los pozos 11 y 12 de la batería de Santa Catarina y 324 (18) de CEAS.	90
Figura No. 8.3. Concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal determinadas para el agua de los pozos 1 y 2.	91
Figura No. 8.4. Concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal determinadas para el agua de los pozos 3 y 6.	92
Figura No. 8.5. Concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal determinadas para el agua de los pozos 7 y 9.	93
Figura No. 8.6. Concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal determinadas para el agua de los pozos 11 y 12.	94
Figura No. 8.7. Concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal determinadas para el agua del pozo 324 (18).	95
Figura No. 8.8. Concentraciones de carbonatos y bicarbonatos determinadas para el agua de los pozos 1 y 2.	96
Figura No. 8.9. Concentraciones de carbonatos y bicarbonatos determinadas para el agua de los pozos 3 y 6	97
Figura No. 8.10. Concentraciones de carbonatos y bicarbonatos determinadas para el agua de los pozos 7 y 9.	98
Figura No. 8.11. Concentraciones de carbonatos y bicarbonatos determinadas para el agua de los pozos 11 y 12.	99
Figura No. 8.12. Concentraciones de carbonatos y bicarbonatos determinadas para el agua del pozo 324 (18).	100
Figura No. 8.13. Valores de conductividad y turbiedad determinados para el agua de los pozos 1 y 2.	101
Figura No. 8.14. Valores de conductividad y turbiedad determinados para el agua de los pozos 3 y 6.	102

Figura No. 8.15.Valores de conductividad y turbiedad determinados para el agua de los pozos 7 y 9.	103
Figura No. 8.16.Valores de conductividad y turbiedad determinados para el agua de los pozos 11 y 12.	104
Figura No. 8.17.Valores de conductividad y turbiedad determinados para el agua del pozo 324 (18).	105
Figura No. 8.18.Diagrama de potabilidad química para el agua del pozo 1.	119
Figura No. 8.19.Diagrama de potabilidad química para el agua del pozo 2.	120
Figura No. 8.20.Diagrama de potabilidad química para el agua del pozo 3.	121
Figura No. 8.21.Diagrama de potabilidad química para el agua del pozo 6.	122
Figura No. 8.22.Diagrama de potabilidad química para el agua del pozo 7.	123
Figura No. 8.23.Diagrama de potabilidad química para el agua del pozo 9.	124
Figura No. 8.24.Diagrama de potabilidad química para el agua del pozo 11.	125
Figura No. 8.25.Diagrama de potabilidad química para el agua del pozo 12.	126
Figura No. 8.26.Diagrama de potabilidad química para el agua del pozo 324 (18).	127
Figura No. 8.27.Diagrama de potabilidad química para el agua del pozo de la Hacienda La Asunción.	128
Figura No. 9.2.1.Valores medios de la concentración de nitratos en el agua de los pozos.	134
Figura No. 9.2.2.Valores medios de la concentración de nitrógeno amoniacal en el agua de los pozos.	135

LISTA DE TABLAS

PAGINA

Tabla No. 5.5.1. Intervalos representativos para varios constituyentes inorgánicos en un lixiviado de un relleno sanitario. Tomada de Griffin et al, Leckie, et al, 1975.	61
Tabla No. 7.2.2.1. Condiciones y requerimientos de muestreo. Tomada del Manual de Técnicas de muestreo de aguas y determinaciones en el campo, 1982.	83
Tabla No. 8.1. Valores máximos, mínimos y promedios de los parámetros determinados para el agua de los pozos 1 y 2.	114
Tabla No. 8.2. Valores máximos, mínimos y promedios de los parámetros determinados para el agua de los pozos 3 y 6.	115
Tabla No. 8.3. Valores máximos, mínimos y promedios de los parámetros determinados para el agua de los pozos 7 y 9.	116
Tabla No. 8.4. Valores máximos, mínimos y promedios de los parámetros determinados para el agua de los pozos 11 y 12.	117
Tabla No. 8.5. Valores máximos, mínimos y promedios de los parámetros determinados para el agua de los pozos 324 (18) y de la Hacienda La Asunción.	118

CAPITULO 1

INTRODUCCION

1.1 ANTECEDENTES

El abastecimiento del agua potable es indispensable para la vida diaria del ser humano, así como para el desarrollo de comunidades, centros industriales y de recreación; por esta razón, la importancia de su conservación en cantidad y calidad.

El suministro aproximado de agua potable en la Ciudad de México es de $60 \text{ m}^3/\text{s}$; el cual se abastece, mediante diferentes fuentes: 70 % se extrae de pozos ubicados en la cuenca del Valle de México, 25 % proviene de cuencas externas, 1.66 % de captaciones superficiales y 3.33 % por reuso de aguas residuales (De la Vega, 1987). La principal aportación viene de fuentes subterráneas, por tal motivo es importante estudiar su calidad y disponibilidad para uso potable.

En este caso, se estudiará el acuífero que se encuentra en la Subcuenca de Chalco, que está constituido por formaciones arcillosas de baja permeabilidad (acuitardo) que actúa como un acuífero semiconfinado (Rodríguez, 1987), el cual sobreyace a un acuífero confinado en la parte central y libre hacia las márgenes. El acuitardo contiene agua con mineralización mayor o igual a 1100 mg/l, en tanto que en el acuífero confinado, la mineralización es del orden de 200-300 mg/l. Este acuífero actualmente en explotación presenta entre 300 y 400 metros de espesor en sus partes más profundas (Rodríguez, C. y González, M., 1989).

En 1981, se construyó en esta zona una batería de pozos profundos que operan las 24 horas con gastos del orden de 90 l/s por pozo (Rodríguez, 1987).

Estos pozos se localizan en las vecindades de uno de los depósitos de residuos sólidos más grandes de la zona metropolitana de la Ciudad de México, el de Santa Catarina, que se encuentra sobre la falda del Volcán La Caldera. Su ubicación representa una fuente potencial de contaminación, ya que los lixiviados de los desechos depositados en el tiradero pueden llegar al acuífero a través del material volcánico de la Sierra de Santa Catarina, en donde existen intercalaciones de colados "sanos" y fracturados que facilitan su circulación (Rodríguez, C. y González, M., 1989).

Es importante señalar que la constitución de los residuos sólidos es uno de los factores que más influye en la composición del lixiviado. Generalmente están constituidos por desechos orgánicos, materiales ferrosos y sustancias tóxicas como metales pesados.

Además, también se han identificado en esta zona otras fuentes potenciales de contaminación, como lo son un canal de aguas negras y un número considerable de fosas sépticas, pertenecientes a uno de los asentamientos irregulares suburbanos más grandes, que no cuenta con los servicios sanitarios adecuados.

1.2 SITUACION ACTUAL

En el área de Santa Catarina Yecahuizotl, se encuentra una batería de catorce pozos, que son manejados por la Comisión de Aguas del Valle de México; además se encuentran también varios pozos que pertenecen a la Comisión Estatal de Aguas y Saneamiento del Estado de México, estos pozos están ubicados en los alrededores del tiradero de Santa Catarina. Este tiradero, se encuentra ubicado en las faldas del Volcán la Caldera, es a cielo abierto y no presenta drenaje de lixiviados. Su ubicación se muestra en la figura No. 5.3.1.

En enero de 1986, la Comisión de Aguas del Valle de México (CAVM, 1986) inició estudios, sobre las características físicas,

químicas y microbiológicas del agua de estos pozos, detectandose que la concentración de nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), nitrógeno amoniacal (NH_4^+), bicarbonatos (HCO_3^-) y manganeso (Mn) eran superiores a las normas de calidad de agua potable. Con respecto a los análisis microbiológicos se detectaron cantidades importantes de coliformes fecales.

Estos estudios fueron realizados en forma esporádica, sin alguna periodicidad planeada; sin embargo, sirvieron para determinar que se presentaban indicios de contaminación en el acuífero.

En función de lo anterior, fué necesario realizar en forma sistemática la determinación de los parámetros que indicaran la calidad del agua de los pozos cercanos al tiradero de Santa Catarina, para evaluar su posible contaminación.

La importancia de esta evaluación estriba en que estos pozos son una fuente abastecedora importante de agua potable, para las zonas de Tláhuac, Chalco, Santa Catarina, Los Reyes la Paz, San Miguel Teotongo y parte de ciudad Netzahualcoyotl.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la calidad del agua de los pozos localizados en el área de Santa Catarina Yecahuitzotl, mediante la determinación de análisis fisicoquímicos en el transcurso de un año.

1.3.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS

Determinar si el tiradero de basura, es un factor determinante en la contaminación del agua de los pozos del área de

Santa Catarina, mediante la interpretación de los resultados analíticos obtenidos.

Relacionar los resultados analíticos obtenidos con las características hidrogeológicas del área de estudio, utilizando la información geológica y geofísica existente.

1.4 ALCANCES Y LIMITACIONES

Tomando en cuenta los antecedentes de una posible contaminación en el agua de los pozos del área de Santa Catarina, fue necesario realizar un estudio mediante el cual se determinara, en el transcurso de un año, la información analítica de parámetros fisicoquímicos que pudieran ser relacionados con los procesos de contaminación asociados al tiradero de basura.

Considerando los recursos existentes para realizar esta investigación, se seleccionaron los parámetros fisicoquímicos que se contemplan en las disposiciones del "Reglamento de la ley general de salud en materia de control sanitario de actividades, establecimientos, productos y servicios", en lo referente al agua que se destine al uso y consumo humano. Dichas disposiciones aparecieron publicadas en el Diario Oficial de la Federación el 18 de enero de 1988. Además se determinaron otros parámetros que, aunque no se incluyen en estas disposiciones, sí se toman en cuenta en las normas oficiales de la Organización Mundial de la Salud. Estos parámetros son: conductividad, fósforo de fosfatos, sodio, potasio, nitrógeno amoniacal, demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO); sus determinaciones, se utilizaron como variables explicativas para relacionar las características del agua con la geología del terreno y la presencia de sustancias contaminantes.

Para delimitar si el tiradero de basura es el factor principal en la contaminación del agua de los pozos, se seleccionaron 10 pozos que estuvieran funcionando y que se

encontraran a diferentes distancias del tiradero. En estos pozos se realizaron muestreos instantáneos cada 15 o 20 días dependiendo de la disponibilidad del transporte, durante los 14 meses que abarcó el estudio.

CAPITULO 2

AGUA SUBTERRANEA

El término agua subterránea, se utiliza para el agua que se encuentra bajo la superficie de la tierra. La mayoría de las rocas contienen numerosos espacios abiertos, denominados intersticios, en los cuales el agua puede ser almacenada, y cuando se encuentran conectados, puede moverse a través de ellos.

En la antigüedad, aunque se tenía conocimiento de la existencia del agua subterránea era poco utilizada por las dificultades que implicaba su extracción. Sin embargo, a fines del siglo XIX, cuando las poblaciones se hicieron numerosas, y se llegó al punto en que las aguas superficiales de una región se agotaron o contaminaron por los desperdicios humanos, animales e industriales, entonces se empezó a utilizar el agua del subsuelo.

Indudablemente la necesidad de disponer de agua libre de organismos patógenos y de sustancias tóxicas, fue el motivo para perforar pozos y para el desarrollo de los abastecimientos de agua del subsuelo (Fair, et. al., 1984).

En la época actual, los depósitos de agua subterránea han adquirido importancia relevante debido a la necesidad de proveer de agua a los núcleos urbanos para diversos usos, por lo que es indispensable realizar estudios sobre su composición, extracción, mecanismos de contaminación, establecimiento de normas de calidad y tratamientos que permitan su utilización sin causar daños a la salud.

En este capítulo se describen algunas propiedades del agua necesarias para entender el comportamiento de sus componentes, así como el ciclo hidrológico y algunos aspectos básicos de la hidráulica subterránea.

2.1 PROPIEDADES DEL AGUA

El agua pura es un líquido incoloro, inodoro e insípido, esencial para la vida animal y vegetal. Su punto de fusión es de 0°C y el de ebullición es de 100°C , a condiciones estándar. Es el único líquido inorgánico que se encuentra en la naturaleza y es de los compuestos que presenta un intervalo de estado líquido bastante amplio (Snoeyink y Jenins, 1987).

La molécula de agua, constituida por un átomo de oxígeno y dos de hidrógeno, unidos mediante enlaces covalentes, presenta un arreglo espacial tetraédrico distorsionado, debido a la hibridación sp^3 del átomo de oxígeno. En dos de los vértices del tetraedro existen dos pares de electrones libres y en los otros dos se encuentran los átomos de hidrógeno formando un ángulo de 104.45° . Debido a los dos pares de electrones libres y a la diferencia de electronegatividad entre el oxígeno (3.5) y el hidrógeno (2.1), es una molécula dipolar, con un momento eléctrico de 1.845 Debyes (Sienko y Plane, 1987). Como consecuencia de esto, en el estado líquido y sólido, se forman conglomerados de moléculas unidas por atracciones electrostáticas intermoleculares, dando origen a lo que se llama enlace por puentes de hidrógeno.

Este tipo de enlace de hidrógeno entre las moléculas de agua, así como su alta polaridad, son la base para las propiedades físicas que presenta el agua, así como para explicar su habilidad para actuar como un excelente disolvente.

El enlace por puentes de hidrógeno es la causa de que el agua presente punto de ebullición y punto de congelación fuera de lo normal con respecto a compuestos de hidrógeno similares con elementos del grupo del oxígeno, como son: H_2S , H_2Se y H_2Te . También, debido a este enlace, el agua líquida a 0°C es más densa que el hielo y alcanza su máxima densidad de 1 g/cm^3 a 3.98°C (Fair, et.al, 1983).

La viscosidad del agua es de 1 centipoise a 20.2°C ; su tensión superficial es apreciable cuando está en contacto con el aire (Fair, et.al., 1984).

El agua químicamente pura no es conductora de la electricidad. Su constante dieléctrica es elevada (80.01 a 18°C).

La difusión molecular de las sustancias en el agua depende de la concentración de la sustancia, de su peso molecular y de la temperatura.

La alta polaridad de la molécula del agua, le da la capacidad para disolver sustancias iónicas e inclusive covalentes polares como: HCl , HBr , NH_3 Y $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$ (Snoeyink y Jenkins, 1987).

Para los solutos iónicos, la solubilidad en agua depende de la relación entre la energía reticular cristalina, la energía de hidratación y la entropía de los iones. El proceso de disolución se lleva a cabo mediante la ruptura de la red cristalina y la estabilización de los iones al rodearse de una esfera de moléculas de agua que dirigen sus extremos positivos hacia los aniones y los negativos hacia los cationes (hidratación). La energía requerida para la ruptura de la red cristalina aumenta con la carga de los iones y disminuye con el aumento de su tamaño (Snoeyink y Jenkins, 1987).

Si una sal resulta ser apreciablemente soluble en agua, la energía que se requiere para la ruptura de la red cristalina ha sido compensada por la energía de hidratación.

Una regla general es que cuanto mayor sea la diferencia de tamaño entre el anión y el catión, mayor será la solubilidad de la sal.

Para solutos no iónicos o covalentes no polares, el agua es un disolvente pobre. En estos casos, el agua interacciona tan débilmente con el soluto molecular que no se libera suficiente energía para romper la estructura de las moléculas del soluto.

2.2 CICLO HIDROLOGICO

Los océanos son los inmensos depósitos de donde procede toda el agua del ciclo hidrológico y a los cuales retorna; es decir, el agua se evapora desde el océano, forma las nubes, que son transportadas hacia los continentes, donde se condensan y caen en forma de precipitación. Así mismo, el agua es conducida de regreso por medio de ríos, arroyos y del flujo subterráneo hasta el océano.

Existe una pequeña aportación de agua al ciclo hidrológico proveniente de los procesos magmáticos y metamórficos, y en contraposición hay una sustracción constante al ciclo hidrológico que se incorpora a la estructura de los minerales y de los depósitos sedimentarios. Desde el punto de vista geológico es evidente que el volumen de agua de los océanos ha permanecido aproximadamente constante durante los últimos quinientos millones de años (Davis y Weist, 1966).

La figura 2.2.1 presenta el concepto de sistema de flujo del ciclo hidrológico. En él, se representan tanto los términos que involucran movimiento como los de almacenaje (Freeze y Cherry, 1979).

Las principales etapas del ciclo hidrológico son: la precipitación, la evapotranspiración, el escurrimiento y la infiltración. Esto se ilustra en la figura 2.2.2.

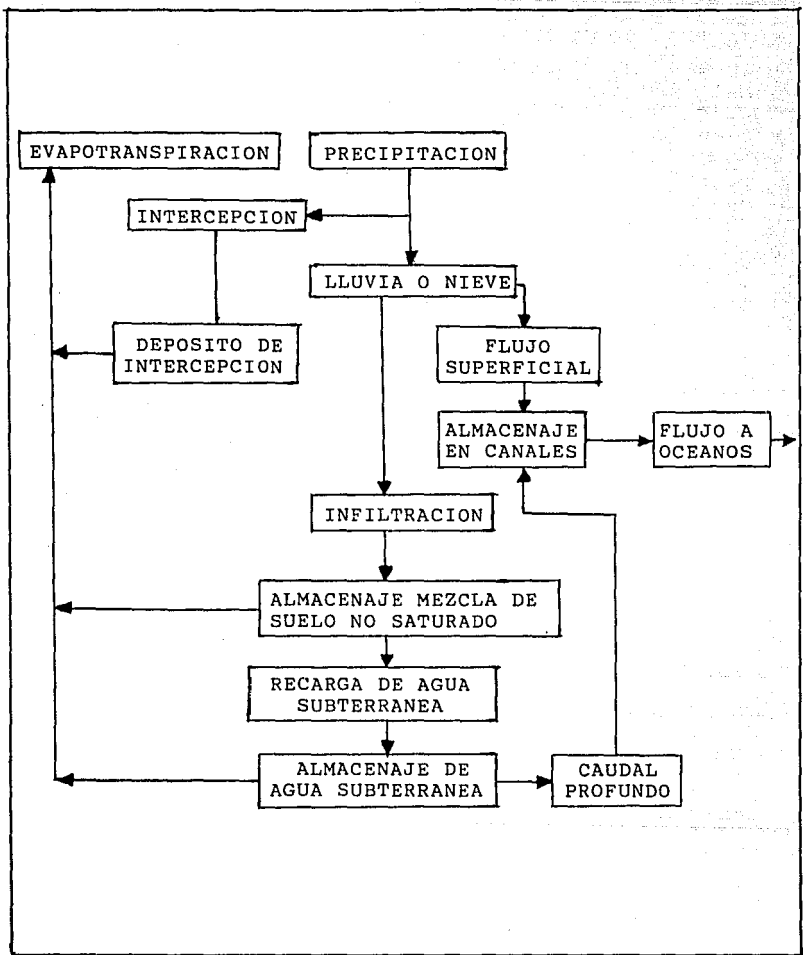


FIGURA 2.2.1 SISTEMA DE FLUJO DEL CICLO HIDROLÓGICO.
(TOMADA DE FREEZE Y CHERRY, 1979)

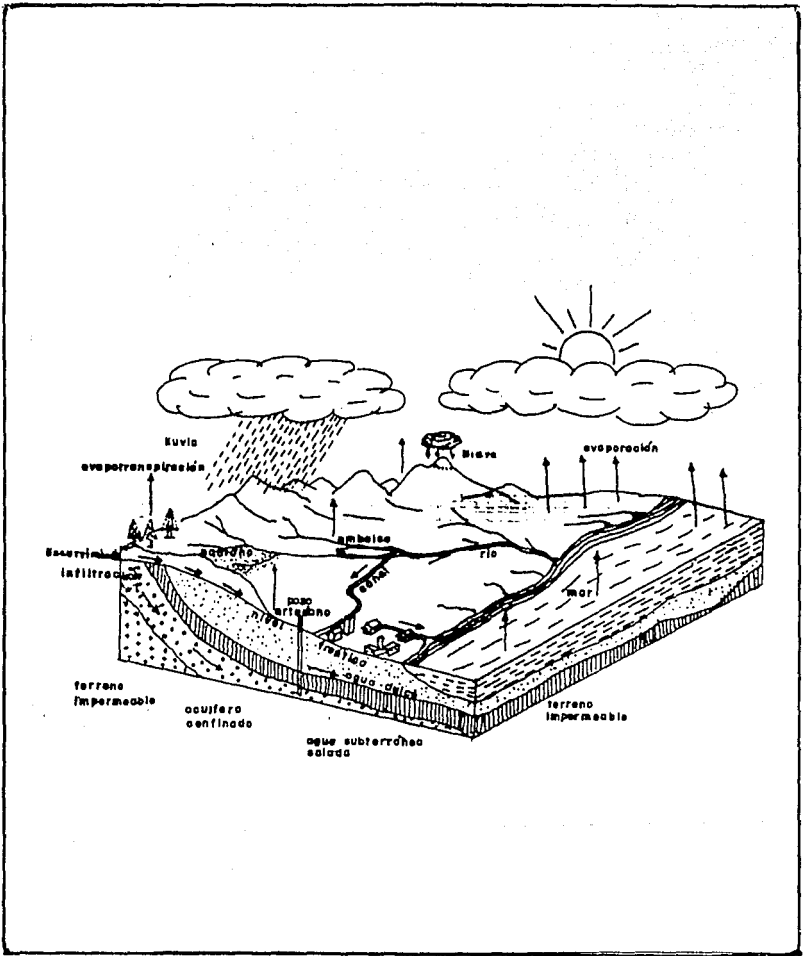


FIGURA 2.2.2 EL CICLO HIDROLÓGICO
 (TOMADA DE CUSTODIO, 1976)

2.2.1 Precipitación

Los cambios de presión y temperatura del aire junto con los desplazamientos de las masas atmosféricas originan los fenómenos de saturación de vapor de agua contenida en la atmósfera. Este vapor de agua se condensa en torno a diminutos núcleos de material sólido presentes en la atmósfera en estado de suspensión. La mayor parte de estos núcleos de condensación están constituidos de pequeñas partículas de materia orgánica (esporas y pólen), cenizas volcánicas, diminutos granos de sal procedentes de la espuma del mar y finísimos granos de diversos minerales pertenecientes al grupo de las arcillas. En áreas urbanas, las partículas de humo y polvo producidas por las fábricas, el tránsito de vehículos y actividades domésticas, constituyen una fuente importante de núcleos de condensación. La presencia de estas partículas sólidas, explica el importante contenido de sólidos disueltos que suele tener el agua de lluvia (Davis y Weist, 1966).

La cantidad total de agua que llega a la atmósfera en forma de vapor es muy grande, pero solamente una pequeña parte permanece en ella durante unas semanas; la mayor parte del volumen de agua evaporada se precipita de nuevo directamente sobre la superficie de los océanos y de la tierra.

2.2.2 Evapotranspiración

Una gran parte del agua que se precipita sobre la superficie de la tierra vuelve a la atmósfera en forma de vapor por medio de la acción combinada de la evaporación, la transpiración y la sublimación. Tres variantes de un único proceso debido a la acción de la energía solar, que es la que mantiene el ciclo hidrológico en marcha.

La evaporación es el proceso mediante el cual las moléculas de agua de una superficie libre o de un suelo humedecido,

adquieren mediante la radiación solar, la energía suficiente para escapar del estado líquido y pasar al estado gaseoso.

La sublimación difiere del fenómeno anterior en que las moléculas de agua pasan directamente del estado sólido (nieve o hielo) al estado de vapor sin pasar por el estado líquido.

La transpiración es el proceso mediante el cual las plantas ceden agua a la atmósfera.

2.2.3 Escurrimiento

El término escurrimiento se considera, generalmente, como un sinónimo de aportación de un río; en este sentido representa la suma del escurrimiento superficial y del flujo subterráneo captado por los cauces de los ríos.

El escurrimiento superficial es función de la intensidad de la precipitación, de la permeabilidad de la superficie del suelo, de la duración de la precipitación, del tipo de vegetación, de la extensión de la cuenca hidrográfica considerada, de la profundidad del nivel freático y de la pendiente de la superficie del suelo. Esto se muestra en la figura 2.2.3 del ciclo de escurrimiento.

Parte del agua que se infiltra en el suelo continúa fluyendo lateralmente como un flujo hipodérmico, que tiene lugar a pequeñas profundidades debido a la presencia de horizontes relativamente impermeables. Otra parte de esta agua infiltrada se percola hacia la zona de saturación de las aguas subterráneas y, eventualmente alcanza la red hidrográfica para suministrar el caudal de base de los ríos.

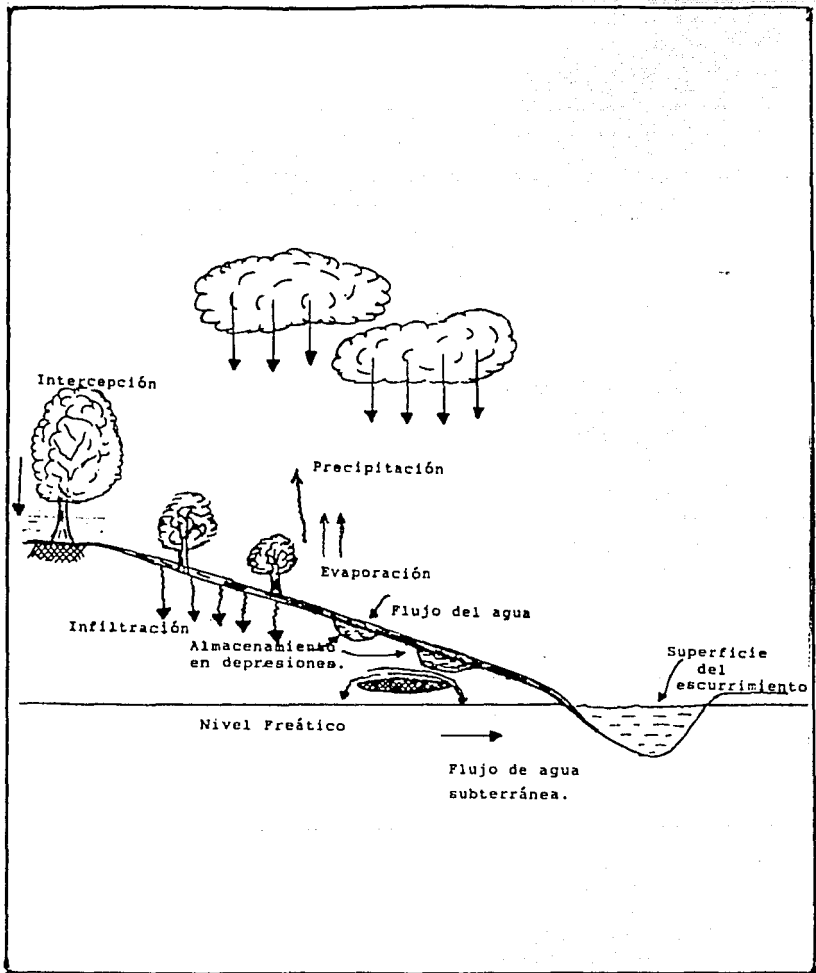


FIGURA 2.2.3 CICLO DE ESCURRIMIENTO.
(TOMADA DE DAVIS Y DE WEIST, 1966)

2.2.4 Infiltración

Horton, (1963) introdujo el concepto de infiltración en el ciclo hidrológico y definió la capacidad de infiltración, como el índice de máxima absorción de agua, procedente de una precipitación dada, también indicó que la capacidad de infiltración, disminúa exponencialmente con el tiempo, desde un valor inicial máximo hasta llegar a un valor constante.

El volumen de agua que llega hasta la superficie de saturación de los acuíferos es igual al volumen total de la infiltración menos la cantidad de agua retenida por el suelo. El contenido del suelo anterior al comienzo de la infiltración, es uno de los factores mas importantes que influyen sobre la recarga de agua subterránea.

Tomando en cuenta las diferentes épocas del año, durante la primavera las precipitaciones se equilibran con la evapotranspiración; a lo largo del verano, a medida que disminuyen las precipitaciones y aumenta la temperatura, la evapotranspiración potencial va consumiendo la humedad almacenada en el suelo; hacia la mitad del verano, la humedad del suelo suele estar ya agotada y por ello no escapa ya mas agua a la atmósfera. Durante el otoño, las primeras lluvias se pierden a través de la evapotranspiración; sin embargo, a medida que las lluvias aumentan y la temperatura desciende, comienza a haber un exceso de agua que pasa a satisfacer el déficit de humedad del suelo. Al final del invierno, la humedad del suelo aumenta hasta un valor que sobrepasa la capacidad de campo de los suelos; en ese momento el agua ya puede comenzar a percolar en profundidad hasta alcanzar el nivel freático de los acuíferos (Davis y Weist, 1966).

2.3 ACUIFEROS

El término acuífero se refiere a una unidad geológica, permeable, saturada y que puede almacenar y transmitir cantidades significativas de agua a los pozos bajo gradientes hidráulicos

ordinarios gracias a los espacios porosos que hay en su interior.

El término acuicludo se define como una unidad geológica saturada que almacena agua, pero que es incapaz de transmitir cantidades significativas de agua bajo gradientes hidráulicos ordinarios y no es posible su explotación.

El término acuitardo, se refiere a la existencia de numerosas formaciones geológicas que, conteniendo apreciables cantidades de agua la transmiten muy lentamente por lo que tampoco son aptos para el emplazamiento de captaciones, pero sin embargo, bajo condiciones especiales permiten una recarga vertical de otros acuíferos.

La naturaleza y distribución de los acuíferos en los sistemas geológicos está determinada por la litología, estratigrafía y estructura de los depósitos y formaciones geológicas.

Casi siempre para los hidrogeólogos, los acuíferos en rocas sedimentarias, no consolidadas, que además presentan valores altos de transmisibilidad han constituido las formaciones geológicas más buscadas para la obtención de agua subterránea. Los acuíferos en rocas sedimentarias consolidadas están menos explotados que los anteriores por la inseguridad de obtener caudales adecuados y el costo de las perforaciones.

Los acuíferos en rocas volcánicas presentan características análogas a los que se forman en rocas sedimentarias no consolidadas. Los pozos en rocas volcánicas pueden dar a veces, caudales espectaculares con descensos mínimos; pero en la misma formación y a escasa distancia, pueden ser prácticamente estériles.

En las rocas volcánicas se incluyen también los piroclastos, que dan origen a rocas no consolidadas con características análogas a las formaciones sedimentarias.

Dentro de las rocas volcánicas, los basaltos presentan las propiedades hidrogeológicas más interesantes por su heterogeneidad y anisotropía.

La porosidad de las rocas volcánicas varía mucho, según su origen. En zonas en donde la solidificación ha sido relativamente tranquila, la porosidad es menor en cambio cuando se forman piroclastos la porosidad aumenta hasta un 40 % (Lonzález, 1989)

Cuando se lleva a cabo un enfriamiento rápido se forman grietas de contracción que originan las formas columnares típicas de muchos basaltos, presentandose también una porosidad elevada.

Con respecto a la permeabilidad de las rocas volcánicas en general los colados basálticos tienen mayor permeabilidad que las rocas ácidas (riolitas, andecitas, dacitas) (González, 1989).

La edad de los materiales volcánicos juega un papel importante en la permeabilidad, así como la historia de los esfuerzos a los que han estado sometidos. Cuanto más antiguos y profundos son menos permeables.

El conocimiento geológico y sus características físicas son fundamentales para el estudio y valorización de los recursos hídricos.

Las características geológicas anteriores, son importantes porque la constitución del subsuelo del área de Santa Catarina Yecahuizotl está formada principalmente por rocas volcánicas fenobasálticas, tobas del plioceno y del cuaternario, también por lavas basáltico-andesíticas, con intercalaciones de piroclastos; en la parte sur de esta área de estudio, se encuentran estructuras constituidas por tobas, andesitas, dasitas y riolitas; y en la parte central se encuentra material lacustre y arcillas (Rodríguez, C. y González, M., 1989).

CAPITULO 3

CALIDAD DEL AGUA SUBTERRANEA

La calidad del agua a menudo se relaciona con la concentración de sustancias que la alteran, de tal manera, que si se tienen bajas concentraciones, es decir, están suficientemente diluidos no tendrán efectos adversos en la salud o en la utilidad que se le dé. En algunos casos, la presencia de estas sustancias en concentraciones bajas es condición necesaria para su uso. Por lo tanto, la evaluación de la calidad del agua debe considerar dos aspectos principales, la concentración de sus componentes y el uso o la necesidad que vaya a satisfacer.

La fuente del agua, es la que determina su calidad, en este caso se tomará en cuenta el agua subterránea como fuente abastecedora.

Las aguas subterráneas se originan, generalmente, de la precipitación y de escurrimientos superficiales; por esta razón, a menudo presentan un contenido químico similar a éstas. Sin embargo, a su paso a través del suelo, se pueden alterar sus características físicas, químicas y biológicas. El movimiento lento del agua, incrementa la oportunidad de contacto y disolución de sustancias químicas presentes en el suelo, y de reacciones biológicas y fisicoquímicas que pueden reducir o incrementar las concentraciones de algunos de los componentes. Los grandes volúmenes de aguas subterráneas con largos tiempos de retención presentan menos variabilidad en la calidad con el tiempo, que las aguas superficiales. Las aguas subterráneas tienden a ser mucho más uniformes en cuanto a temperatura, características químicas y contenido biológico. La filtración a través del suelo generalmente remueve toda la materia suspendida, incluyendo microorganismos, pero el contenido mineral en la mayoría de los

casos es más alto que en las aguas superficiales de la misma región (Fair, et. al., 1984).

En reacciones de intercambio iónico con partículas sólidas se pueden eliminar algunos constituyentes del agua, reemplazándolos por otros iones del suelo. Esto puede tener buenos o malos efectos en la calidad del agua, dependiendo de qué iones son agregados o eliminados en el proceso (Fair, et.al., 1984).

En regiones calcáreas, el carbonato de calcio es ligeramente soluble a valores de pH normalmente encontrados en aguas superficiales. Sin embargo, cuando el agua de lluvia penetra en la superficie del suelo, se pone en contacto con cantidades sustanciales de dióxido de carbono, producido en la descomposición biológica. La disolución de este dióxido de carbono en agua produce ácido carbónico, el cual puede reaccionar con los depósitos de carbonato de calcio y producir bicarbonato de calcio una sustancia química mucho más soluble en agua que el carbonato.

3.1 SISTEMAS PARA MEDIR LA CALIDAD DEL AGUA

La calidad del agua generalmente es dinámica, es decir, está sujeta a cambios con o sin la intervención humana. Muchos parámetros se utilizan para describir y especificar las características de calidad. Sin embargo, la selección de los parámetros a considerar, la metodología para el muestreo y su periodicidad, así como la preservación de las muestras y la elección apropiada de los métodos analíticos, involucran una compleja matriz de variables.

Algunas veces, el mejor camino, para obtener la información deseada, es determinar las concentraciones de uno o más de los constituyentes específicos. Por otro lado, puede ser más apropiado evaluar los efectos causados por ellos, sus concentraciones y las diferentes especies químicas en las que se encuentran presentes. Ocasionalmente, el tiempo y las limitaciones analíticas pueden impedir algunas determinaciones, haciendo necesario cuantificar

factores que podían no ser tan importantes por sí mismos, pero que conociéndolos pueden ser asociados con los constituyentes principales o sus efectos.

Los diferentes tipos de determinaciones analíticas se pueden agrupar básicamente en los cuatro grupos que a continuación se describen:

a) Determinaciones directas de constituyentes.

Con las técnicas analíticas, actualmente disponibles, se pueden hacer determinaciones de elementos presentes en el agua, como calcio, magnesio, sodio, potasio, hierro, manganeso, mercurio y cromo. Frecuentemente, sus concentraciones se deben de conocer específicamente debido a que son importantes en la evaluación de la calidad del agua para varios propósitos. En aguas potables, es importante conocer los límites de concentración para elementos como el cromo, hierro, mercurio y otros metales, ya que tienen un impacto potencial en la salud u otros efectos no deseables.

Las concentraciones de ciertos iones o compuestos químicos que contienen azufre, pueden tener efectos radicalmente diferentes en la calidad del agua, (sulfatos, sulfitos y sulfuros). En este caso, las determinaciones de la concentración de azufre elemental o total, no proporcionan la información adecuada para establecer con certeza si el agua podría ser aceptable para algún uso particular; para esto es necesario analizar cada grupo químico presente (Lamb, 1985).

Estas técnicas se pueden utilizar en los análisis de agua para determinar su contenido microbiológico. Los procedimientos disponibles permiten determinaciones específicas del número de bacterias, algas, protozoarios o de otros organismos. Por otro lado, también permiten cuantificar las poblaciones totales de ciertos grupos que tienen características comunes, incluyendo conteo en placa de bacterias, organismos coliformes, coliformes

fecales, contenido de algas, y otros de especial interés para evaluar la calidad del agua.

Los métodos deben de ser herramientas evaluables que por comparación directa, den las características del agua, y definan la calidad necesaria para varios propósitos.

b) Determinaciones directas en escalas arbitrarias.

Otra categoría de métodos para describir la calidad del agua, se basa en la medición de características, que pueden ser importantes en la definición de su calidad pero, no se pueden relacionar directamente con concentraciones de uno o más elementos o grupos químicos (Lamb, 1985).

Por ejemplo, "la turbiedad" se refiere a la dispersión de la luz por partículas suspendidas en el agua, las cuales causan una apariencia turbia o lechosa. Esta característica es especialmente importante en la determinación de un aspecto estético para su aceptación como agua potable. La turbiedad se puede deber a la presencia de materiales suspendidos, pero la cantidad de turbiedad producida por uno, puede ser radicalmente diferente de la que produce la misma concentración de otro, debido a sus diferentes propiedades ópticas. La medida de la turbiedad se puede realizar en la práctica por la comparación de la apariencia de la muestra con estándares preparados que contienen concentraciones conocidas de un material específico suspendido que es similar a los que causan turbiedad en aguas naturales (SiO_2). En este caso, la turbiedad se reporta en "unidades" correspondientes al estandar que más se acerca a la apariencia del agua de la muestra que se examina.

Se han desarrollado varios procedimientos analíticos basados en comparaciones con otras escalas arbitrarias para medir características importantes de calidad del agua, como son: color, alcalinidad, acidez, concentraciones de sólidos suspendidos y sólidos disueltos; todos ellos miden los parámetros directa y

cuantitativamente basándose en técnicas analíticas específicas y reproducibles (Lamb, 1985)

c) Medida de factores asociados.

A menudo, es imposible o poco práctico, medir las características de interés primordial de la calidad del agua, pero se pueden medir otros parámetros que estén relacionados a ellas. Estas mediciones algunas veces se usan para aplicarles un factor de correlación determinado, con el fin de calcular una concentración estimada para el constituyente de interés.

En la contaminación de un río o en el tratamiento de aguas residuales, la demanda de oxígeno impuesta por los microorganismos aerobios, es de especial importancia por el impacto del oxígeno disuelto en el medio y en la vida acuática. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es quizá la prueba de mayor importancia para la evaluación del rendimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales y para predecir los impactos en los cuerpos receptores de agua. Desafortunadamente esta prueba de DBO requiere de la incubación de la muestra por cinco días y hasta entonces se obtiene el resultado.

Por otro lado, la prueba de la demanda química de oxígeno (DQO) que utiliza un oxidante químico fuerte para reaccionar con la materia orgánica presente en las aguas residuales, puede llevarse a cabo en dos horas o menos, pero su resultado difiere sustancialmente de la DBO tanto numéricamente como en su significado físico.

El concepto básico para este grupo de análisis, es medir un parámetro que esté asociado con las características de calidad de interés pero que se pueda determinar con mayor seguridad, más fácilmente o más rápidamente.

Otras pruebas basadas en factores asociados son:

i) Determinaciones de sólidos volátiles para estimar el contenido orgánico de aguas y lodos.

ii) Determinación de la conductividad para estimar los sólidos disueltos en el agua.

iii) El uso del contenido de carbono orgánico total (COT) para correlacionarlo con la DBO y la demanda de carbono orgánico.

d) Evaluación de los efectos de los constituyentes.

Frecuentemente, es necesario evaluar la calidad del agua considerando los efectos causados por algunos de los constituyentes, en lugar de tratar de determinar sus identidades y concentraciones. La demanda de oxígeno es de vital importancia para establecer impactos sobre los peces y otras especies de la vida acuática por efecto de descargas de aguas residuales en ríos y lagos.

La prueba de la DBO mide directamente la cantidad de oxígeno consumido por los organismos vivos, bajo condiciones aproximadas que deben de existir en un cuerpo de agua. Su medición nos da el efecto total de varios constituyentes en las aguas residuales.

Otras pruebas analíticas que están basadas en la evaluación de los efectos de los constituyentes son (Lamb, 1985):

- i) Demanda de cloro en agua y aguas residuales.
- ii) Prueba del olor.
- iii) Dureza
- iv) Color
- v) Turbiedad

3.2 CAUSAS DE CONTAMINACION DEL AGUA SUBTERRANEA

Por convención, se considera que el agua está contaminada cuando, la introducción o emisión en ella de organismos patógenos o sustancias tóxicas la hacen inapropiada para consumo humano, uso doméstico e industrial o para la conservación de la flora y la fauna (Fair, et.al., 1984).

La contaminación de las aguas subterráneas puede tener muy diversas causas, éstas pueden ser naturales o provocadas por las actividades humanas (Fair, et.al., 1984).

3.2.1. Contaminación natural

En cuanto a causas naturales de contaminación del agua, es necesario considerar la relación que existe entre el ciclo hidrológico y el ciclo geoquímico.

El agua que se precipita de la atmósfera lleva disuelta materia mineral, compuestos de nitrógeno y bióxido de carbono. Al filtrarse a través del suelo disuelve minerales y sales, además de absorber CO_2 , producto de la materia orgánica en descomposición, formandose ácido carbónico. Este ácido diluido capacita al agua para reaccionar químicamente con los fragmentos minerales, liberando bicarbonatos y carbonatos que pueden ir también en solución.

Una vez que el agua entra a la matriz geológica se efectúan otras reacciones químicas, ocasionando que los compuestos menos solubles se precipiten conforme alcancen los límites de solubilidad, o que las bacterias puedan reducir a los sulfatos en solución.

Finalmente, el agua regresa a la atmósfera por evaporación, dejando atrás la materia mineral en el suelo, o bien, esa agua regresa al mar como descarga del agua del subsuelo o en forma de escurrimiento pluvial, acarreando su carga mineral con ella.

El ciclo geoquímico se puede resumir como lo muestra la figura 3.2.1. La composición del agua superficial y del agua subterránea tiene algunas diferencias.

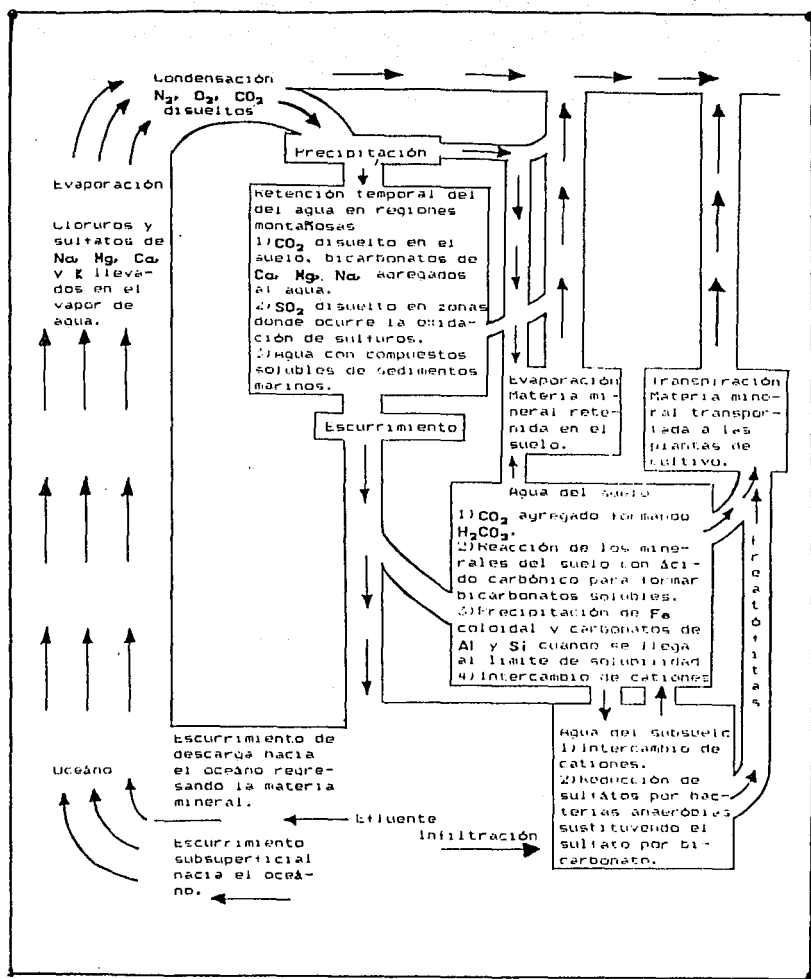


FIGURA 3.2.1 CICLO GEOQUÍMICO DE LAS AGUAS SUPERFICIALES Y DEL SUBSUELO.
(TOMADA DE KAZZMAN, 1972)

3.2.2 Contaminación antropogénica.

En las últimas décadas, con el aumento de la población han surgido en las zonas urbanas, gran cantidad de industrias, comercios e instituciones de servicios públicos; esto ha provocado que las fuentes superficiales de abastecimiento de agua disminuyan su volumen o lleguen a contaminarse a tal grado que no sea posible su uso, recurriéndose a la explotación de mantos acuíferos subterráneos.

Las actividades municipales e industriales generan grandes cantidades de aguas residuales y de desechos sólidos. En la mayoría de las ocasiones las aguas residuales son descargadas inadecuadamente o son utilizadas para riego, pero sin tratamiento alguno. Y los desechos sólidos se acumulan en tiraderos a cielo abierto que por efecto del agua de lluvia o de los mismos desechos, generan lixiviados; esto da como consecuencia que por infiltración se contaminen los acuíferos subterráneos.

Las actividades que realiza el hombre en el campo, también influyen de manera importante en la degradación de la calidad del agua subterránea.

A continuación se detallaran las principales causas de contaminación antropogénica.

3.2.2.1 Actividades de agricultura y ganadería.

Entre las principales actividades de agricultura y ganadería que pueden causar degradación de la calidad del agua subterránea, son las referentes a riego, el uso de fertilizantes y pesticidas y el almacenamiento o eliminación de desechos de ganado o aves (Freeze y Cherry, 1979).

Las actividades de agricultura y ganadería requieren generalmente grandes volúmenes de agua de diversas calidades, las cuales en su mayoría se reintegran al medio ambiente pudiendo infiltrarse y convertirse en agua freática que después de

utilizada puede contener grandes cantidades de materiales contaminantes.

Generalmente estas aguas residuales tienen un alto contenido de materia orgánica que proporciona nutrientes a las plantas, no obstante, también contiene una gran cantidad de microorganismos como bacterias, hongos, virus, los cuales, encuentran condiciones favorables de crecimiento, reproduciéndose en gran cantidad y mediante la infiltración, causan contaminación biológica en los acuíferos del subsuelo.

En condiciones ambientales normales, en el suelo se producen reacciones biológicas aerobias que producen bióxido de carbono. Estas condiciones prevalecen en subsuelos poco profundos. A medida que se profundiza y se incrementa el contenido del agua en el suelo, aparecen condiciones anaerobias. Bajo estas condiciones la descomposición de la materia orgánica genera CO_2 y metano. El gas metano tiende a elevarse escapando a la atmósfera. Sin embargo, el CO_2 tiende a disolverse en el agua subterránea, aumentando su corrosividad.

El elemento que mayor efecto tiene sobre las aguas subterráneas es el nitrógeno, ya que se ha detectado como uno de los elementos que por su estructura molecular, en las diferentes formas que se presenta, penetra más en los estratos porosos. En las aguas residuales, principalmente las provenientes de usos domésticos, se presentan grandes concentraciones de compuestos nitrogenados que al ser esparcidos en el suelo mediante el riego, pueden producir condiciones severas de contaminación en los mantos acuíferos.

En las actividades de fertilización de la tierra se esparcen sobre el suelo compuestos altamente ricos en nutrientes, principalmente en nitratos y fosfatos para que después sean aprovechados por las plantas. Este tipo de fertilizantes son conocidos como fertilizantes inorgánicos y generalmente se utilizan en países industrializados. En países menos industrializados, los desechos animales o humanos se usan generalmente como fertilizantes orgánicos (Freeze y Cherry, 1979).

De los tres principales nutrientes en fertilizantes, el N en la forma de NO_3^- , debido a su gran movilidad es el que más causa contaminación de las aguas subterráneas que se encuentran en tierras de cultivo.. En general, en áreas donde se ha detectado contaminación por nitratos, su presencia se debe a los fertilizantes, desechos de animales y a la filtración de los campos sépticos; en cambio, el amonio y el nitrógeno orgánico se presentan en concentraciones más bajas.

La contaminación por NO_3^- de aguas subterráneas poco profundas, a menudo se atribuye a la lixiviación de fertilizantes. En algunas zonas la contaminación por nitratos no se debe a la presencia de fertilizantes, sino que quizás la mayor cantidad de NO_3^- se deriva de la oxidación y lixiviación del nitrógeno orgánico natural del suelo (Burns y McLaren, 1975; Mosey, 1980).

3.2.2.2 Disposición de aguas residuales.

Las aguas residuales que no reciben tratamiento se deben encauzar hacia corrientes superficiales que las transporten hacia lugares distantes, donde no causen problemas; en algunos casos es conveniente utilizarlas para riego.

Cuando las aguas residuales contienen altas concentraciones de elementos tóxicos, estos inhiben la reproducción de los microorganismos encargados de la estabilización de la materia orgánica. Esto puede provocar una mayor contaminación de las aguas subterráneas; cuando esto sucede, los factores que afectan directamente la velocidad del flujo de los contaminantes hacia los mantos acuíferos subterráneos son: la concentración y solubilidad del contaminante; la porosidad y condiciones fisicoquímicas del suelo que pueden retrasar o acelerar el flujo del contaminante (Freeze y Cherry, 1979).

La única forma eficaz de controlar este tipo de contaminación, es mediante tratamiento o eliminación de aquellos

componentes que pueden producir contaminación de las aguas de descarga.

Otra forma de eliminación de aguas residuales es mediante pozos profundos de inyección, estos se utilizan principalmente para eliminar desechos líquidos con altas concentraciones de contaminantes difíciles de remover por métodos de tratamiento convencionales. El propósito de este procedimiento es aislar las sustancias tóxicas de la biósfera y procurar no descargarlas en ríos y lagos para evitar su contaminación.

La eliminación de aguas residuales también se lleva a cabo mediante lagunas de infiltración y evaporación. En este caso, debido a los largos tiempos de retención, se aumenta la oportunidad de infiltración, así como también aumenta la concentración de componentes contaminantes al presentarse la evaporación. Estas condiciones incrementan la contaminación de aguas subterráneas.

Otro proceso de eliminación de aguas residuales que contribuyen a la contaminación de aguas subterráneas son las fosas sépticas y emisores de plantas de tratamiento.

3.2.2.3 Contaminación microbiológica.

Otro problema que se debe considerar es la presencia de bacterias y virus y su movimiento en el flujo de agua subterránea. Las bacterias viajan en la corriente de agua a través del medio poroso y se pueden eliminar por filtración, agotamiento o por adsorción. La migración de las bacterias es muy lenta en relación a la velocidad del flujo del agua. Las bacterias pueden vivir en un estado latente en los orificios del medio poroso. Su vida es generalmente corta comparada con la velocidad de flujo del agua subterránea. En un medio arenoso o de materiales finos, los organismos patógenos y coliformes generalmente no penetran más de algunos metros (Krone, et.al., 1968). Sin embargo, algunos estudios han informado que en acuíferos heterogéneos de arena o

grava las aguas residuales que contienen bacterias han sido transportadas varios cientos de metros a lo largo del flujo del agua subterránea (Wesner y Baier, 1970).

Los virus son partículas orgánicas muy pequeñas (0.07-0.7 μm de diámetro) que tienen carga superficial. Hay considerables evidencias de investigaciones en el laboratorio que indican que los virus son relativamente inmóviles en materiales geológicos granulares (Gerba et. al, 1980). La adsorción es el mecanismo más importante de retardación de los virus en depósitos granulares altamente permeables. Los problemas asociados con el muestreo y la identificación de virus en los sistemas de agua subterránea han restringido el conocimiento del comportamiento de los virus en este medio (Gerba, et. al., 1980).

Actualmente se tienen considerables evidencias que indican que las bacterias y los virus de las aguas residuales tienen pequeñas distancias de penetración cuando viajan en las aguas subterráneas a través de materiales geológicos granulares. Esta generalización no se puede hacer cuando el transporte se efectúa a través de rocas fracturadas (Freeze y Cherry, 1979).

Se sabe que estos microorganismos pueden vivir por muchos días y aun meses sobre el nivel del agua. En rocas fracturadas, donde las velocidades del agua subterránea suelen ser altas, es suficiente para transportarlas varios kilómetros (Freeze y Cherry, 1979).

3.2.2.4 Desechos domésticos.

En general, los desechos líquidos y sólidos producidos en las actividades domésticas, son importantes debido a su volumen y a las altas concentraciones de materia orgánica que contienen.

3.2.2.4.1 Desechos domésticos líquidos.

La mayoría de los desechos líquidos domésticos, se captan por

medio de redes de alcantarillado, las cuales conducen las aguas hasta puntos alejados de las zonas urbanas donde se reintegran al medio ambiente, ya sea directamente o con tratamiento previo.

Las aguas residuales descargadas al medio ambiente sin tratamiento, se encauzan hacia cuerpos receptores que las transportan hacia su reuso o al océano.

La contaminación que se produce en estos cuerpos receptores, puede acabar con la utilización de sus aguas y además se pueden presentar infiltraciones al subsuelo, causando contaminación de los mantos acuíferos subterráneos.

Las condiciones ambientales normales permiten la reproducción de microorganismos en el agua, los cuales estabilizan parcialmente la materia orgánica. El grado de estabilización de la materia orgánica está en función del tiempo y de las características biológicas del sistema.

En aguas residuales domésticas, el nitrógeno es uno de los principales componentes debido a las altas cantidades de materia orgánica que contienen. Los compuestos nitrogenados se encuentran en altas concentraciones, por lo que presentan un flujo relativamente rápido a través del subsuelo, contaminando así los mantos acuíferos subterráneos. De los compuestos nitrogenados los que presentan mayor peligro para la salud son los nitritos y los nitratos. En estas condiciones los virus y las bacterias encuentran situaciones propicias para su crecimiento (Freeze y Cherry, 1979).

3.2.2.4.2 Desechos domésticos sólidos.

La eliminación de desechos sólidos domésticos se realiza en sitios en donde se van acumulando sin protecciones o barreras que eviten la contaminación del subsuelo. En estos depósitos de desechos sólidos se encuentran toda clase de desechos químicos y materia orgánica que pueden ser arrastrados hacia el subsuelo por medio del agua de lluvia (Freeze y Cherry, 1979).

Se tiene información que en regiones donde existieron o existen tiraderos de basura a cielo abierto, las aguas subterráneas se han contaminado principalmente con nitratos (Freeze y Cherry, 1979).

Por esta razón y en función de los resultados obtenidos en el presente trabajo de tesis, en los siguientes capítulos se analiza con mayor detalle este tipo de contaminación de aguas subterráneas.

CAPITULO 4

COMPORTAMIENTO HIDROGEOQUIMICO DE CONTAMINANTES

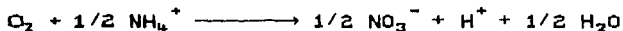
En esta sección se analizarán los procesos que controlan el comportamiento de varios grupos de contaminantes con diferentes propiedades hidroquímicas, que se pueden encontrar en el sistema de flujo de agua subterránea y en particular en el acuífero de Santa Catarina.

4.1 NITROGENO

El contaminante más comunmente identificado en el agua subterránea es el nitrógeno disuelto en forma de nitrato (NO_3^-). Este contaminante generalmente es introducido al suelo por las actividades de agricultura y la disposición de aguas residuales. El nitrato (NO_3^-) es la forma principal en la que se presenta el nitrógeno en agua subterránea; el nitrógeno disuelto también se presenta en forma de amonio (NH_4^+), amoníaco (NH_3), nitrito (NO_2^-), nitrógeno molecular (N_2), óxidos de nitrógeno (NO_2)_x y nitrógeno orgánico.

Los nitratos en agua subterránea generalmente provienen de fuentes de nitratos en la superficie de la tierra o de zonas donde se encuentran aguas subterráneas poco profundas y en la superficie se ubican basureros o almacenamiento de residuos ricos en nitrógeno, o también en áreas de cultivo por la aplicación de fertilizantes. Estas son fuentes directas de nitratos. En otros casos los nitratos se originan por la conversión de nitrógeno orgánico o amonio, los cuales se forman de manera natural o bien son introducidos al suelo como resultado de actividades humanas.

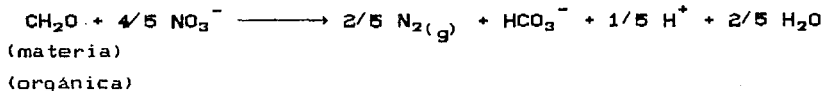
El proceso de conversión de nitrógeno orgánico en NH_4^+ es conocido como amonificación. A través del proceso de nitrificación el amoniaco se transforma en NO_3^- por oxidación. Este proceso se representa químicamente de la siguiente manera:



La amonificación y nitrificación son procesos que se llevan a cabo sobre el nivel de agua, generalmente en la zona del suelo, donde son abundantes la materia orgánica y el oxígeno. Esto se muestra en la figura 4.1.1.

Las concentraciones de nitratos en los rangos comunmente reportados para aguas subterráneas no están influenciados por la solubilidad, porque la forma aniónica de los nitratos NO_3^- es muy móvil en agua subterránea. En aguas subterráneas altamente oxidantes los nitratos son la forma estable del nitrógeno disuelto y se mueven sin transformación alguna y con muy poca o nula retardación. En aguas subterráneas muy poco profundas en rocas fracturadas o sedimentos altamente permeables, se encuentran cantidades considerables de oxígeno disuelto; ésto permite que los nitratos emigren grandes distancias.

Una disminución en el potencial redox del agua subterránea puede, en algunas situaciones, ocasionar desnitrificación, un proceso en el cual los nitratos se reducen a N_2O y N_2 . Este proceso se representa químicamente de la siguiente manera:



La desnitrificación podría llevarse a cabo a un potencial redox cercano a 4.2 volts en agua a un pH de 7.0 y 25° C. A este potencial redox el agua tiene un mínimo de oxígeno disuelto. Los nitratos se reducen a N_2O y si el potencial redox disminuye el N_2O se reduce a N_2 . Los productos de esta reacción existen como especies disueltas en agua subterránea, algunas veces por el movimiento del agua una parte de N_2O o N_2 puede perderse por gasificación. Esto se muestra en la figura 4.1.2.

Esta figura indica que la desnitrificación es una etapa en la reducción de nitratos. Estas etapas pueden llegar a producir NH_4^+ . Generalmente sólo una parte de nitratos pueden ser reducidos a ion amonio. Cuando el NH_4^+ se produce en aguas subterráneas por este proceso, la mayor parte es adsorbido por las partículas del material geológico.

Desde el punto de vista de la calidad del agua, la desnitrificación es un proceso deseable, porque disminuye la cantidad de nitratos. En contraste, cuando se tienen concentraciones de NO_3^- superiores a 45 mg/l en agua no son convenientes para el consumo humano, sobre todo para niños.

Cuando se tiene una fuente de materia orgánica y abundantes nitratos, el sistema bacteriano en el suelo es capaz de desnitrificar grandes cantidades de NO_3^- . Quizás la falta de cierto tipo o cantidades de materia orgánica en algunas zonas del agua subterránea inhiben el crecimiento de bacterias desnitrificantes, esto limita la desnitrificación aun si el sistema redox presenta condiciones reductoras.

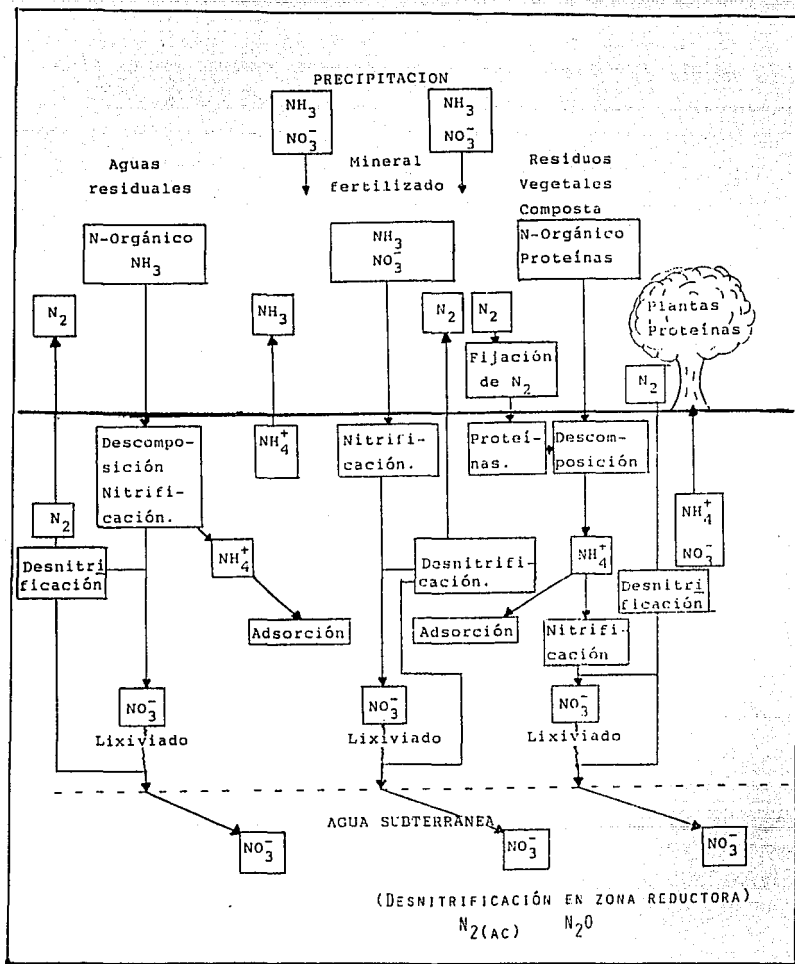


FIGURA 4.1.1 FUENTES Y TRANSFORMACIONES DE NITRÓGENO EN LA SUPERFICIE DEL SUELO Y EN EL SUBSUELO. (TOMADA DE FREEZE Y CHERRY, 1979)

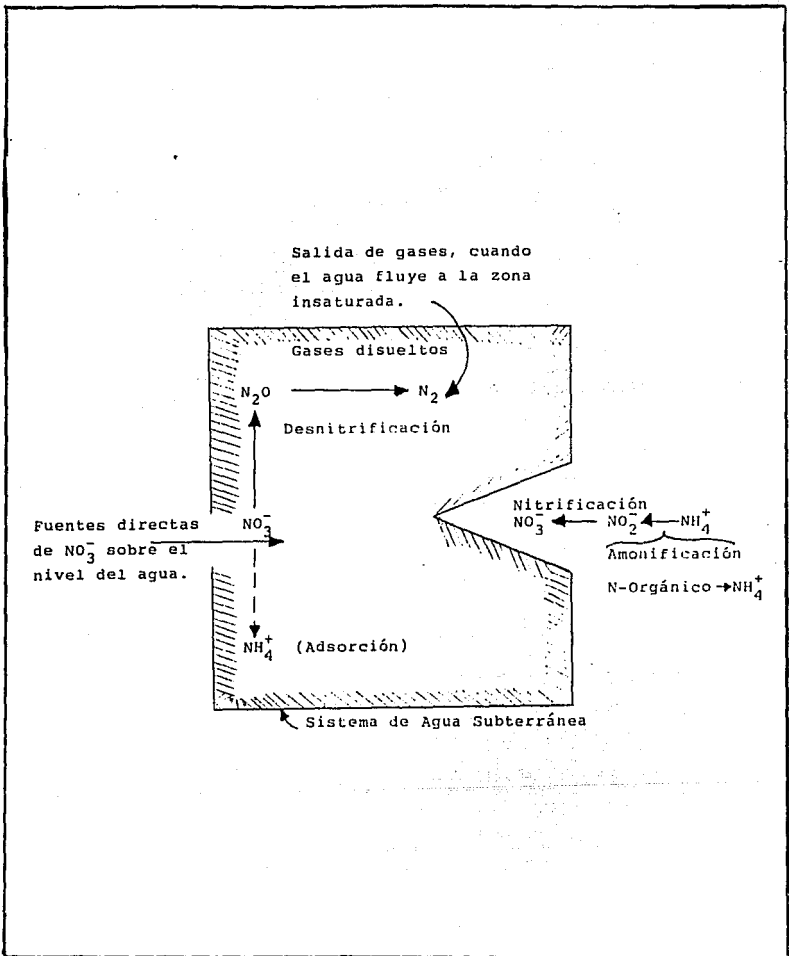


FIGURA 4.1.2 ENTRADA Y TRANSFORMACIONES DE NITRÓGENO EN EL SISTEMA DE AGUA SUBTERRÁNEA. (TOMADA DE FREEZE Y CHERRY, 1979)

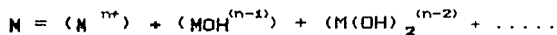
4.2 METALES

En años recientes se ha puesto especial atención a los metales que están presentes en aguas subterráneas por sus efectos en la salud, en la flora y la fauna. De los principales metales que se han tomado en cuenta están: Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Fe, Mn, y Zn. En general, son elementos de transición. Estos elementos raramente se presentan en aguas subterráneas en porcentajes significativos del total de sólidos disueltos y sus concentraciones pueden estar, dependiendo de la fuente y del comportamiento hidroquímico sobre los límites de las normas especificadas en agua potable.

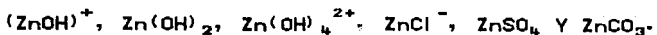
Las concentraciones de estos metales son menores a 1 mg/l. Estas concentraciones son bajas por la solubilidad de los minerales o formación de sustancias amorfas como hidróxidos, por ejemplo de hierro o manganeso o por adsorción en minerales arcillosos o en materia orgánica. También puede ser importante la sustitución isomórfica o coprecipitación con minerales o sólidos amorfos.

Una característica de la mayoría de estos metales en agua es su tendencia a formar especies hidrolizadas y especies complejas, por combinación con aniones inorgánicos, tales como HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- , F^- y NO_3^- . En aguas subterráneas contaminadas con compuestos orgánicos se pueden formar complejos orgánicos.

Los productos de la hidrólisis de un metal se pueden expresar como sigue:



Si se conoce la concentración total del metal (M) se pueden calcular las concentraciones de las otras especies. Por ejemplo, entre las especies hidrolizadas y los compuestos inorgánicos que podría formar el cinc están:



Los análisis químicos de cinc en agua subterránea dan la información del contenido total de este metal en el agua. En este caso el porcentaje de la concentración total que existe como especies hidrolizadas aumenta al incrementarse el pH del agua. Los compuestos de cinc con Cl^- , SO_4^{2-} y HCO_3^- se incrementan al incrementarse las concentraciones de estos aniones en solución.

Los problemas de aguas subterráneas causados por metales son influenciados por las condiciones redox, como resultado en el cambio del número de oxidación o de elementos no metálicos con los que forma compuestos. También influyen los cambios en la fase sólida del medio poroso causados por la adsorción.

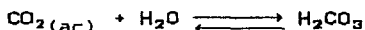
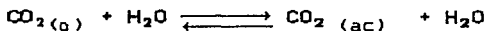
En aguas subterráneas en condiciones anaerobias, la insolubilidad relativa de sulfuros minerales, puede limitar y propiciar que las concentraciones de metales sean muy bajas. En aguas subterráneas no ácidas con altas concentraciones de materiales carbonatados solubilizados, se mantienen concentraciones muy bajas de metales como plomo, cadmio y hierro.

La existencia y movilidad de los metales en aguas subterráneas puede ser fuertemente influenciada por el proceso de adsorción que ocurre por la presencia de minerales arcillosos, materia orgánica y por sustancias cristalinas o amorfas que constituyen el medio poroso.

En suma se puede decir que el comportamiento químico de los metales es complejo. Es difícil predecir el comportamiento de su transporte en sistemas de flujo de agua subterránea. En muchos casos estos elementos se mueven muy lentamente, con respecto a la velocidad de flujo debido a las reacciones de adsorción y precipitación .

4.3 SISTEMA CARBONATO

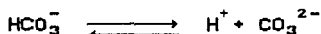
Las aguas subterráneas contienen gases disueltos como resultado del contacto con gases que se encuentran en el suelo en la zona insaturada o por las reacciones químicas o bioquímicas entre minerales, materia orgánica y actividad bacteriana (Freeze y Cherry, 1979). El más importante de los gases disueltos en aguas subterráneas es el CO_2 , mediante el cual se llevan a cabo las siguientes reacciones:



(g) = gas

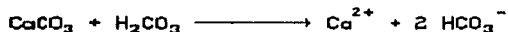
(ac) = solución acuosa

El ácido carbónico formado (H_2CO_3) se disocia en dos pasos transfiriendo iones hidrógeno, por esta razón se le conoce como ácido poliprótico:



La disociación de este ácido es función del valor de pH en el agua, hasta un valor de pH de 6.5 la especie dominante que permanece en solución es el H_2CO_3 , para un valor mayor y hasta 10.3, la especie dominante es el ión bicarbonato HCO_3^- y para valores mayores de 10.3, la especie dominante es el ión carbonato CO_3^{2-} , esto se muestra en la figura 4.3.1.

La mayoría de las aguas subterráneas están en contacto con minerales carbonatados. Entre los más importantes se encuentra la calcita CaCO_3 y la dolomita $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, que se encuentran en terrenos sedimentarios y en áreas de rocas metamórficas e ígneas. Cuando son aguas en las que se disolvió gran cantidad de CO_2 para formar H_2CO_3 , se lleva a cabo la siguiente reacción:



Esto indica que la disolución del material implica un consumo de ácido carbónico y que al estar presente la especie HCO_3^- el pH está en el intervalo de 6 a 9.

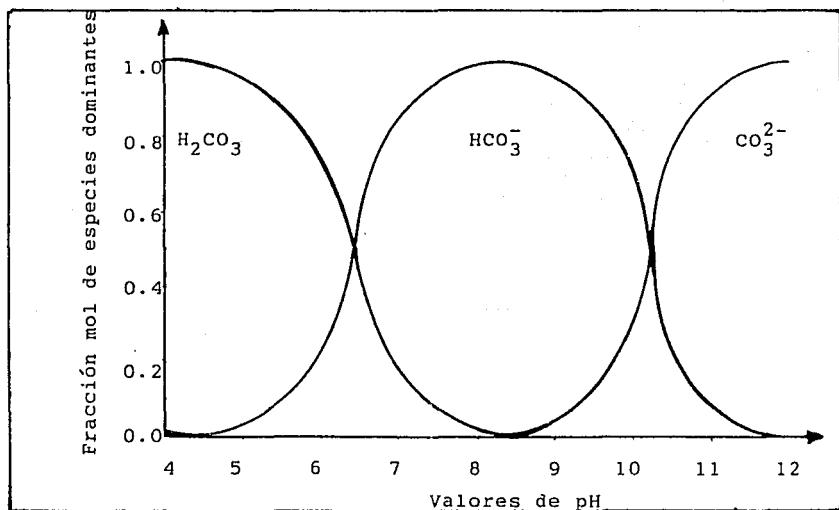
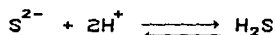
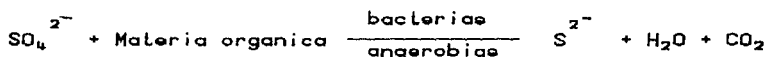


FIGURA 4.3.1 DISTRIBUCIÓN DE LAS PRINCIPALES ESPECIES DISUELTAS DE CARBONO INORGÁNICO EN AGUA A 25°C. (TOMADA DE FREEZE Y CHERRY, 1979)

4.4 SULFUROS Y SULFATOS

Los sulfuros y los sulfatos están íntimamente relacionados por las reacciones de óxido-reducción que se llevan a cabo en los sistemas en donde se encuentra presente el elemento azufre (Fernández, 1986). La figura 4.4.1 muestra las transformaciones que se pueden llevar a cabo en el ciclo del azufre.

En esta figura se muestra que en presencia de bacterias, bajo condiciones aeróbicas, se llevan a cabo cambios en el número de oxidación que dan la transformación de sulfuros a sulfatos. Y bajo condiciones anaeróbicas se lleva a cabo la reducción de sulfatos mediante la siguiente reacción (Sawyer et.al., 1978):



Los iones SO_4^{2-} son los que se encuentran en mayor cantidad en aguas naturales; sin embargo, cuando las cantidades sobrepasan 250 mg/l, son dañinos para el consumo humano y se puede deber a que hay una fuente de contaminación.

Existen relaciones entre las especies H_2S , HS^- y S^{2-} a diferentes valores de pH. Para pH iguales o mayores que 8, el azufre reducido existe en solución como HS^- y S^{2-} y la cantidad de H_2S es tan pequeña que su presión parcial es insignificante y no se presentan problemas de olor. A niveles de pH abajo de 8, el equilibrio cambia rápidamente junto con la formación de H_2S desionizado; esta transformación es casi completa a un pH de 7. En estas condiciones la presión parcial del sulfuro de hidrógeno es muy alta y causa serios problemas de olor.

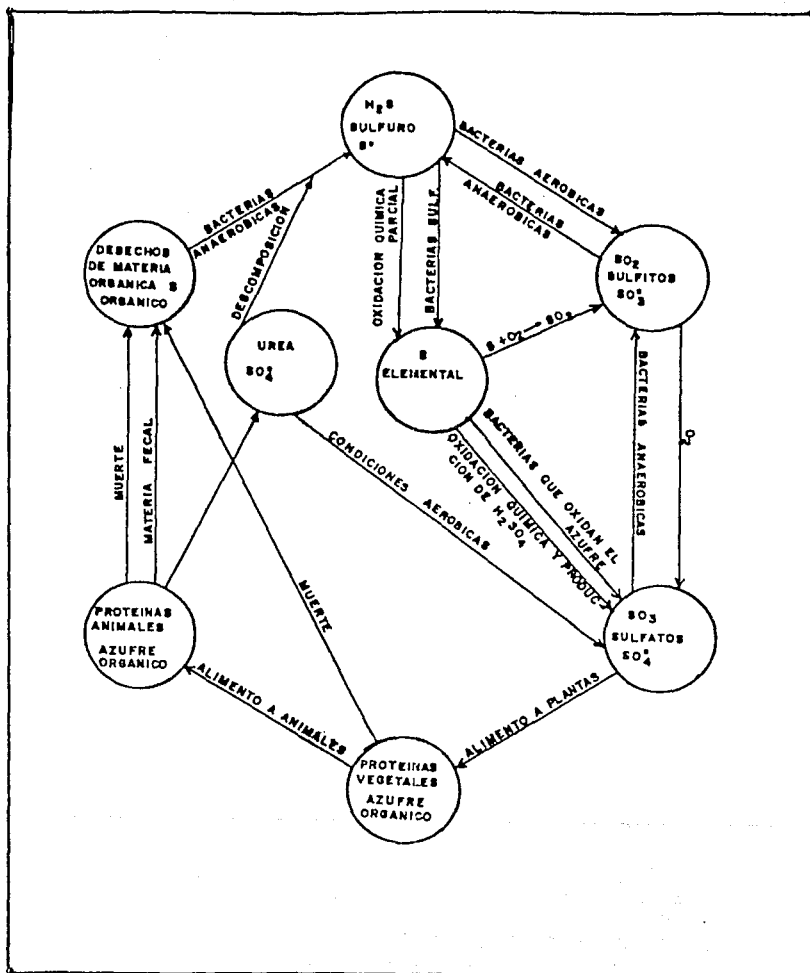
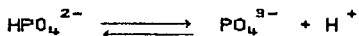
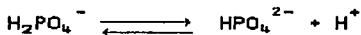
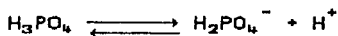


FIGURA 4.4.1 EL CICLO DEL AZUFRE.
 (TOMADA DE FERNÁNDEZ, 1986)

4.5 FOSFORO Y FOSFATOS

El fósforo no es un constituyente dañino en el agua potable, su presencia en aguas subterráneas puede ser de significancia considerable. La adición de fósforo a cuerpos de agua, en pequeñas cantidades, puede producir un acelerado crecimiento de algas y vegetación acuática, debido a la eutroficación del sistema acuático. La cantidad de fósforo de las aguas subterráneas se incrementa por el uso generalizado de fertilizantes y la dispersión de aguas residuales hacia el suelo.

Las especies de fósforo inorgánico disueltas en agua son: H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} y PO_4^{3-} . El H_3PO_4 es un ácido poliprótico que presenta las siguientes disociaciones:



La existencia de cada una de las formas iónicas depende del pH como se muestra en la figura 4.5.1.

En el intervalo normal de pH de aguas subterráneas las especies dominantes son $H_2PO_4^-$ y HPO_4^{2-} , debido a que están cargadas negativamente; la movilidad de estas especies disueltas a través del suelo está limitada por la adsorción.

La presencia de fósforo en aguas subterráneas se atribuye a la disolución de minerales como la hidroxiapatita $Ca_5(OH)(PO_4)_3$; estrangita $F_6PO_4 \cdot 2H_2O$; y varisita $AlPO_4 \cdot 2H_2O$.

Con los antecedentes de la forma en que se transportan los contaminantes y su comportamiento en ciertas condiciones, además de sus características se podrá hacer una relación más adecuada y así poder interpretar los datos obtenidos. Sin embargo, es necesario tomar en cuenta las características de los sitios de

disposición de residuos sólidos, por esta razón en el siguiente capítulo se hará una descripción detallada de los componentes que pueden influir en la formación de lixiviado en un tiradero de basura y las características que presentan estos sitios; con esta información se tendrá un marco de referencia completo para la evaluación de resultados.

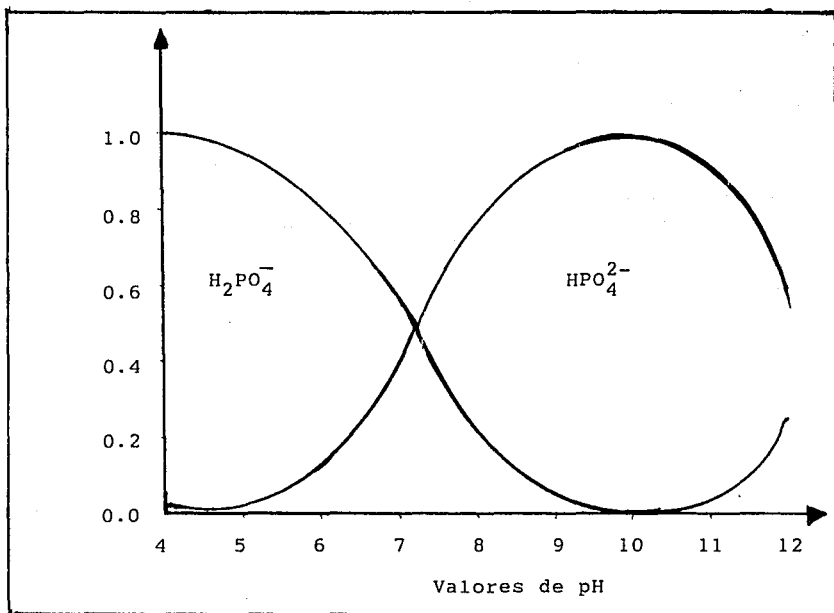


FIGURA 4.5.1 DISTRIBUCIÓN DE LAS PRINCIPALES ESPECIES DISUELTAS DE FÓSFORO INORGÁNICO EN AGUA A 25°C. (TOMADA DE FREEZE Y CHERRY, 1979)

CAPITULO 5

DESCRIPCION DE SITIOS DE DISPOSICION DE RESIDUOS SOLIDOS

En el caso de países en vías de desarrollo, los sitios de disposición de residuos sólidos, la mayoría de las veces, se ubican en lugares seleccionados arbitrariamente (Cheremisinoff, y Kenneth 1983; Chian y Dewalle, 1975; y Rovers y Farquhar, 1974). Estos sitios pueden convertirse en una fuente potencial de contaminación de las aguas subterráneas y superficiales. En estas condiciones inapropiadas se produce la infiltración del agua de lluvia hacia los residuos sólidos, generando líquidos que se percolan extrayendo el material disuelto o suspendido (lixiviado).

En este capítulo se describirá la formación de los lixiviados en un sitio de disposición de residuos sólidos, para explicar la posible contaminación del agua de los pozos de Santa Catarina Yecahuizotl, que se encuentran en las vecindades de uno de los tiraderos más grandes de la zona metropolitana de la ciudad de México.

5.1 FACTORES QUE INTERVIENEN EN LA FORMACION DE LIXIVIADOS.

El suelo que rodea al sitio de disposición de residuos sólidos es de gran importancia, tanto por su naturaleza, litología, concentración en materia orgánica y en organismos vivos, así como por sus características hidrogeológicas, debido a que existe la posibilidad de escurrimientos y dilución de los lixiviados. El volumen de lixiviación producido en un sitio es función de la capacidad de absorción del suelo, área expuesta, composición, localización, material de cubierta y cantidad de recarga por infiltración (Cheremisinoff y Kenneth, 1983).

Cuando el agua se pone en contacto directo con los residuos sólidos, se abre la posibilidad de iniciar procesos de contaminación. Muchos materiales en los residuos sólidos son solubles en agua, en cambio otros se forman como productos solubles de la degradación natural de los residuos sólidos. En general, la mayor parte de agua que fluye a través de los residuos sólidos, arrastra una alta concentración de contaminantes (Cheremisinoff y Kenneth, 1983).

En los sitios de disposición de residuos sólidos ocurren fenómenos complejos debido a las interacciones entre los constituyentes de los residuos y el agua de lluvia que se infiltra entre la masa de los sólidos (Chian y Dewalle, 1975).

Un sitio de disposición de residuos sólidos, se debe considerar, como un medio en constante evolución, en donde se realizan reacciones fisicoquímicas, químicas y biológicas. Estas reacciones son las responsables de: la solubilización, precipitación, oxidación-reducción, intercambio iónico o generación de gases de algunos materiales contaminantes. También contribuyen las reacciones de degradación biológica de materiales disueltos y suspendidos que se efectúan por vía aerobia o anaerobia, según las condiciones del medio (Chian y Dewalle, 1975).

Estas reacciones tienen como resultado la formación de metabolitos susceptibles de interactuar con otros elementos contaminantes por ejemplo, la formación de complejos metálicos. Las consecuencias directas de estas transformaciones son la liberación de gas y la formación de lixiviado.

Los factores que influyen principalmente en la formación de lixiviado son el agua de lluvia que se infiltra en la masa de residuos, las condiciones hidrogeológicas del sitio de disposición y las etapas bioquímicas de la degradación de los residuos sólidos (Finstain, et.al., 1980).

5.2 ESTIMACION DE LA GENERACION DE LIXIVIADOS

Un procedimiento para estimar la generación de lixiviados es el método de balance de agua, comúnmente usado en el campo de la conservación del suelo y del agua (Thornwaite, 1975). Este método considera los movimientos del agua en el suelo: precipitación, evapotranspiración, superficie de escurrimiento y almacenamiento de humedad en el suelo. Estos movimientos se muestran en la figura 5.2.1.

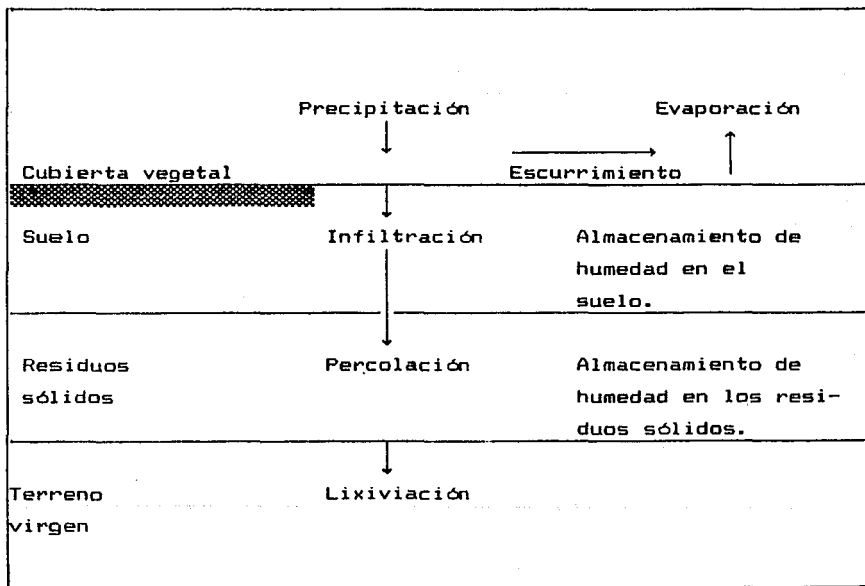


Figura 5.2.1. Componentes del agua en un relleno sanitario.
(Tomado de Rovers y Farquhar, 1973)

El factor de almacenamiento de humedad en el suelo, depende del tipo de suelo, su estructura y capacidad de campo, así como de la profundidad de la capa de suelo (Cheremisinoff y Kenneth, 1983).

La evapotranspiración depende del tipo de vegetación, suelo y factores climáticos del área. Representa la cantidad de agua presente en el suelo, la cual se pierde en la atmósfera por evaporación y en la transpiración vegetal. Los valores de evapotranspiración difieren de acuerdo a la estación del año y área geográfica (Cheremisinoff y Kenneth, 1983).

Los valores de superficie de escurrimiento dependen de la intensidad y duración de la tormenta, las condiciones antecedentes de humedad del suelo, la permeabilidad y capacidad de infiltración del material de cubierta, las pendientes y la cantidad y tipo de vegetación (Cheremisinoff y Kenneth, 1983).

En la mayoría de los casos, la generación de lixiviados representa un problema potencial en áreas húmedas (evapotranspiración real baja, alta precipitación); sin embargo, este problema disminuye en zonas áridas. El patrón que sigue el flujo intermitente de lixiviados es similar a las precipitaciones que se presentan en el área. La mayor parte de los lixiviados se producen, durante los meses de percolación significativa (Cheremisinoff y Kenneth, 1983).

Cuando el agua excede la capacidad de campo del suelo de cobertura y se percola hacia el interior de los residuos, saturándolos, entonces se lleva a cabo la percolación hacia el terreno virgen, formando el lixiviado.

El almacenamiento de agua puede estar cambiando continuamente; aumenta debido a la infiltración y disminuye debido a la evapotranspiración; es decir, depende del tipo y estructura del suelo y su capacidad de campo, así como del espesor de la capa de cobertura. La disminución del agua debió a la evapotranspiración está limitada a una zona del suelo definida principalmente por la profundidad efectiva de raíz (Cheremisinoff y Kenneth, 1983).

5.3 CONDICIONES HIDROGEOLOGICAS DE UN SITIO DE DISPOSICION DE RESIDUOS SOLIDOS

Son importantes las características hidrogeológicas de los sitios de disposición de residuos sólidos debido al escurrimiento y dilución de los lixiviados. La contaminación que puede resultar de la migración de los lixiviados, según Perrier y Gibson (1980) depende de:

- a) la capacidad de retención de la zona no saturada de agua respecto a la cantidad global de contaminación liberada, y
- b) la capacidad de dilución y dispersión de la zona saturada de agua.

En la figura 5.3.1, se pueden apreciar los mecanismos de atenuación de contaminantes en las zonas saturada y no saturada de agua.

5.3.1 Escurrimiento de los lixiviados en la zona no saturada.

La zona no saturada, es decir, la franja de terreno situada, entre la superficie del suelo y la zona saturada está caracterizada por la presencia de tres fases: líquida, sólida y gaseosa. El escurrimiento en esta zona es esencialmente vertical; el agua y los productos disueltos (solutos) se desplazan a velocidades diferentes debido a la acción de las fuerzas ocasionadas por las tensiones superficiales. El escurrimiento es mucho más lento que en la zona saturada de agua (Griffen, et.al., 1975).

En la zona no saturada, es en donde se elimina la mayor parte de la contaminación acarreada por los lixiviados, mediante procesos físicos, químicos y bioquímicos (Griffen, et. ál., 1975).

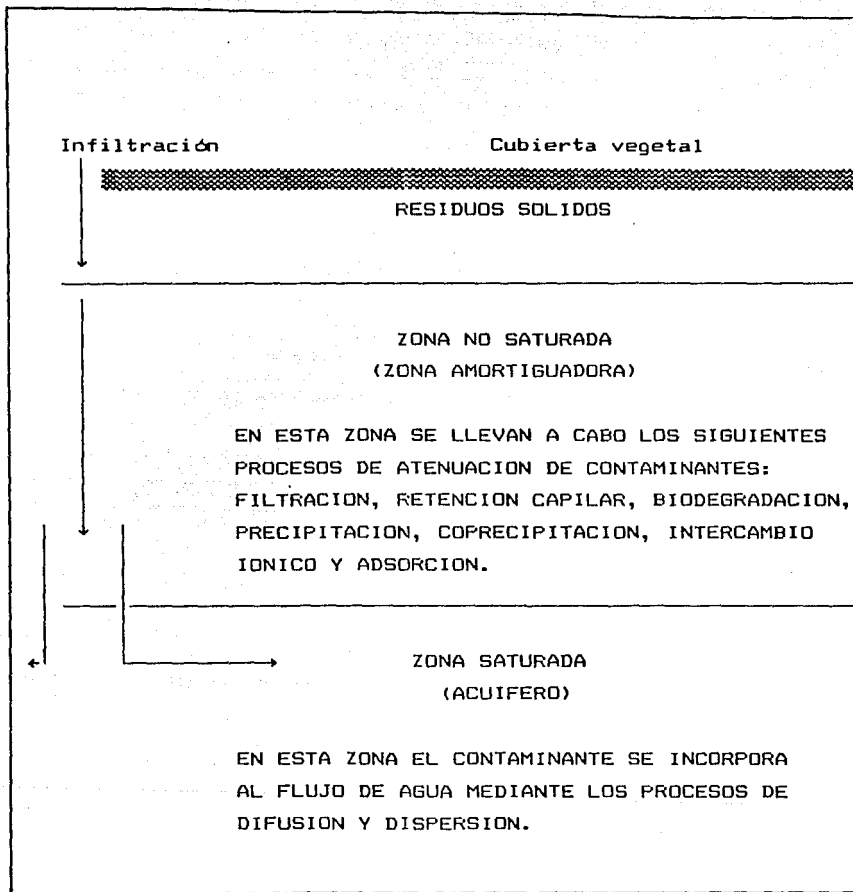


Figura 5.3.1. Mecanismos de atenuación en la zona no saturada y mecanismos de incorporación del contaminante en la zona saturada de agua (Tomada de Rovers y Farquhar, 1973).

Los procesos físicos de atenuación de contaminantes, que se llevan a cabo en la zona no saturada son:

a) filtración, al llevarse a cabo este proceso, los medios porosos juegan el papel de filtro para el lixiviado, atrapando una parte de la materia orgánica en suspensión y a los microorganismos.

b) retención capilar, en este caso, a medida que la contaminación llega a la zona saturada, una parte de la carga contaminante es detenida en el agua capilar de la zona no saturada.

Dentro de los procesos bioquímicos, se lleva a cabo la biodegradación de la materia orgánica mediante los microorganismos que se desarrollan en los residuos, aunque éstos no pueden sobrevivir al pasar al suelo, debido a que las condiciones de vida son muy diferentes en estos dos medios.

Los procesos químicos que se llevan a cabo en esta zona son:

a) precipitación y coprecipitación, estos procesos se podrán llevar a cabo dependiendo de las condiciones de pH, produciéndose una disminución importante de la carga contaminante por precipitaciones de hidróxidos metálicos y de sales como, carbonatos, fosfatos y/o sulfatos.

b) intercambio de iones, ciertos constituyentes del suelo tienen la propiedad de intercambiar iones presentes en el lixiviado que se infiltra. El intercambio iónico puede incluir a los cationes y en menor medida a los aniones; el intercambio iónico se lleva a cabo por contacto de las estructuras coloidales. Las principales sustancias capaces de realizar intercambio iónico son la materia orgánica, como el humus; los minerales zeolíticos,

el hidróxido férrico y ciertas arcillas. Entre las arcillas, la montmorilonita tiene la característica de fijar cationes sobre los lados y los planos de sus hojas, ésto le permite tener una capacidad de intercambio iónico superior a la caolinita y a la illita, que fijan iones solamente sobre los lados de sus hojas. Esta capacidad de intercambio aumenta con el pH.

c)adsorción, las sustancias disueltas o en suspensión en el lixiviado pueden ser adsorbidas sobre las partículas que constituyen el subsuelo . Esta adsorción es muy variable, según el tipo de contaminante y de suelo; un suelo podrá adsorber más, a medida que su superficie específica sea más grande; así un suelo con gran cantidad de materia orgánica adsorbe mucho más que el mismo suelo sin materia orgánica.

Paralelamente a estos procesos de atenuación de los lixiviados, se desarrolla un conjunto de fenómenos químicos complejos que son particularmente importantes en la atenuación de compuestos inorgánicos; además, pueden solubilizar otros compuestos (Chain y Daniels, 1977). Son ejemplos de estos fenómenos químicos los siguientes:

a)reacciones ácido-base. Los suelos y las rocas contienen compuestos minerales que son sales provenientes de bases fuertes y ácidos débiles, las cuales tienen la capacidad de neutralizar lixiviados ácidos, aumentando de esta manera la materia disuelta.

b)reacciones de óxido-reducción. Los procesos de degradación bioquímica, que tienen lugar en el seno de los residuos, ocasionan la creación de una zona deficiente en oxígeno. Por lo tanto, en un medio reductor, la solubilidad de muchos metales pesados es más elevada que en un medio oxidante, por lo que están capacitados para emigrar a través de la zona reductora. La eficiencia de

estos procesos está ligada directamente a la naturaleza, homogeneidad y espesor de la zona no saturada.

Cuando el espesor de la zona no saturada es pequeño o si el suelo es muy permeable y de granulometría gruesa, la migración del lixiviado será mayor a través de la zona no saturada. En caso de que esta zona amortiguadora sea muy reducida o prácticamente inexistente, la carga contaminante producida por el depósito, pasará al manto acuífero y se propagará. En cambio, si presenta un espesor considerable y una permeabilidad baja, los procesos de atenuación actuarán durante el avance lento de los lixiviados.

5.3.2 Esguerrimiento de los lixiviados en la zona saturada.

Posterior al esguerrimiento esencialmente vertical en la zona no saturada, el lixiviado se incorpora y dispersa en el sistema de flujo en forma horizontal. En este caso, la migración y la atenuación de la contaminación están regidas por los siguientes factores (Griffen, et. al., 1975):

a) dilución del lixiviado. Cuando el lixiviado llega a la zona saturada se mezcla con el agua del manto acuífero. Esta dilución depende de las posibilidades de abastecimiento del manto y de sus características geofísicas, como coeficiente de almacenamiento y transmisividad.

b) dispersión. Cuando el lixiviado llega a la zona saturada, se produce una dispersión de las sustancias en solución debido a la difusión molecular causada por agitación térmica; o también debido a variaciones en la dispersión cinemática por el tránsito de las sustancias disueltas entre los granos del suelo.

c) intercambios físicos en el medio y reacciones químicas. Los intercambios entre las sustancias en solución y los granos del

suelo se efectúan bajo los efectos de las diferencias temporales de concentración. Así una solución de alta concentración pierde parte de las sustancias disueltas, que se fijan en los granos del suelo (adsorción), a reserva de recuperarlas (desorción) cuando la concentración del fluido disminuye.

5.4 ETAPAS BIOQUIMICAS DE LA DESCOMPOSICION DE LOS RESIDUOS SOLIDOS.

Como la naturaleza de los residuos sólidos es diversa, se pueden clasificar principalmente por su estructura química en proteínas, carbohidratos, lípidos, o por su composición física en residuos alimenticios, de jardinería, papel, plásticos, metales ferrosos y no ferrosos. Sin embargo, se puede establecer que los residuos sólidos están constituidos, en su gran mayoría, por materia orgánica (Finstein, et.al., 1980).

La transformación de la materia orgánica hasta su estabilización, se lleva a cabo mediante procesos bioquímicos y geoquímicos, que se realizan por vía aerobia o anaerobia, según las condiciones del medio.

5.4.1 Fermentación aerobia.

La fermentación aerobia abarca el conjunto de los procesos biológicos que se desarrollan en presencia de oxígeno. Esta fase de transformación se caracteriza por un aumento muy fuerte de la temperatura de los desechos (del orden de 60°C) después de algunos días de la disposición y por la formación de una mezcla gaseosa compuesta de dióxido de carbono, amoníaco y agua (Mosey, 1980).

La fermentación aerobia, en los sitios de disposición, sólo toma lugar durante algunas semanas. En efecto, las condiciones

reales de explotación y manejo (cobertura regular de los desechos y compactado intenso) limitan la circulación del aire atmosférico en el seno de los sitios de disposición de residuos sólidos (Mosey, 1980).

5.4.2 Fermentación anaerobia.

La fermentación anaerobia se desarrolla en ausencia de oxígeno. Se caracteriza por la oxidación y reducción de la materia orgánica en dióxido de carbono y metano, respectivamente. Esto lo realiza una clase especial de microorganismos, a través de una combinación de reacciones de óxido-reducción.

La fermentación anaerobia de la materia orgánica toma más tiempo en desarrollarse que la aerobia y es el proceso predominante en un sitio de disposición de residuos sólidos.

Generalmente, la descomposición anaerobia de los materiales orgánicos complejos que se encuentran en un sitio de disposición de residuos sólidos se lleva a cabo a través de un proceso bioquímico de cuatro etapas, que son (Mosey, 1980):

a) hidrólisis de la materia orgánica. La materia orgánica está formada por una variedad de moléculas cuyo principal constituyente es el carbono asociado a otros elementos como el nitrógeno, el hidrógeno y el oxígeno. Se distinguen tres clases de moléculas: las proteínas, los carbohidratos y los lípidos. Durante su crecimiento las bacterias se van a alimentar de estas moléculas descomponiéndolas en aminoácidos, azúcares y ácidos grasos. Sin embargo, estos compuestos están constituidos todavía de cadenas largas que las bacterias no pueden absorber directamente, así que después de un primer ataque por enzimas extracelulares pueden a su vez fabricar moléculas complejas. Esta primera etapa, en algunos casos, puede ser una limitante del proceso de biodegradación; cuando los residuos orgánicos son relativamente ricos en

polisacáridos del tipo celulósico, son resistentes a la despolimerización enzimática.

b) Acidogénesis. En esta etapa algunas especies bacterianas anaerobias facultativas o anaerobias estrictas toman parte para efectuarla mediante dos vías que son (Mosey, 1980), cuando la materia orgánica hidrolizada en pequeñas moléculas se transforma directamente en compuestos precursores del metano como son acetatos, dióxido de carbono e hidrógeno; o también cuando la materia orgánica hidrolizada, en lugar de formar acetatos, forma alcoholes como el metanol y el etanol y sobre todo ácidos grasos como el butírico, propiónico y fórmico.

c) Acetogénesis. La fase acetogénica, realizada por bacterias anaerobias estrictas, asegura la conversión de los ácidos grasos y alcoholes formados en la etapa anterior, en acetatos, dióxido de carbono e hidrógeno. Esta etapa es importante porque evita la acumulación de ácidos grasos volátiles, inhibidores de la metanogénesis.

d) Metanogénesis. La última fase del proceso, es la fermentación metánica, la cual se desarrolla en anaerobiosis estricta. En el curso de esta etapa, los acetatos y el metanol se transforman en metano y dióxido de carbono, y este último se reduce a metano (Mosey, 1980). Cada una de estas etapas se muestran en la figura 5.4.1.

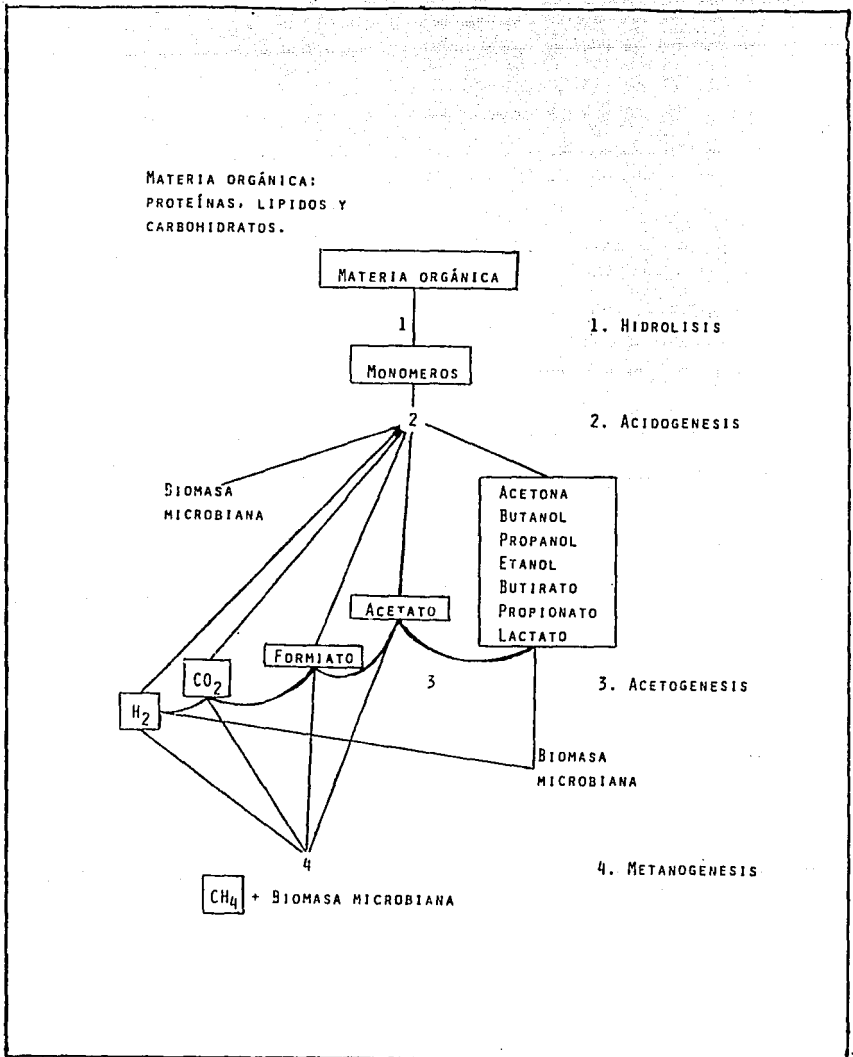


FIGURA 5.4.1 ETAPAS BIOQUÍMICAS DE LA DEGRADACIÓN ANAEROBIA DE LA MATERIA ORGÁNICA.
(TOMADA DE BOYLE Y HAM, 1974)

5.5 CARACTERISTICAS DE LOS LIXIVIADOS

Siempre que la cantidad de agua que entra a un depósito de residuos sólidos excede la capacidad de campo del desecho depositado, el lixiviado será producido y descargado al medio ambiente. Las características del lixiviado varían ampliamente y es difícil predecir la composición exacta del lixiviado, asociada con determinado relleno en un cierto tiempo. Las características del lixiviado no están determinadas únicamente por los materiales colocados en el sitio, sino también por la etapa de descomposición (estabilización) y las características físicas del agua de percolación y el suelo utilizado para la cubierta o el suelo adyacente al lugar. Es decir el lixiviado estará compuesto de las concentraciones de contaminantes tales como sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas o suspendidas, así como productos de actividad microbiana (Cheremisinoff y Kenneth, 1983).

Un cierto número de investigaciones han conducido a definir las características específicas de un lixiviado. Se ha reportado el intervalo de color de lixiviados de verde a café y los olores similares aquellos de basura, aceite y grasa (hidrocarburos).

Quasim y Burchinal (1970), observaron en un experimento con depósitos controlados, que un lixiviado fresco filtrado fue verde oscuro y posteriormente oscuro y séptico, después de su recolección.

Los análisis de lixiviados tomados de datos experimentales en el laboratorio, utilizando residuos municipales (Cheremisinoff y Kenneth, 1983) presentaron un incremento inicial en la concentración de contaminantes, la cual disminuyó después de cuatro semanas dependiendo sobre todo de la profundidad del residuo y de su grado de estabilización.

La tabla 5.5.1 muestra un informe de EPA (Griffin, et.al., 1975) el cual proporciona de manera aproximada la composición de

un lixiviado en un sitio de disposición de material sólido. En él se observa un gran número de contaminantes inorgánicos y orgánicos, además se puede ver que el contenido de sólidos totales disueltos es muy alto.

De acuerdo con la experiencia en el muestreo de lixiviados, el color puede variar de negro a claro, dependiendo de las condiciones de lluvia; el olor puede cambiar desde prácticamente ninguno hasta un olor fuertemente químico. La turbiedad se presentaba desde clara hasta cargada con material sólido de origen orgánico o inorgánico (Freeze y Cherry, 1979).

Los resultados muestran una extraordinaria variabilidad en los constituyentes del lixiviado. Lo que determina su composición es la cantidad y tipo de desperdicio sólido, así como las prácticas de almacenamiento y disposición. En general, un lixiviado tomado directamente de la base de un tiradero puede ser anormalmente alto en los siguientes constituyentes (Cheremisinoff y Kenneth, 1983):

Hierro (Férrico y Ferroso)

Nitrógeno orgánico

Dureza

DBO (Demanda bioquímica de oxígeno)

Fosfatos

Sulfatos

Sólidos totales (disueltos/suspendidos)

DQO (Demanda química de oxígeno)

Compuestos orgánicos

PARAMETRO	INTERVALO REPRESENTATIVO (mg/l)
K^+	200-1000
Na^+	200-1200
Ca^{2+}	100-3000
Cl^-	300-3000
SO_4^{2-}	10-1000
Alcalinidad	500-10000
Fe (total)	1-1000
Mn	0.01-100
Cu	< 10
Ni	0.01-1
Zn	0.1-100
Pb	< 5
Hg	< 0.2
NO_3^-	5-200
NH_4^+	10-1000
P como PO_4^{3-}	1-100
Nitrógeno orgánico	10-1000
Carbono orgánico total disuelto	200-30000
DQO (Demanda Quí- mica de oxígeno.	80-90000
DBO (Demanda Bioquí- mica de Oxígeno	2-57000
Sólidos totales disueltos	5000-40000
pH	5.9-9.1
Conductividad	100-1200

TABLA 5.5.1.

Intervalos representativos para varios constituyentes inorgánicos en un lixiviado de un relleno sanitario. (Tomado de Griffin et al, 1975).

5.6 DAÑOS CAUSADOS POR LIXIVIADOS

En un relleno sanitario, la acumulación de agua causa que los lixiviados fluyan hacia abajo y transversalmente. El flujo hacia abajo puede llegar a contaminar el agua subterránea. Los flujos transversales de lixiviados se dispersan en la periferia del tiradero o se filtran en corrientes o en otros cuerpos de aguas superficiales (Freeze y Cherry, 1979).

En situaciones donde los tiraderos de basura estén localizados sobre materiales relativamente permeables, tales como arena, grava o rocas fracturadas, la migración de los lixiviados puede causar contaminación en áreas muchas veces tan grandes o más que las ocupadas por los tiraderos de basura.

La contaminación de aguas superficiales y subterráneas se puede evitar si los tiraderos se ubican en sitios hidrogeológicamente apropiados. Aun cuando éstos se cambiaran de sitio, la contaminación por lixiviados puede continuar por varias décadas (Haxo, et.al., 1983).

Además de la producción de lixiviados, su infiltración en el terreno puede generar gases, al llevarse a cabo la descomposición bioquímica de la materia orgánica. Los gases que se producen son CO_2 , CH_4 , H_2S , H_2 y N_2 . Los más abundantes son el CO_2 y el CH_4 (Haxo, et.al., 1983).

El metano tiene una baja solubilidad en el agua, no tiene olor, y generalmente tiene poca influencia en la calidad del agua subterránea. Sin embargo, la producción de metano puede llegar a niveles peligrosos, cuando por difusión pasa a través de la zona insaturada a terrenos adyacentes, donde puede dañar a la vegetación y producir problemas de olor.

La contaminación por lixiviados puede causar daños agudos y crónicos sobre la salud de la población en general. Lo anterior incluye enfermedades, daños a la piel, parálisis parcial, daños

cerebrales y muerte. Además puede causar severos daños económicos, tensiones, inconveniencias y pérdidas para los dueños de la tierra, así como afectar animales domésticos, plantas de ornato y otro tipo de vegetación (Freeze y Cherry, 1979).

CAPITULO 6

DESCRIPCION DE LA ZONA DE ESTUDIO

Las fuentes de abastecimiento de agua potable más importantes en la zona metropolitana de la Cd. de México son los mantos acuíferos subterráneos. En la zona de Santa Catarina Yecahuizotl se encuentra el acuífero que abastece la Delegación de Tláhuac, Chalco, Los Reyes La Paz, San Miguel Teotongo y parte de Cd. Netzahualcoyotl, desafortunadamente también en esta zona, por las características geológicas que presentaba el cráter del volcán de La Caldera, se escogió como tiradero de basura, convirtiéndose en uno de los más grandes de la zona metropolitana de la Cd. de México. En este tiradero llegan todo tipo de desperdicios, municipales, industriales y de hospitales; propiciando la generación de lixiviados que han llegado a contaminar el manto acuífero que se encuentra en la zona.

Las características geofísicas de la zona son de gran importancia para comprender el proceso de infiltración que está presentando el lixiviado generado en el tiradero de basura, por lo que es necesario hacer una descripción de ellas.

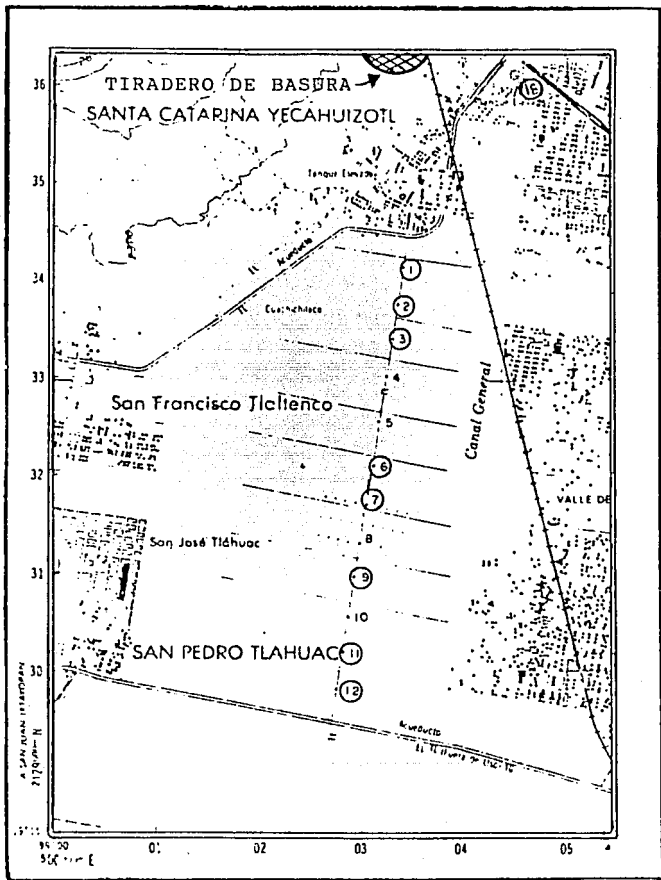
6.1 MARCO GEOLOGICO

La Cuenca de México es de carácter lacustre, donde la corteza ha sufrido grandes esfuerzos, produciéndose un intenso fracturamiento. Está circundada por elevadas montañas y cubierta en diferentes puntos por áreas lacústres producto de lagos que existieron al final de la época glacial. Al cerrarse la cuenca, en el Cuaternario Superior, las aguas pluviales quedaron

encajonadas, formando un conjunto de lagos someros. Podrían mencionarse en el centro, el lago de México, al este el de Texcoco, al sur los de Xochimilco y Chalco, que formaban uno solo, y al norte el de Zumpango (Rodríguez C. y González M, 1989).

El área de estudio se encuentra en lo que fisiográficamente se denomina Faja Transvolcánica Mexicana, en el centro de la cuenca del valle de México y en particular, en lo que se llama Subcuenca de Chalco.

La subcuenca de Chalco se localiza al sur de la Cuenca de México y de la zona urbana de la Ciudad de México (Figura No. 6.1.1). Queda limitada al norte por las estribaciones de la Sierra de Santa Catarina, constituida principalmente por lavas fenobasálticas y tobas del Plioceno y del Cuaternario, ubicándose también el Cerro El Pino, caracterizado por rocas más antiguas que la Sierra de Santa Catarina. Presenta sucesiones de lavas basáltico-andesíticas, con intercalaciones de piroclastos. También se observan algunos depósitos calcáreos en las partes altas. Forman parte de esta formación los conos cineríticos de San Nicolás y Xaltepec y el volcán con dos conos anidados conocidos como la Caldera, que constituye una prominente estructura que se eleva directamente del piso del antiguo lago. Estos conos parecen ser morfológicamente intermedios entre conos de escoria y anillos de tefra, pero parecen estar constituidos por material piroclástico con muchas de las características de los anillos de tefra (Francis y Thorpe, 1974). La permeabilidad de las formaciones de Santa Catarina es de media a alta. Al sur encontramos algunas estructuras constituidas por tobas, andesitas, dasitas y riolitas, pertenecientes al grupo Chichináutzin. Al oeste se encuentra el área chinampera de Tláhuac, sobre depósitos lacustres y aluviales. Este paquete sedimentario se encuentra constituido principalmente por cenizas volcánicas, material piroclástico, tobas, brechas y arcillas. Al este, se encuentra limitada por la Sierra Nevada (Rodríguez C. y González M, 1989).



○ POZOS MUESTREADOS

FIGURA 6.1.1 MAPA DE LOCALIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.
(TOMADA DE RODRÍGUEZ Y GONZÁLEZ, 1939)

En su parte central se encontraba el antiguo lago de Chalco, que corresponde a su planicie lacustre, donde llegaban el río Ameca, que nace en la parte sur del Iztaccihuatl, y el río de la Compañía. Dentro del área previamente cubierta por el lago encontramos un anillo de tefra de 100 metros de altura y 1500 de diámetro, resultado de la interacción de magma basáltico con agua, denominado el Cerro Xico, fusionado con otra estructura semejante (Xico viejo) (Rodríguez C. y González M, 1989).

La subcuenca de Chalco se ha venido formando a través de una serie de procesos geológicos (intemperismo, erosión y acumulación de sedimentos) y tectonismo que a su vez provocó volcanismo. A grandes rasgos, esta área de estudio está representada por un paisaje de conos cineríticos, abanicos volcánicos, laderas, colados de lavas andesíticas y andesítica-basálticas, todos ellos afectados por erosión reciente, así como cañadas, valles, planicies lacustres y otro tipo de paisajes de menor importancia. Una de estas planicies lacustres la constituye el área del antiguo lago de Chalco (Rodríguez C. y González M, 1989).

6.2 SITUACION HIDROGEOLOGICA

En el área de Santa Catarina hasta antes de la perforación de la batería de pozos profundos (1981), sólo existían norias y pozos someros que producían agua mineralizada, con un contenido en sales entre 1,100 y 1,160 mg/l (Rodríguez y Lara, 1988) y nivel estático entre los 1-5 m de profundidad.

En 1981, con la construcción de la batería de pozos se pudo tener un mejor panorama hidrogeológico de la zona. La información se esquematizó en la figura, 6.1.1.

El acuífero se encuentra principalmente en depósitos lacustres y sedimentos del cuaternario (aluviones interdigerados con cenizas volcánicas y arcillas).

bentoníticas). El espesor de éstos se estima mayor de 600 m (Rodríguez, C.R. et. al., 1986). En este paquete de sedimentos se identificaron dos lentes de arcilla de poca extensión y espesor (Rodríguez y Lara, 1988). La zona saturada con agua mineralizada presentó un espesor medio de 220 m. Esta se encontró sobre un cuerpo de agua dulce cuyo espesor es difícil precisar considerándose un mínimo de 200 m. Es posible que bajo de él existan otros depósitos de agua mineralizada. En la primera zona, en los pozos 8 y 9 de la batería se detectó una lente de agua de buena calidad, con un espesor de 36 metros.

Se cuenta con una batería de 14 pozos de extracción separados 400 m en serie, su profundidad es de 400 m. La batería opera las 24 horas al día con gastos del orden de 90 l/s, por pozo.

El sistema acuífero local está constituido por un acuitardo y un acuífero confinado, cambiando su carácter hidráulico en sus límites.

La permeabilidad del paquete sedimentario presenta un amplio intervalo de variación debido a la heterogeneidad del material granular (Rodríguez C. y González M., 1989).

El régimen del flujo subterráneo, a nivel regional, se caracteriza por tener una dirección preferencial N-S (Lesser, 1984) en la parte norte de la subcuenca de Chalco y la dirección contraria en la parte sur, resultado de la ubicación de las sierras circundantes que actúan como zonas preferenciales de recarga del sistema. Esto se muestra en la figura 6.2.1. Este flujo alimenta directamente al material granular, los piroclastos y rocas fracturadas que constituyen el acuífero en explotación y que se encuentran bajo los depósitos lacustres.

Superficialmente, no se puede hablar de recarga por infiltración en toda la zona, debido al contenido de material de grano fino de los suelos, que confiere una baja permeabilidad a los mismos, por lo que en la parte central se observan acumulaciones someras de agua.

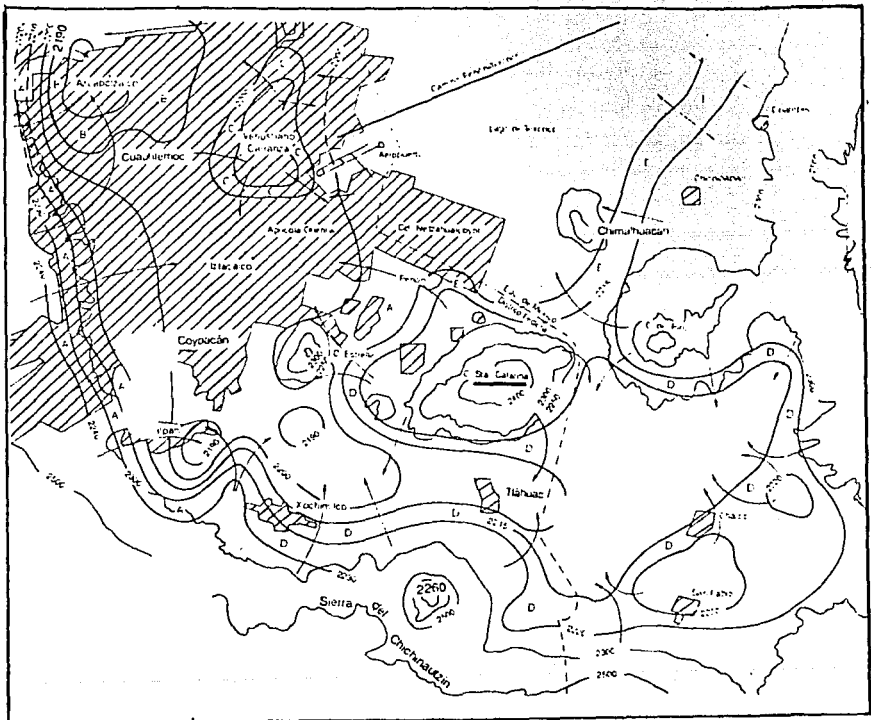


FIGURA 6.2.1 DIRECCIÓN DEL FLUJO SUBTERRÁNEO EN LA ZONA DE ESTUDIO.
 (TOMADA DE LESSER ET. AL., 1990)

En las márgenes sur de la subcuenca de Chalco han existido manifestaciones superficiales del nivel freático (tanto manantiales de agua dulce como mineralizada), que han desaparecido en razón directa del descenso paulatino del nivel piezométrico, tornándose en sumideros que son actualmente aprovechados por los habitantes de la zona para canalizar sus descargas de aguas negras (Rodríguez, C. y González, M., 1989).

El acuífero actualmente en explotación puede presentar entre 300 y 400 metros de espesor en sus partes más profundas. Los pozos de explotación ubicados en él son diseñados con ademe ciego en su parte superior y ranurados en la inferior, para evitar afectar el cuerpo de agua mineralizada. El acuífero inferior presenta contenidos entre 200 y 300 mg/l de sales.

Se ha generado una zona de transición por el proceso de mezcla entre el agua mineralizada del acuitardo y la dulce del acuífero inferior (Rodríguez, 1988). La extracción se efectúa en el acuífero, lo que ha provocado flujo vertical descendente del acuitardo hacia el acuífero, por compactación del material. No es posible evaluar este aporte, ya que el acuitardo está constituido por una alternancia de material granular (arcilla, arenas) cuyos valores de compresibilidad y permeabilidad son variables y difíciles de evaluar.

El agua del acuífero proviene de la recarga por infiltración de la precipitación en las sierras de Chichináutzin y de Guadalupe. Su circulación es relativamente rápida, ya que se da a través de un medio fracturado de alta permeabilidad en las zonas de infiltración para fluir después por formaciones granulares de porosidad variable. La saturación del acuitardo ocurrió paralelamente al proceso de sedimentación en un ambiente lacustre, lo que provocó también su mineralización. Como los depósitos lacustres son de baja permeabilidad, el sistema permaneció en equilibrio dinámico hasta el inicio de su explotación.

El origen de los depósitos lacustres está íntimamente relacionado con la obstrucción definitiva del desagüe de la Cuenca

de México, causado por la intensa actividad volcánica que edificó la Sierra Chichináyutzin (Vazquéz y Jaimes, 1989).

La configuración obtenida para la cima del acuitardo, explica en parte la dirección del flujo regional, sugiriendo que la recarga proveniente de la Sierra de Guadalupe alimenta las partes más profundas del acuífero, ubicadas aproximadamente bajo la zona urbana de San Pedro Tláhuac. Sin embargo, la recarga por infiltración es mayor en las partes sur y este donde los espesores del acuitardo son menores; el flujo parece dirigirse hacia la misma zona, ya que la principal batería de pozos del área se encuentra ubicada en la parte oriental del máximo espesor del paquete arcilloso (Rodríguez, C. y González, M., 1989).

Mediante sondeos se detectaron dos lentes arcillosas, uno a la altura del pozo 3 con un espesor entre 15 y 20 m y poca continuidad lateral y otro mucho más grueso en el pozo 6 con un espesor cercano a 90 m, cuya extensión lateral debe ser mayor que la anterior. Su respuesta geoelectrica y su detección en los registros resistivos indican que se trata de un paquete arcillo-arenoso.

La parte inferior del perfil corresponde a un paquete granular saturado con agua de buena calidad (menos de 400 mg/l de sólidos totales disueltos) su espesor es mayor de 200 m.. Presenta una ligera elevación en las inmediaciones del pozo 4 que pudiera explicarse en términos de flujo profundo o del proceso de mezcla de aguas. De existir lentes de arcilla, éstos deben ser de 1.6 Km de longitud y espesor menor a 10 m (Rodríguez, C. y González, M., 1989)

La interfase entre las dos masas de agua para abril de 1986 se encontraba a una profundidad de 180 m, en tanto que en 1981 estaba a los 220 m. Esto significa que no existe barrera geológica que las separa, como lentes de arcilla de carácter impermeable, ya que de existir se hubiesen evidenciado geoelectricamente y las profundidades no hubiesen variado, además existe un proceso de mezcla entre los dos cuerpos de agua, puesto que desde el momento de operación no se registró un aumento brusco en la mineralización

del agua extraída. Este proceso de mezcla se debe al régimen de explotación que alteró el equilibrio hidrodinámico del sistema (Rodríguez, C. y González, M., 1989).

El que el nivel de agua mineralizada sea de 22 m se traduce en una pérdida de cerca de 40 m en los volúmenes de la misma; su espesor fué de 160 m en 1986, contra 200 m en 1981 (Rodríguez, C. y González, M., 1989).

De los datos anteriores se puede suponer que, el comportamiento del estrato con agua de mala calidad corresponde al de una formación parcialmente confinada, ya que ha retrasado la respuesta hidrodinámica de todo el sistema. El nivel piezométrico regional se ha abatido hasta 22 m, en tanto que el espesor de la capa mineralizada ha disminuído (40 m). Esto último corrobora el hecho de que las aguas extraídas no hayan variado sensiblemente su calidad. Su aportación debe ser mucho más lenta que la del acuífero inferior, por baja permeabilidad, probablemente debido a su alto contenido de arcillas (Rodríguez, C. y González, M., 1989).

CAPITULO 7

METODOLOGIA DE TRABAJO

Debido a que se tenían determinaciones de parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos del agua de los pozos de Santa Catarina, desde 1983, realizados por diferentes instituciones y por la Dirección General de Estudios y Evaluación de la Comisión de Aguas del Valle de México (CAVM, 1986), que indicaron contaminación antropogénica y por el interés de investigadores del Instituto de Geofísica de la UNAM (Rodríguez, C.R. et.al., 1986), en virtud de que se estaban realizando estudios geofísicos en esa zona, se planteó el problema a personal de la División de Estudio de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, dando origen al presente estudio.

7.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Con la información proporcionada por el Instituto de Geofísica (CAVM, 1986, 1987 y CAVM-SARH, 1987), se inició la recopilación y análisis de la información sobre las características de la zona y la calidad del agua de los pozos del Área.

Se consiguió información sobre las características geofísicas del terreno y de los asentamientos humanos localizados en esa zona. Con respecto a la calidad del agua de los pozos, solamente se obtuvo información de dos o tres muestreos anuales realizados entre 1983 y 1987, por la Comisión de Aguas del Valle de México (CAVM, 1986, 1987) y por algunas otras instituciones. En los análisis fisicoquímicos se detectó la presencia de compuestos

nitrogenados, nitratos y nitrógeno amoniacal, observándose una tendencia a aumentar su concentración. En los análisis bacteriológicos se encontraron cantidades importantes de coliformes fecales.

Con la información anterior se plantearon los objetivos, hipótesis de trabajo, estrategias, recursos y metodología para llevar a cabo el presente estudio.

7.2 SELECCION DE VARIABLES

Las variables de respuesta que se consideraron para determinar la calidad del agua de los pozos fueron: algunos parámetros fisicoquímicos, las diferentes épocas del año, las características del terreno y las técnicas de muestreo y análisis.

7.2.1 Selección de parámetros fisicoquímicos.

Una de las principales variables a considerar, fue la selección de los parámetros fisicoquímicos, para caracterizar la calidad del agua. Para esto se tomaron como base los parámetros que se incluyen en los Métodos Estándar para Análisis de Aguas y Aguas Residuales (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1985).

A continuación se dará la definición de los parámetros fisicoquímicos seleccionados para este estudio.

7.2.1.1 pH. El potencial de hidrógeno, es un parámetro que nos indica el grado de acidez o alcalinidad del agua, o la actividad del ión hidrógeno (H^+). En la escala de pH, que va de 1 a 14, el pH de 7.0 es neutro, para este valor de pH, la actividad de los iones hidrógeno e hidróxido (OH^-) es igual y para cada uno

corresponde una concentración aproximada de 10^{-7} moles/ litro. Para aguas naturales, generalmente se tiene un intervalo de valores de pH entre 4 y 9. Esto se debe a la presencia de ciertos iones; por ejemplo, si se encuentran iones HCO_3^- , CO_3^{2-} , OH^- , los valores de pH, están arriba de 7.0, por lo tanto, el agua presentará un carácter alcalino; o cuando los valores de pH son menores de 7.0, podría indicar que se encuentran disueltos el CO_2 y/o ácidos minerales, como el H_2CO_3 , el H_2S . Para su determinación se utilizan métodos instrumentales o colorimétricos.

7.2.1.2 Color. La presencia de color en el agua se puede deber a que se encuentran iones metálicos disueltos o a materia orgánica, como humus, plancton o residuos industriales. Este parámetro también se utiliza dentro de las normas de agua potable por razones estéticas, además de las implicaciones que tiene sobre la salud.

7.2.1.3 Olor. El olor se reconoce como un factor de aceptabilidad del agua para consumo humano. La presencia de olor indica un cierto contenido de materia orgánica la que al descomponerse produce gases, como el H_2S o el CH_4 . Su determinación se basa solo en la percepción organoléptica.

7.2.1.4 Turbiedad. La claridad de un agua es importante en la elaboración de productos de consumo humano. La materia suspendida, que puede ser materia orgánica o compuestos inorgánicos poco solubles, causan la turbiedad del agua. La turbiedad es una expresión de las propiedades ópticas que presentan las dispersiones coloidales.

Las partículas coloidales dispersan, absorben o transmiten la luz en línea recta a través del sistema. Debido a la amplia variedad de materiales que causan turbiedad en aguas naturales, se

ha establecido arbitrariamente una unidad estándar que está definida como:

$$1 \text{ mg de SiO}_2/\text{litro} = 1 \text{ unidad de turbiedad}$$

7.2.1.5 Conductividad. Aunque este parámetro no se encuentra dentro de las normas de calidad del agua, es importante, ya que pone de manifiesto la presencia de iones, su concentración, y su movilidad. El valor de la conductividad se puede relacionar con la variación en otros parámetros, como es el de los sólidos disueltos. La conductividad es una expresión numérica que indica la habilidad de una solución acuosa para transmitir la corriente eléctrica. Las soluciones de compuestos inorgánicos como ácidos, bases y sales son buenos conductores. Contrariamente, las moléculas de compuestos orgánicos, al no disociarse en soluciones acuosas presentan una conductividad muy pobre o nula.

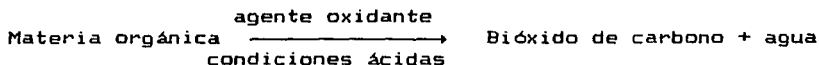
La determinación de la conductividad generalmente se realiza midiendo la resistencia o la conductancia de una solución. La conductancia es el recíproco de la resistencia y se expresa en mhos (ohms recíprocos). La conductividad del agua, por lo general se expresa en micromhos por centímetro ($\mu\text{mhos/cm}$).

7.2.1.6 Temperatura Es una propiedad termodinámica que determina la energía cinética molecular promedio. La temperatura influye en gran proporción en las propiedades físicas, químicas y biológicas en los cuerpos de agua, por lo que es muy importante hacer una determinación precisa de ella.

7.2.1.7 Oxígeno disuelto. Los niveles de oxígeno disuelto en aguas naturales y residuales, dependen de la actividad física, química y bioquímica en el cuerpo de agua. El análisis de oxígeno disuelto, es una prueba clave en aguas contaminadas y en los

procesos de control de tratamiento de aguas residuales. La determinación de oxígeno disuelto en el momento de tomar la muestra, puede indicar la existencia de microorganismos, así como también, la profundidad del agua, en el caso de los pozos o de otros cuerpos de agua profundos.

7.2.1.8 Demanda Química de oxígeno. La demanda química de oxígeno, mide el oxígeno equivalente de aquella porción de materia orgánica presente en una muestra, la cual, puede oxidarse mediante un agente químico altamente oxidante. Esta prueba se basa fundamentalmente en reacciones de oxidación-reducción, ya que la mayor parte de la materia orgánica se oxida en presencia de un agente oxidante fuerte (dicromato de potasio), en medio ácido. El oxidante que no se reduce, se titula con una sustancia reductora. Así se determina la cantidad de oxidante consumido y la cantidad de materia orgánica oxidable se calcula en términos de oxígeno equivalente. La reacción que nos representa la oxidación de la materia orgánica es la siguiente:

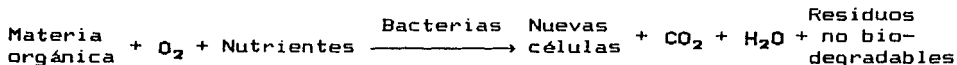


7.2.1.9 Demanda Bioquímica de oxígeno. Esta prueba determina la cantidad de materia orgánica presente en el agua, mediante la medida del oxígeno consumido por los microorganismos. La prueba consiste en la cuantificación del oxígeno disuelto antes y después de un período de cinco días de incubación de la muestra a 20°C, para medir la cantidad de oxígeno utilizado bioquímicamente.

Entre más sea la cantidad de materia orgánica en un cuerpo de agua, mayor será la necesidad de oxígeno para su descomposición, por lo que disminuirá el oxígeno disuelto, creando

condiciones que van en detrimento de la vida acuática y otros usos benéficos.

Cuando se transforma la materia orgánica en condiciones aerobias se producen nuevas células, agua, gas carbónico y un residuo no biodegradable, ésto se representa en la siguiente ecuación:



Esta ecuación es una representación general de todas las complejas reacciones bioquímicas que suceden en un río o en un cuerpo de agua. Se requiere estequiométricamente, que la cantidad de oxígeno utilizada en cualquier punto del proceso, sea proporcional a la cantidad total de materia orgánica que ha sufrido transformación, o igualmente proporcional al grado de desarrollo al que ha llegado la reacción en ese punto del proceso.

La cantidad de oxígeno utilizado por unidad de volumen, puede usarse como medida relativa de la concentración de materia orgánica, ya que dicha cantidad de oxígeno está en función del grado de desarrollo de la reacción bioquímica, así como de la cantidad de materia orgánica.

7.2.1.10 Dureza. Es la medida de la capacidad del agua para precipitar compuestos de calcio y magnesio. El contenido de Ca y Mg resulta de los depósitos de piedra caliza, gis, dolomita y granate, talco y serpentina. Tanto el calcio como el magnesio son muy abundantes en la naturaleza, por lo que son constituyentes importantes del agua. Algunas características del agua variarán de acuerdo al contenido de calcio y magnesio. Este parámetro se puede expresar como "dureza de calcio" o "dureza total". Esta determinación se basa en la formación de sustancias complejas en

donde el calcio y el magnesio son los átomos centrales de los compuestos de coordinación. Esto se detecta mediante procesos volumétricos de titulación.

7.2.1.11 Alcalinidad. Es una medida de la capacidad para neutralizar ácidos. Esta determinación es significativa ya que es una función del contenido de hidróxidos, bicarbonatos y carbonatos; en ocasiones también se toma como una indicación de boratos, fosfatos o la presencia de otras bases. El fundamento de esta determinación se encuentra en el equilibrio ácido-base del sistema y en la propiedad de los ácidos orgánicos débiles para cambiar de coloración, al variar el potencial de hidrógeno de la muestra.

7.2.1.12 Acidez. Esta determinación es una medida de la capacidad para neutralizar bases; y puede indicar el contenido o la formación de CO_2 o ácidos metálicos. El fundamento de esta determinación es el mismo que para la medición de la alcalinidad en una muestra.

7.2.1.13 Cloruros Estos iones son de los principales constituyentes inorgánicos del agua. Generalmente, la concentración de cloruros en aguas subterráneas es muy baja. El cloruro de sodio es un compuesto que puede atravesar el suelo sin dificultad. La determinación de cloruros se basa en el equilibrio en medio heterogéneo que surge al formarse dos fases y un cambio de coloración en el sistema al agregar nitrato de plata.

7.2.1.14 Sulfatos. Este constituyente está ampliamente distribuido en la naturaleza. En presencia de materia orgánica, ciertas bacterias pueden reducirlo a sulfuro; además atraviesa el suelo sin dificultad. Su determinación se basa en la formación de

coloides que provocan turbiedad en la muestra y heterogeneidad en el sistema. Si la concentración de sulfatos es alta, se emplean métodos gravimétricos para cuantificarlos.

7.2.1.15 Fosfatos. El fósforo es un elemento que provoca interferencias en los estudios de calidad del agua. El fósforo forma parte de los nutrientes, causando un crecimiento excesivo de algas y flora en los cuerpos de agua. El crecimiento de fitoplancton puede causar problemas de olor y sabor de los sistemas de abastecimiento de agua, además también puede aumentar la turbiedad. Su medición se basa en la formación de compuestos de coordinación, detectados mediante espectrofotómetros o colorímetros.

7.2.1.16 Nitrógeno en forma de nitratos y nitrógeno amoniacal. El nitrógeno en el agua es de gran interés en todos sus estados de oxidación. Se transforma bioquímicamente en los que constituyen el ciclo del nitrógeno. El nitrógeno en su forma orgánica, incluye materiales naturales como proteínas, péptidos, ácidos nucleicos, urea y numerosos materiales sintéticos de naturaleza orgánica. El nitrógeno total oxidable es la suma de nitritos y nitratos. En la determinación del nitrógeno de nitratos y nitrógeno amoniacal, se forman sustancias complejas y su presencia se detecta mediante espectrofotómetros o colorímetros. Para la medición de los compuestos de nitrógeno, también se emplean electrodos específicos, basados en la diferencia de potencial que se establece en el sistema.

Los nitratos generalmente se presentan en pequeñas cantidades en aguas superficiales, pero en aguas subterráneas, en ocasiones los niveles son altos. Los nitratos son nutrientes esenciales para muchos microorganismos fotosintéticos autótrofos y en algunos casos han sido identificados como nutrientes limitantes del crecimiento.

El nitrógeno amoniacal es un constituyente natural de aguas superficiales y residuales. Su concentración en aguas subterráneas generalmente es baja porque es adsorbido por partículas sólidas. Se produce en grandes cantidades por la deaminación de compuestos que contienen nitrógeno orgánico y por hidrólisis de urea.

7.2.1.17 Metales pesados. Los efectos benéficos de los metales en el agua pueden ser en algunos casos con concentraciones muy bajas, pero en concentraciones mayores los efectos son peligrosamente tóxicos. Los iones metálicos se pueden encontrar disueltos o suspendidos.

El hierro y el manganeso se encuentran en las aguas naturales, así como también en algunas aguas residuales. Estos elementos están presentes en forma insoluble en cantidades significativas en casi todos los suelos; sin embargo, las plantas los toman del suelo en forma soluble. Ambos elementos se encuentran bajo condiciones anaerobias en estado de oxidación +2 y en condiciones aerobias como hierro (III) y manganeso (IV) que son los estados más estables. En la mayoría de las aguas subterráneas, estos dos elementos existen en forma reducida y en ausencia de especies, como los sulfuros y los carbonatos, la solubilidad de los dos metales está controlada por el hidróxido del metal en fase sólida. La mayoría de los metales pesados se pueden determinar colorimétricamente mediante la formación de sustancias complejas o utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica, el cual permite detectar cantidades mínimas (rastras) de dichos metales.

7.2.2 SELECCION DE TECNICAS DE MUESTREO

Se recopiló información acerca de las técnicas de muestreo y preservación de muestras. Se tomó como base el Manual de Técnicas de Muestreo de Aguas y Determinaciones en el Campo (SARH, 1982).

Para obtener datos que representen el carácter y calidad del cuerpo de agua, es necesario un muestreo adecuado del sistema que se desea analizar. Las muestras deben ser representativas de las condiciones que existan en el punto y hora de muestreo y tener el volumen suficiente para efectuar en él, las determinaciones correspondientes.

Para hacer muestreos en pozos, se deja fluir el agua de 5 a 10 min., con el fin de desalojar el agua estacionada en la tubería.

7.2.2.1 Preservación de las muestras. Las técnicas de preservación retardan durante cierto tiempo los cambios químicos y biológicos que se producen después que se toma la muestra. En general, mientras más corto sea el tiempo transcurrido entre la toma de la muestra y su análisis, más seguros serán los resultados obtenidos.

En la siguiente tabla, se tiene una lista de los parámetros más utilizados en los análisis de aguas, así como el volumen necesario de la muestra. Se presenta también el tipo de envase y el preservativo conveniente para conservar, lo mejor posible, las condiciones reales de las muestras, durante su transporte al laboratorio y el tiempo que permanezcan almacenadas.

TABLA No.7.2.2.1 CONDICIONES Y REQUERIMIENTOS DE MUESTREO.

Parámetros	Tipos de envase	Volumen mínimo requerido ml	Preservativo	Tiempo máximo de almacenamiento.
Acidez	V ^B ,P	100	Refrigerar	24 horas.
Alcalinidad	V,P	200	Refrigerar	24 horas
Cloruros	V	50		
Conductividad	V,P	500	Refrigerar	28 días.
Demanda bio-química de oxígeno	V, P	1000	Refrigerar	6 horas.
Demanda química de oxígeno	V,P	100	Analizar tan pronto como sea posible o agregar H ₂ SO ₄ hasta pH menor de 2	7 días .
Dureza	V	100	Agregar HNO ₃ hasta pH menor de 2	6 meses
Fosfatos	V ^A	100	Filtrar y refrigerar (-10°C)	48 horas
Metales	P ^A ,V ^B	--	Filtrar y agregar HNO ₃ hasta pH menor de 2.	6 meses pero varía para ciertos metales.

Continuación de la tabla 7.2.2.1.

CONDICIONES Y REQUERIMIENTOS DE MUESTREO

Nitrógeno Amoniacal	V,P	500	Analizar tan pronto como sea posible o agregar H_2SO_4 hasta pH menor de 2.	7 días
Nitrógeno como Nitratos	V,P	100	Agregar H_2SO_4 hasta pH menor de 2, refrigerar	48 horas.
Oxígeno disuelto.	Envase especial botella de DBO	300	Acidificar o medición inmediata con electrodo.	8 horas.
pH	V, P	---	Medición inmediata.	2 horas.
Sulfatos	V,P	---	Refrigerar	28 días.
Temperatura	V,P	---	Medición inmediata.	---
Turbiedad	V,P	---	Determine el mismo día.	24 horas.

Abreviaturas:

V = Vidrio

P = Plástico

V^A y P^A = Recipientes enjuagados con una solución de HNO_3 1:1

V^B = Vidrio de Boro silicato.

Refrigerar = Almacenamiento a $4^{\circ}C$ en la oscuridad.

7.2.3 ACTIVIDADES DE CAMPO Y DE LABORATORIO

Se programaron muestreos instantáneos periódicos cada 15 días, durante un año. La variación entre los periodos de muestreo, estuvo en función de la disposición del transporte y del funcionamiento de los pozos. Al final del periodo de estudio, por diversos problemas que se presentaron, de los 24 muestreos programados, solamente se obtuvieron 18, distribuidos entre septiembre de 1987 y octubre de 1988, cubriendo con ello las diferentes épocas del año.

Inicialmente, se seleccionaron 10 pozos de 16, tomando en cuenta la ubicación del tiradero y las facilidades de toma de muestras según el camino de acceso.

De la batería de Santa Catarina, que pertenece a la Comisión de Aguas del Valle de México, se seleccionaron 8 de los 14 pozos que la componen y se muestrearon también otros dos pozos del Comisión Estatal de Aguas y Saneamiento del Estado de México, (CEAS), que se encuentran en el lado opuesto del tiradero, pero también muy cercanos a este. De estos dos pozos, uno de ellos, solamente se pudo muestrear tres veces, porque después no se permitió el acceso, bajo ninguna circunstancia.

De los pozos de la batería de Santa Catarina, el número 3, desde un principio, presentó un alto grado de contaminación, ya que todos los parámetros determinados sobrepasaban los límites establecidos en las normas de calidad de agua potable. Después del sexto muestreo, se encontró clausurado y se interrumpió el muestreo definitivamente.

Se tramitó el permiso para un pozo que se encuentra en el interior de una hacienda, pero solamente se pudieron hacer cinco muestreos, ya que el acceso no fue posible en ninguna otra ocasión.

En cada muestreo se tomaban seis muestras de cada pozo para determinar 25 parámetros, de los cuales, tres se medían en el campo (pH, temperatura y oxígeno disuelto); y los demás, se

determinaban en el laboratorio, alcalinidad total (hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos), cloruros, conductividad eléctrica, D.B.O., D.Q.O., dureza total, fosfatos, sodio, potasio, cinc, cromo, hierro, cobre, aluminio, nitrógeno amoniacal, nitratos, sulfatos, turbiedad, olor y color. Para todos ellos se consideraba el tiempo máximo de almacenamiento y las condiciones de preservación adecuadas.

Los procedimientos de las técnicas que se utilizaron para realizar los análisis de las muestras, son los que se describen en los Métodos Estándar para Análisis de Aguas y Aguas Residuales (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1985). Cuando las determinaciones se realizaron en equipos específicos, se siguieron las indicaciones de los manuales correspondientes.

De los resultados obtenidos, se hizo la evaluación de la calidad del agua de los pozos por comparación con las normas requeridas para agua potable. Se utilizó un método estadístico para comparar los resultados obtenidos en época de estiaje y en época de lluvias. El método que se empleó fue el de comparación de medias. También se relacionaron los resultados obtenidos en cada pozo con las características del suelo, la ubicación del tiradero de basura y las condiciones que se detectaron en el acuífero.

CAPITULO 8

RESULTADOS OBTENIDOS

Generalmente al determinar la calidad del agua subterránea, es conveniente analizar el comportamiento de los parámetros fisicoquímicos en el transcurso del tiempo, observando así las variaciones que presentan y relacionarlos con las diferentes épocas del año y con las características geofísicas del terreno.

En este estudio el período de muestreo abarcó de septiembre de 1987 a octubre de 1988, obteniéndose 18 muestreos en los que se determinaron los parámetros fisicoquímicos seleccionados.

B.1 PARAMETROS FISICOQUIMICOS

De los parámetros fisicoquímicos que se determinaron en cada muestreo, los de mayor interés en este estudio fueron pH, nitratos, nitrógeno amoniacal, alcalinidad de bicarbonatos, turbiedad y conductividad, porque se pueden relacionar para explicar la transformación de la materia orgánica según las condiciones detectadas en el acuífero.

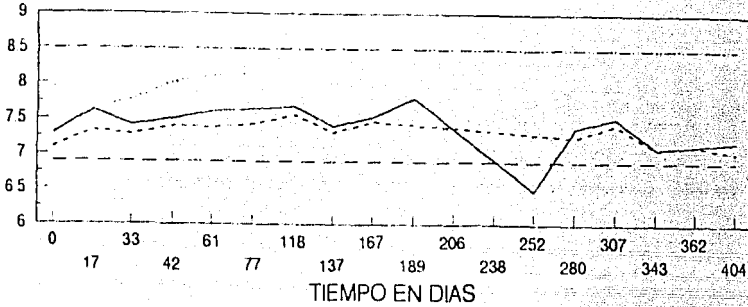
Para ilustrar el comportamiento de los parámetros mencionados, considerandolos como indicadores de la contaminación del agua, se presentan gráficas para cada uno de los pozos, de manera que se puedan observar las variaciones de los parámetros a lo largo del período de muestreo y relacionarlas con la época de lluvia o de estiaje y con las características físicas del terreno. Los parámetros que se destacaron porque sus valores se acercan o son superiores a los establecidos en las normas para agua potable son nitrógeno de nitratos, nitrógeno amoniacal, hierro total y

dureza total como CaCO_3 . Estos parámetros se pueden relacionar con las determinaciones de pH, HCO_3^- , conductividad y turbiedad. Las gráficas que se presentan en las Figuras B.1 a la B.17 corresponden a los pozos 1, 2, 3, 6, 7, 9, 11 y 12 de la batería de Sta. Catarina y al pozo 324 (18) de CEAS, del Estado de México.

VALORES DE pH

BATERIA DE SANTA CATARINA

UNIDADES DE pH



POZO 1

POZO 2

POZO 3

VALOR MÁXIMO

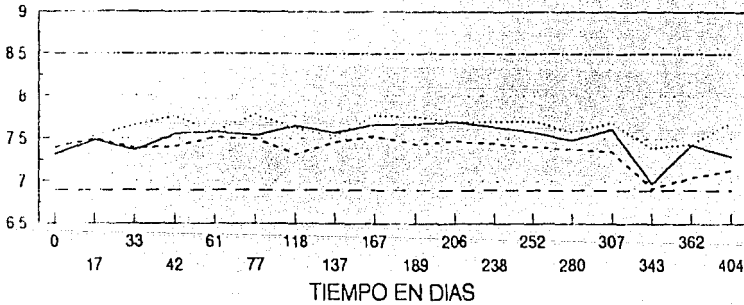
VALOR MÍNIMO

MUESTROS REALIZADOS DE SEPT. 87 A OCT. 88

VALOR MÁXIMO PERMITIDO 8.50

VALOR MÍNIMO PERMITIDO 6.90

UNIDADES DE pH



POZO 6

POZO 7

POZO 9

VALOR MÁXIMO

VALOR MÍNIMO

MUESTROS REALIZADOS DE SEPT. 87 A OCT. 88

VALOR MÁXIMO PERMITIDO 8.50

VALOR MÍNIMO PERMITIDO 6.90

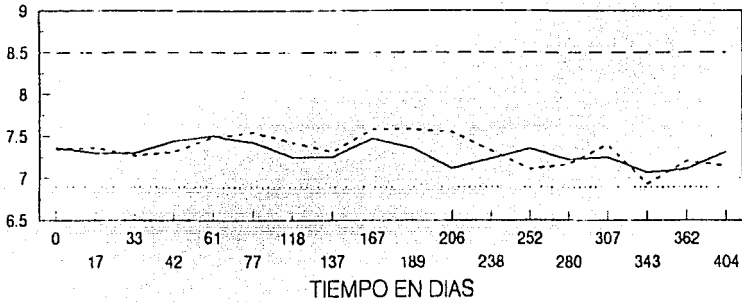
* VALORES PERMITIDOS POR LAS NORMAS PARA AGUA POTABLE

FIGURA 8.1 VALORES DE pH CON RESPECTO AL TIEMPO PARA EL AGUA DE LOS POZOS 1, 2, 3, 6, 7 Y 9.

VALORES DE pH

BATERIA DE SANTA CATARINA

UNIDADES DE pH



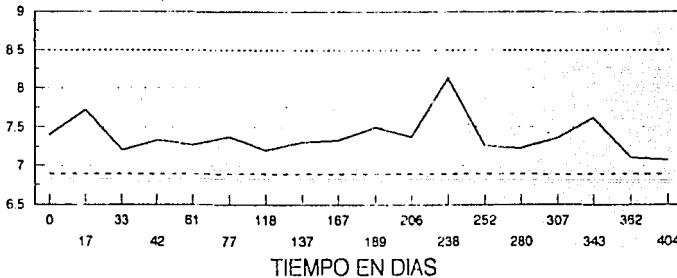
POZO 11 POZO 12 VALOR MINIMO VALOR MAXIMO

MUESTREOS REALIZADOS DE SEPT 87 A OCT 88

* VALOR MINIMO PERMITIDO 6.9

VALOR MAXIMO PERMITIDO 8.5

UNIDADES DE pH POZO DE CEAS EDO DE MEXICO



POZO 324 (18) VALOR MINIMO VALOR MAXIMO

MUESTREOS REALIZADOS DE SEPT 87 A OCT 88

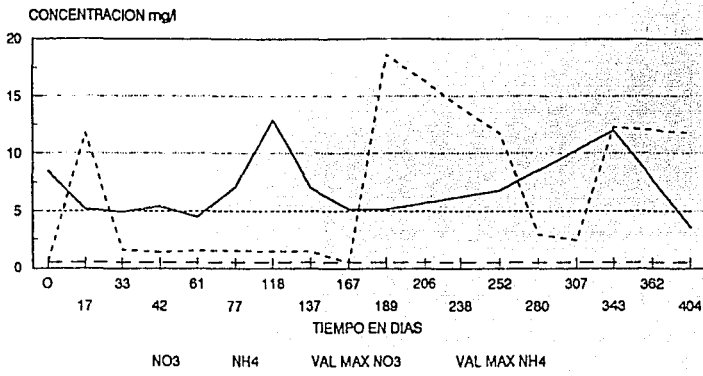
* VALOR MINIMO PERMITIDO 6.9

VALOR MAXIMO PERMITIDO 8.5

* VALORES PERMITIDOS POR LAS NORMAS PARA AGUA POTABLE.

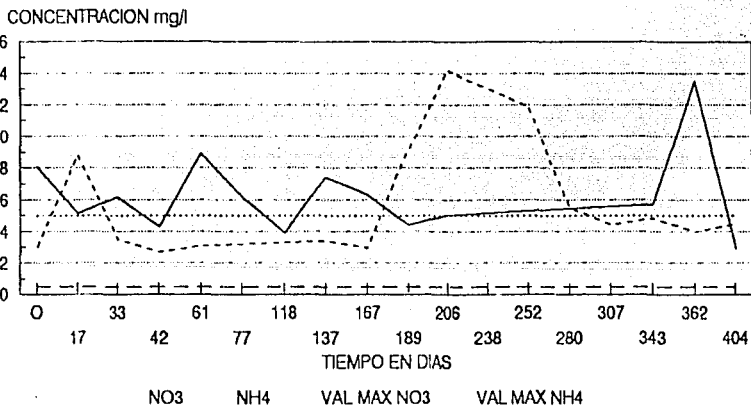
FIGURA 8.2 VALORES DE pH CON RESPECTO AL TIEMPO PARA EL AGUA DE LOS POZOS 11, 12 Y 324 (18).

**CONCENTRACIONES DE NITRATOS Y
NITROGENO AMONICAL
BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 1**



MUESTRAS REALIZADAS DE SEPT 87 A OCT 88
 VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITRATOS 5 mg/l
 VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITROG. AMON. 0.5 mg/l

BATERIA SANTA CATARINA POZO 2

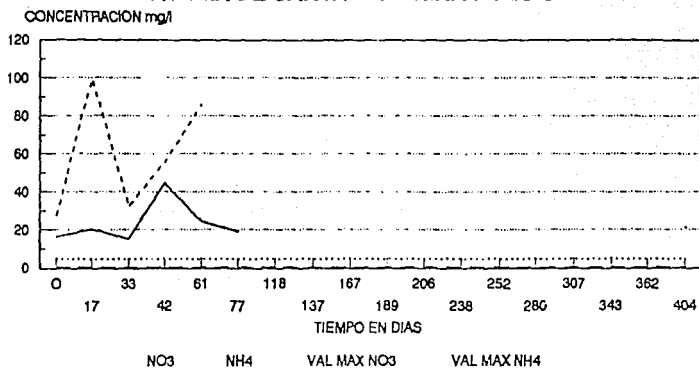


MUESTRAS REALIZADAS DE SEPT 87 A OCT 88
 VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITRATOS 5 mg/l
 VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITROG. AMON. 0.5 mg/l

* VALORES PERMITIDOS POR LAS
 NORMAS PARA AGUA POTABLE

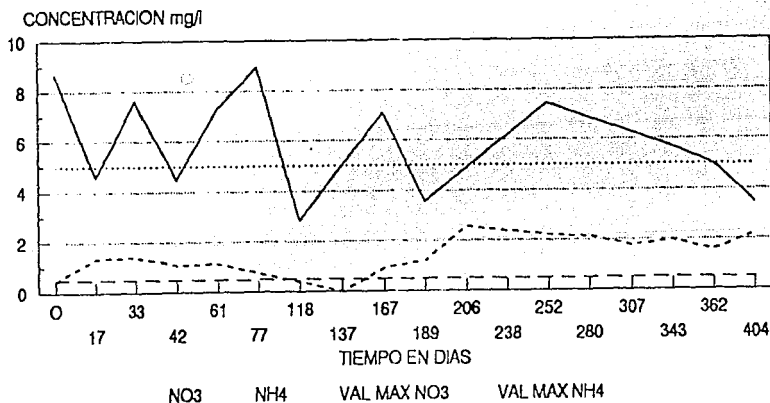
FIGURA 8.3 CONCENTRACIONES DE NITRATOS Y NITRÓGENO AMONICAL CON RESPECTO AL TIEMPO PARA EL AGUA DE LOS POZOS 1 Y 2.

CONCENTRACIONES DE NITRATOS Y NITROGENO AMONICAL BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 3



MUESTROS REALIZADOS DE SEPT 87 A OCT 88
 * VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITRATOS 5 mg/l
 VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITROG AMON 0.5 mg/l

BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 6

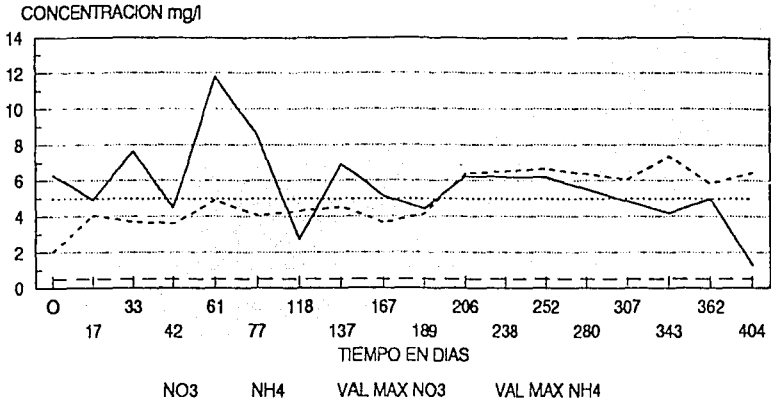


MUESTROS REALIZADOS DE SEPT 87 A OCT 88
 * VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITRATOS 5 mg/l
 VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITROG AMON 0.5 mg/l

* VALORES PERMITIDOS POR LAS
 NORMAS PARA AGUA POTABLE.

FIGURA 8.4 CONCENTRACIONES DE NITRATOS Y NITRÓGENO AMONICAL CON RESPECTO AL TIEMPO PARA EL AGUA DE LOS POZOS 3 Y 6.

**CONCENTRACIONES DE NITRATOS Y
NITROGENO AMONIACAL
BATERIA SANTA CATARINA POZO 7**

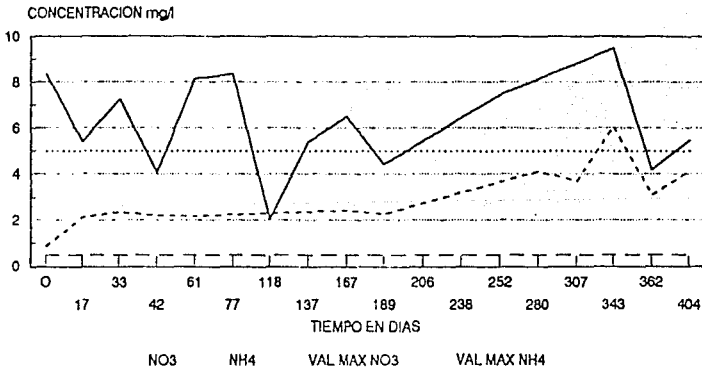


MUESTREOS REALIZADOS DE SEPT 87 A OCT 88

* VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITRATOS 5 mg/l

VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITROG. AMON. 0.5 mg/l

BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 9



MUESTREOS REALIZADOS DE SEPT 87 A OCT 88

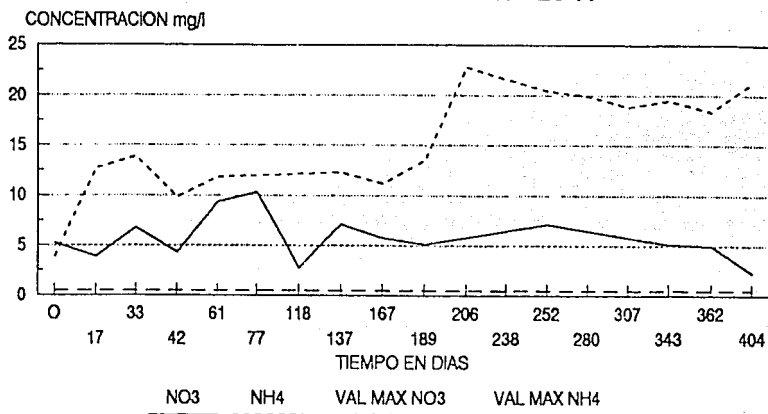
* VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITRATOS 5 mg/l

VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITROG. AMON. 0.5 mg/l

* VALORES PERMITIDOS POR LAS
NORMAS PARA AGUA POTABLE.

FIGURA 8.5 CONCENTRACIONES DE NITRATOS Y NITRÓGENO AMONIACAL CON RESPECTO AL TIEMPO PARA EL AGUA DE LOS POZOS 7 Y 9.

**CONCENTRACIONES DE NITRATOS Y
NITROGENO AMONICAL
BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 11**

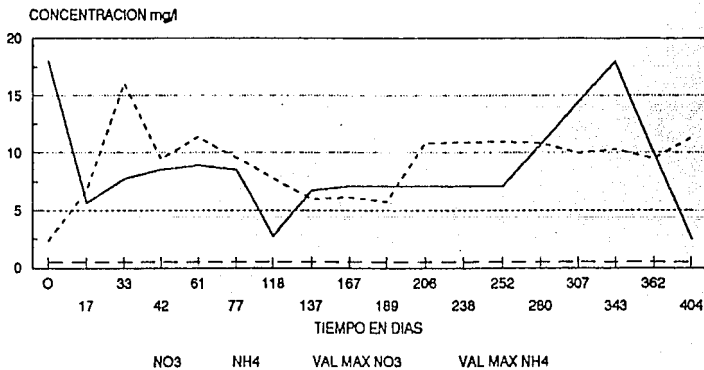


MUESTREOS REALIZADOS DE SEPT 87 A OCT 88

* VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITRATOS 5 mg/l

VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITROG. AMON 0.5 mg/l

BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 12



* MUESTREOS REALIZADOS DE SEPT 87 A OCT 88

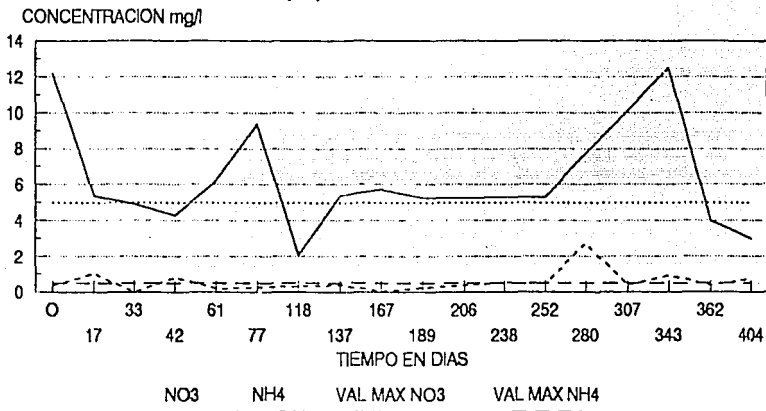
VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITRATOS 5 mg/l

VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITROG. AMON 0.5 mg/l

* VALORES PERMITIDOS POR LAS
NORMAS PARA AGUA POTABLE.

FIGURA 8.6 CONCENTRACIONES DE NITRATOS Y NITRÓGENO AMONICAL CON RESPECTO AL TIEMPO PARA EL AGUA DE LOS POZOS 11 Y 12.

**CONCENTRACIONES DE NITRATOS Y
NITROGENO AMONICAL
POZO 324(18) CEAS EDO. DE MEXICO.**



MUESTREOS REALIZADOS DE SEPT 87 A OCT 88

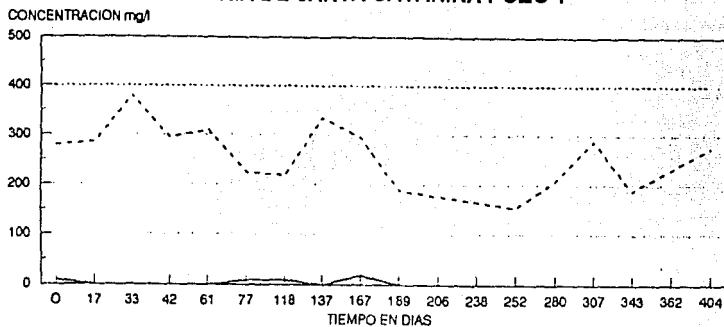
* VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITRATOS 5 mg/l

VALOR MAXIMO PERMITIDO DE NITROG. AMON 0.5 mg/l

* VALORES PERMITIDOS POR LAS NORMAS PARA AGUA POTABLE.

FIGURA 8.7 CONCENTRACIONES DE NITRATOS Y NITRÓGENO AMONICAL CON RESPECTO AL TIEMPO PARA EL AGUA DEL POZO 324 (18).

CONCENTRACIONES DE CARBONATOS Y BICARBONATOS BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 1

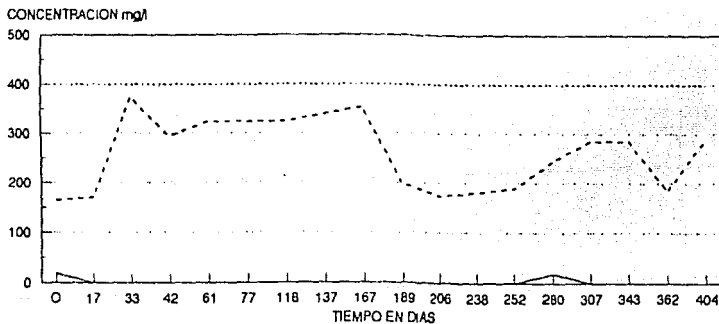


CARBONATOS BICARBONATOS VAL MAX DE CARBONATOS

MOUESTRAS REALIZADAS DE SEPT 87 A OCT 88

* VALOR MAX PERMITIDO AL C. CaCO_3 400 mg/l

BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 2



CARBONATOS BICARBONATOS VAL MAX DE CARBONATOS

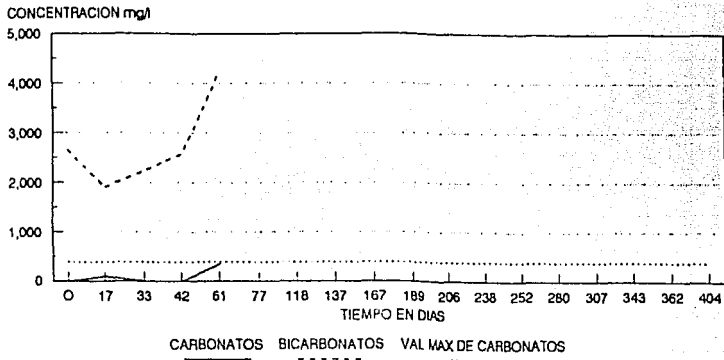
MOUESTRAS REALIZADAS DE SEPT 87 A OCT 88

* VALOR MAX PERMITIDO AL C. CaCO_3 400 mg/l

* VALOR MÁXIMO PERMITIDO POR LAS NORMAS PARA AGUA POTABLE.

FIGURA 8.8 CONCENTRACIONES DE CARBONATOS Y BICARBONATOS CON RESPECTO AL TIEMPO PARA EL AGUA DE LOS POZOS 1 Y 2.

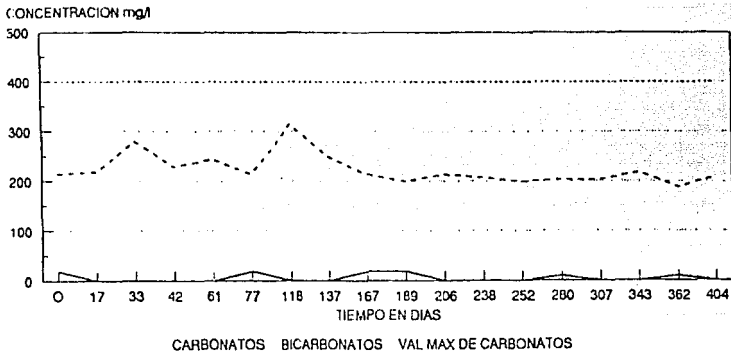
**CONCENTRACIONES DE CARBONATOS Y
BICARBONATOS
BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 3**



MUESTREOS REALIZADOS DE SEPT 87 A OCT 88
VALOR MAX. PERMITIDO AL C. CaCO_3 4000 mg/l

*

BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 6



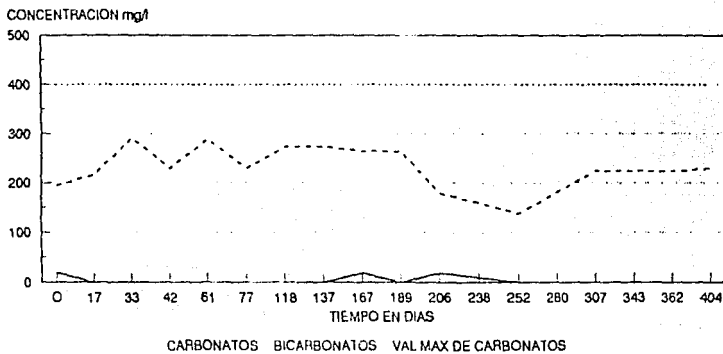
MUESTREOS REALIZADOS DE SEPT 87 A OCT 88
VALOR MAX. PERMITIDO AL C. CaCO_3 400 mg/l

*

* VALOR MÁXIMO PERMITIDO POR LAS NORMAS PARA AGUA POTABLE.

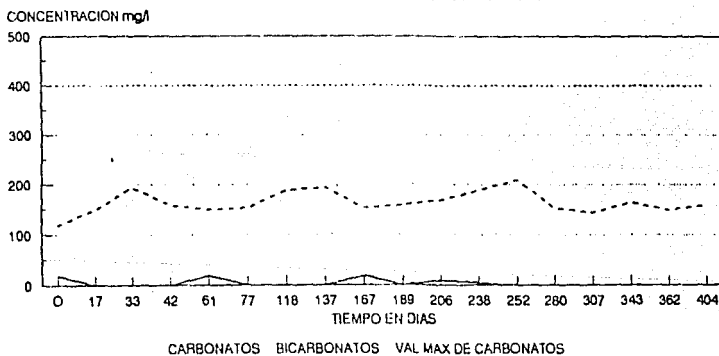
FIGURA 8.9 CONCENTRACIONES DE CARBONATOS Y BICARBONATOS CON RESPECTO AL TIEMPO PARA EL AGUA DE LOS POZOS 3 Y 6.

CONCENTRACIONES DE CARBONATOS Y BICARBONATOS BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 7



* MUESTRAS REALIZADAS DE SEPT 87 A OCT 88
VALOR MÁX. PERMITIDO ALC. CaCO_3 400 mg/l

BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 9

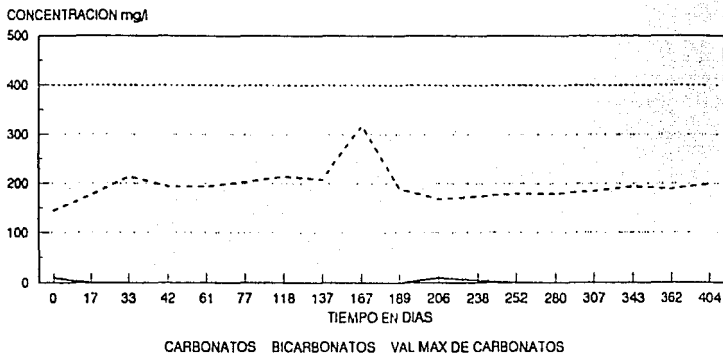


* MUESTRAS REALIZADAS DE SEPT 87 A OCT 88
VALOR MÁX. PERMITIDO ALC. CaCO_3 400 mg/l

* VALOR MÁXIMO PERMITIDO POR LAS NORMAS PARA AGUA POTABLE.

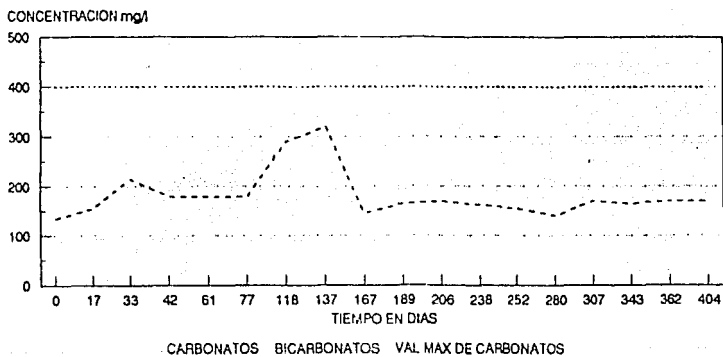
FIGURA 8.10 CONCENTRACIONES DE CARBONATOS Y BICARBONATOS CON RESPECTO AL TIEMPO PARA EL AGUA DE LOS POZOS 7 Y 9.

CONCENTRACIONES DE CARBONATOS Y BICARBONATOS BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 11



* MUESTRAS REALIZADOS DE SEPT 87 A OCT 88
VALOR MAX. PERMITIDO ALC. CaCO_3 400 mg/l

BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 12

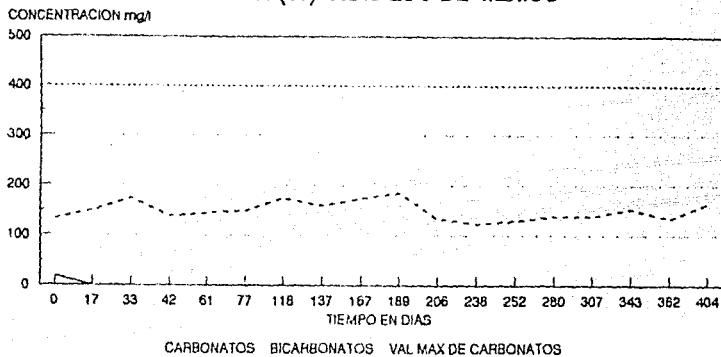


* MUESTRAS REALIZADOS DE SEPT 87 A OCT 88
VALOR MAX. PERMITIDO ALC. CaCO_3 400 mg/l

* VALOR MÁXIMO PERMITIDO POR LAS NORMAS PARA AGUA POTABLE.

FIGURA 8.11 CONCENTRACIONES DE CARBONATOS Y BICARBONATOS CON RESPECTO AL TIEMPO PARA EL AGUA DE LOS POZOS 11 Y. 12.

**CONCENTRACIONES DE CARBONATOS Y
BICARBONATOS
POZO 324 (18) CEAS EDO DE MEXICO**



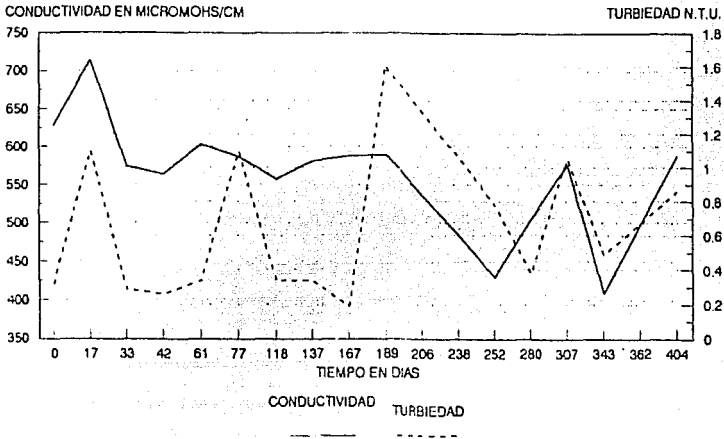
MUESTROS REALIZADOS DE SEPT A OCT 88

* VALOR MAX PERMITIDO AL C CaCO_3 400 mg/l

* VALOR MÁXIMO PERMITIDO POR LAS NORMAS PARA AGUA POTABLE.

FIGURA 8.12 CONCENTRACIONES DE CARBONATOS Y BICARBONATOS CON RESPECTO AL TIEMPO PARA EL AGUA DEL POZO 324(18).

**VALORES DE CONDUCTIVIDAD Y TURBIEDAD
BATERIA DE SANTA CATARINA POZO 1**



BATERIA SANTA CATARINA POZO 2

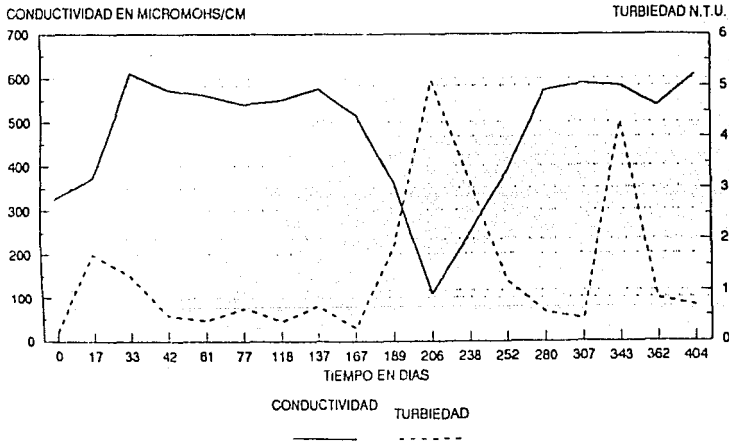
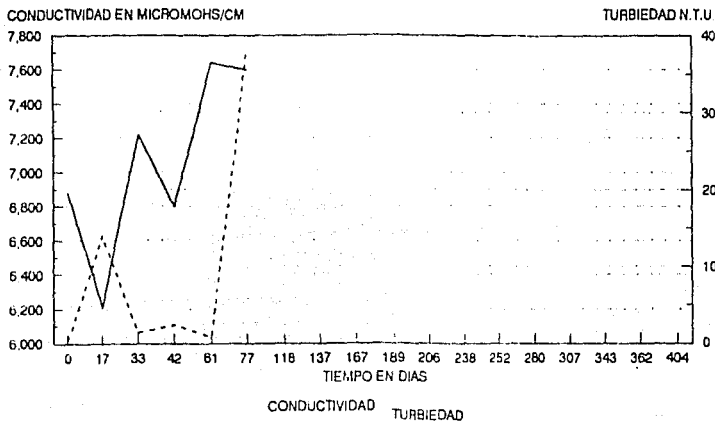


FIGURA 8.13 VALORES DE CONDUCTIVIDAD Y TURBIEDAD PARA EL AGUA DE LOS POZOS 1 Y 2.

VALORES DE CONDUCTIVIDAD Y TURBIEDAD BATERIA SANTA CATARINA POZO 3



BATERIA SANTA CATARINA POZO 6

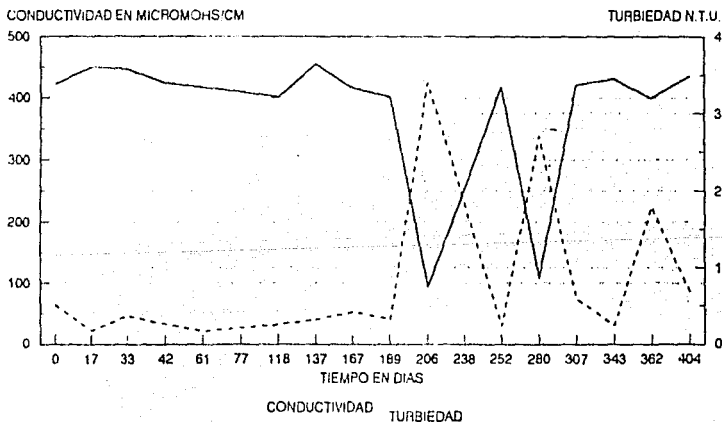
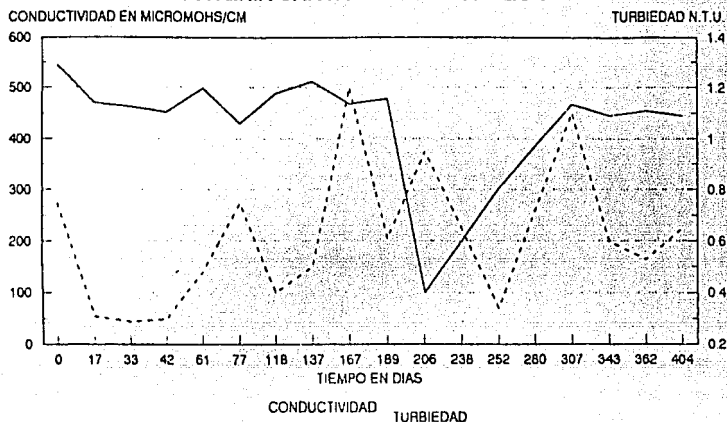


FIGURA 8.14 VALORES DE CONDUCTIVIDAD Y TURBIEDAD PARA EL AGUA DE LOS POZOS 3 Y 6.

VALORES DE CONDUCTIVIDAD Y TURBIEDAD BATERIA SANTA CATARINA POZO 7



BATERIA SANTA CATARINA POZO 9

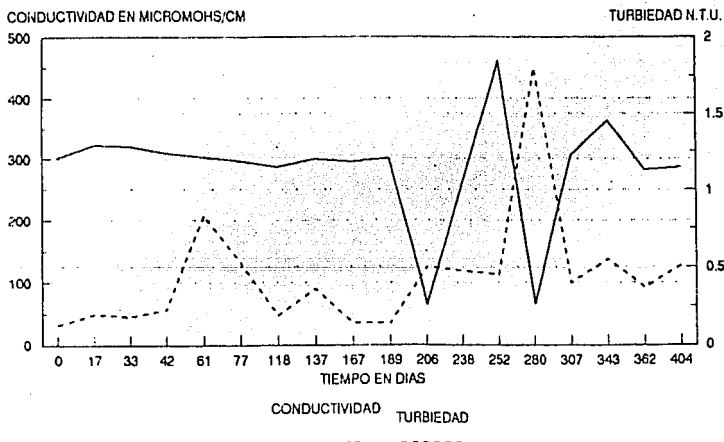
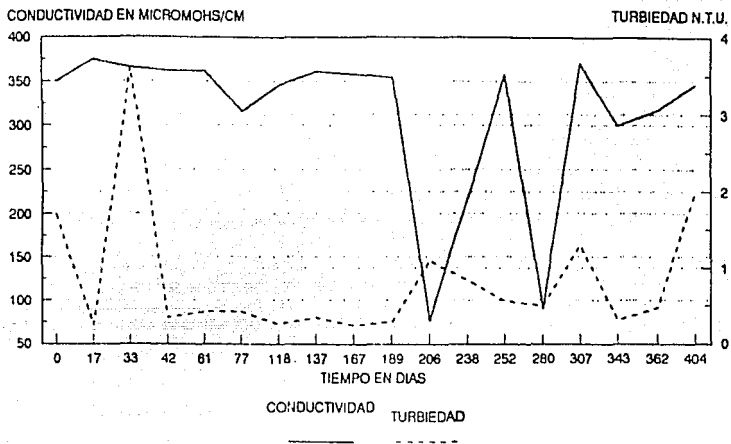


FIGURA 8.15 VALORES DE CONDUCTIVIDAD Y TURBIEDAD PARA EL AGUA DE LOS POZOS 7 Y 9.

VALORES DE CONDUCTIVIDAD Y TURBIEDAD BATERIA SANTA CATARINA POZO 11



BATERIA SANTA CATARINA POZO 12

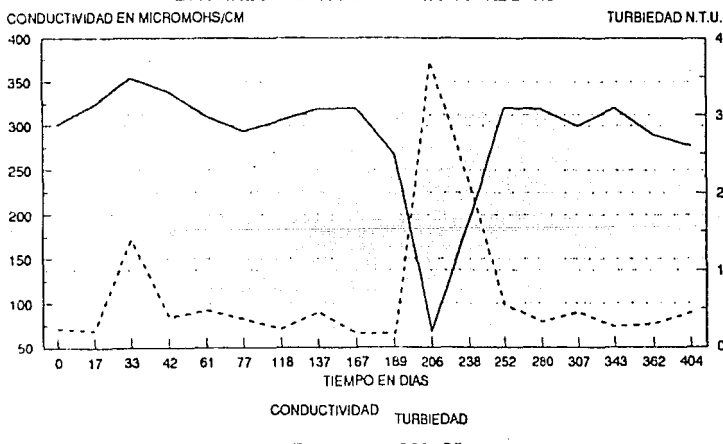


FIGURA 8.16 VALORES DE CONDUCTIVIDAD Y TURBIEDAD PARA EL AGUA DE LOS POZOS 11 Y 12.

VALORES DE CONDUCTIVIDAD Y TURBIEDAD
POZO 324 (18) CEAS ESTADO DE MEXICO

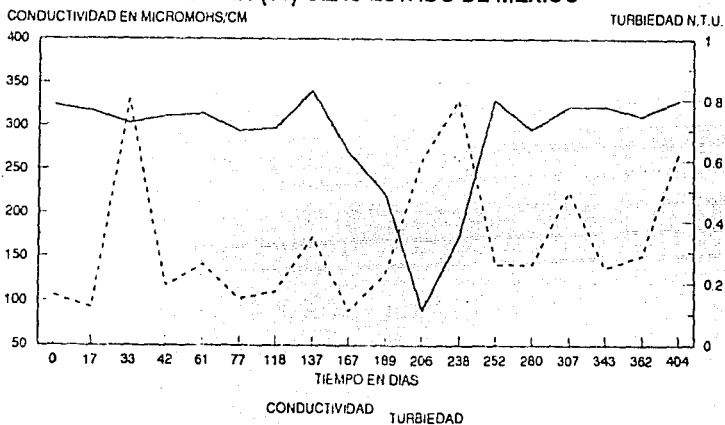


FIGURA 8.17 VALORES DE CONDUCTIVIDAD Y TURBIEDAD PARA EL AGUA DEL POZO 324 (18).

Para tener un marco de referencia más objetivo se presentan en las tablas 8.1 a la 8.5 los valores mínimos, máximos y valor promedio de los parámetros determinados en el laboratorio y que se contemplan en las Normas de Calidad de Agua Potable, para cada uno de los pozos.

De los resultados obtenidos se observa, que los parámetros que se encuentran dentro de los límites permitidos para todos los pozos son: sulfatos (SO_4^{2-}), cobre y alcalinidad total como CaCO_3 .

A continuación se describen las características particulares de cada pozo, para señalar aquellos parámetros que tuvieron valores mayores que los límites que marcan las Normas de Calidad de Agua Potable. Estos parámetros también se incluyen en esquemas de potabilidad del agua, en los que se dibujan las escalas de los parámetros indicadores de contaminación y sobre éstas se marcan los valores mínimos y máximos de cada parámetro, de tal manera que al unir todos los valores mínimos y por otro lado todos los valores máximos se obtiene un esquema que indica si el agua de los pozos se encuentra en la categoría de potable conveniente o tolerable o en la categoría de no potable (Figuras 8.18 a la 8.27).

8.2 RESULTADOS POR POZO

8.2.1 POZO 1. Este pozo, que forma parte de la batería de Santa Catarina (14 pozos), es el más cercano al tiradero de basura como se muestra en la figura 6.1.1. Los valores de pH determinados están dentro de los límites para agua potable, excepto en una lectura la que es superior al límite inferior por 0.42 unidades de pH (Fig. 8.1). La cantidad de oxígeno disuelto está de acuerdo a la que generalmente se presenta en aguas subterráneas.

La dureza total que tiene el agua de este pozo está abajo del límite permitido, por lo que se puede considerar agua blanda (Fig. 8.18) (Rodier, 1978).

Con respecto a los compuestos nitrogenados que se presentan, el valor máximo de los nitratos (12.95 mg/l), está por arriba del límite permitido en 7.95 mg/l; además, es conveniente señalar que en 10 de los muestreos los valores fueron superiores a la norma permitida.

Para el nitrógeno amoniacal, el valor máximo (18.6 mg/l), es superior al límite permitido en 18.1 mg/l y en 12 de los muestreos el valor determinado está arriba del límite (figura 8.3).

Para los metales de transición analizados cobre, plomo, hierro y cromo el único que está arriba del límite permitido es el hierro con 0.10 mg/l. En el valor máximo y en tres de los muestreos se encontró que fue superior a la norma.

8.2.2 POZO 2. Se encuentra a continuación del pozo 1 (figura 6.1.1). Presenta valores de pH dentro de los límites permitidos para el agua potable (Fig. 8.1). La cantidad de oxígeno disuelto está de acuerdo con la que se presenta en general en aguas subterráneas.

Los valores determinados para dureza total, no son superiores a los límites permitidos, aunque el máximo valor detectado coincide exactamente con el límite permitido para agua potable (Fig. 8.19).

En cuanto a los nitratos, en este pozo se detectó un valor máximo (13.50 mg/l), mayor que en el pozo 1, siendo superior al límite permitido en 8.5 mg/l. Es conveniente señalar que en 11 muestreos los valores determinados quedaron arriba del límite.

Para nitrógeno amoniacal el valor máximo (14.20 mg/l) es menor que en el pozo 1, aunque también es superior al límite permitido en 13.7 mg/l. En todos los muestreos los valores obtenidos quedaron arriba del límite establecido (Fig. 8.3).

Con relación a los metales de transición que se determinaron, el que presentó valores superiores a las normas es el hierro con 0.53 mg/l, con un valor medio de 0.29 mg/l. Durante 5 muestreos, los valores fueron mayores que el límite establecido.

8.2.3 POZO 3. Su ubicación se muestra en la figura 6.1.1. De acuerdo con la descripción de la geología del terreno, en este pozo, se encuentran en la dirección de la perforación del pozo, dos lentes de arcilla que posiblemente están provocando que el agua de mala calidad del acuitardo se este mezclando con el agua de buena calidad del acuífero propiciando que las características fisicoquímicas del agua, presenten valores muy superiores a los límites permitidos para agua potable, como se muestra en la siguiente tabla:

Parámetro	Valor máximo determinado	Valor de la norma para agua potable.	Diferencia
Turbiedad	38 NTU	10 NTU	28 NTU
Nitratos	44.92 mg/l	5 mg/l	39.92 mg/l
Nitrógeno amoniacal	99.20 mg/l	0.50 mg/l	98.70 mg/l
Hierro total	1.13 mg/l	0.30 mg/l	0.83 mg/l

En todos los muestreos los valores de los parámetros anteriores fueron mayores que los límites establecidos. Además el agua de este pozo, presenta una conductividad excesivamente alta de 7640 μ mhos/cm, lo cual indica una gran cantidad de iones disueltos (Fig. 8.14).

Esto se puede explicar debido a la presencia de las formaciones arcillosas que alteran la calidad del agua del acuífero. Por consiguiente, el agua de este pozo se encuentra en la categoría de no potable (Fig. 8.20). Para este pozo únicamente se pudieron hacer 4 muestreos, porque posteriormente se encontró clausurado.

8.2.4 POZO 6. Se encuentra en la parte media de la batería de Sta. Catarina (Fig.6.1.1), en donde geológicamente se localiza la capa de mayor espesor del material arcilloso, que es el que presenta menor permeabilidad.

Los valores de pH para el agua de este pozo se encuentran dentro de los límites permitidos para agua potable (Fig. 8.1). El oxígeno disuelto está de acuerdo a la cantidad que presentan las aguas subterráneas.

El valor máximo detectado para dureza total (355 mg/l) es superior en 55.00 mg/l al límite permitido. En este caso, el agua de este pozo queda en la categoría de tolerable (Fig. 8.21).

Con relación a nitratos, el valor máximo determinado (8.96 mg/l) es superior al límite permitido en 3.96 mg/l, el valor medio de éste parámetro fue de 5.91 mg/l. En 7 de los muestreos los valores obtenidos fueron mayores que el límite.(Fig. 8.4).

Para nitrógeno amoniacal el valor máximo (2.54 mg/l) es superior al límite permitido en 2.04 mg/l, con un valor medio de 1.58 mg/l. En 13 de los muestreos los valores fueron mayores que dicho límite. Sin embargo es el que muestra valores más bajos de nitrógeno amoniacal (Fig. 8.4)

Para los metales de transición el que presenta una concentración superior al límite permitido es el hierro, cuyo valor máximo determinado fue de 1.41 mg/l rebasando al límite en 1.11 mg/l y con un valor medio de 0.24 mg/l. Solamente en 3 de los muestreos los valores fueron mayores que el límite.

8.2.5 POZO 7. Este pozo también se encuentra en la parte media de la batería de Sta. Catarina (Fig. 6.1.1.). Los valores de pH se encuentran dentro de los límites para agua potable (Fig. 8.1). El oxígeno disuelto se encuentra dentro de las cantidades caarakterísticas para aguas subterráneas. Los valores de dureza total también se encuentran dentro de los límites establecidos (Fig. 8.22).

Con respecto a los compuestos nitrogenados, para los nitratos, el valor máximo (11.81 mg/l) es superior en 6.82 mg/l al límite establecido, siendo su valor medio de 5.73 mg/l. En 8 muestreos los valores fueron mayores al mencionado límite.

Para nitrógeno amoniacal, el valor máximo (7.36 mg/l) es superior en 6.86 mg/l que el valor máximo que establece la norma y su valor medio fue de 4.96 mg/l. En todos los muestreos las concentraciones son superiores a la cantidad establecida.

Para los metales pesados, el que presenta una concentración mayor a la norma es el hierro (1.0 mg/l). Esto se presentó únicamente en una muestra.

8.2.6 POZO 9. Este pozo ya se encuentra relativamente lejano al tiradero (Fig. 6.1.1.), pero se localiza cerca de la zona donde se encuentra uno de los asentamientos humanos más grandes y que carece de los servicios sanitarios y de drenaje indispensables.

Los valores de pH se encuentran dentro de los límites establecidos para agua potable (Fig. 8.1). El oxígeno disuelto, como en los pozos anteriores, corresponde a los contenidos característicos de agua subterránea.

El valor máximo de dureza total (350.0 mg/l) supera en 50 mg/l al valor permitido y sólo se presentó en uno de los muestreos (Fig. 8.23).

Para los compuestos nitrogenados, los nitratos presentan un valor máximo (9.50 mg/l) que es mayor en 4.50 mg/l al valor límite establecido, su valor medio fue de 6.20 mg/l. En 11 de los muestreos, las concentraciones fueron superiores al mencionado límite.

En el caso de nitrógeno amoniacal (22.80 mg/l), en todos los muestreos se obtuvieron valores mayores al límite permitido, hasta en 22.3 mg/l, teniendo un valor medio de 8.98 mg/l (Fig. 8.5).

Para los metales de transición el que tiene valores mayores a los permitidos es el hierro (3.81 mg/l), éste metal presenta un valor medio de 0.3 mg/l.

8.2.7 POZO 11. Este pozo se encuentra más cercano a la zona de asentamientos humanos (Fig. 6.1.1). Los valores de pH se encuentran dentro de los límites establecidos para agua potable (Fig. 8.2). El oxígeno disuelto presenta valores característicos de aguas subterráneas.

Los valores de dureza total están abajo de los valores establecidos, es decir, se considera agua dulce (Fig. 8.24). Para los compuestos nitrogenados, en los nitratos el valor máximo detectado (10.28 mg/l) está por arriba del límite establecido en 5.28 mg/l, su valor medio fue de 7.73 mg/l. En 10 de las 18 muestras las concentraciones fueron superiores al mencionado límite (Fig. 8.6).

En el caso del nitrógeno amoniacal, las concentraciones encontradas fueron superiores al límite máximo en todos los casos, el máximo valor (22.8 mg/l), fué mayor en 22.3 mg/l al valor de la norma y el promedio fue de 15.36 mg/l.

Como en los casos anteriores, el hierro (3.33 mg/l), es el único metal pesado que supera la norma en 3.03 mg/l. En 5 de los muestreos el valor determinado fue mayor que el límite y su promedio fue de 0.41 mg/l.

8.2.8 POZO 12. De los pozos que se muestrearon, éste es el más alejado del tiradero, pero a su vez, es el más cercano a la zona en donde se encuentran los asentamientos humanos (Fig. 6.1.1).

Los valores de pH están dentro de los límites permitidos (Fig. 8.2). Los valores de dureza total són los más bajos encontrados en todos los pozos y no son superiores a los límites marcados por las normas (Fig. 8.25).

Para los nitratos, el valor máximo determinado (18.00 mg/l) fue superior al límite establecido en 13 mg/l y en 12 de las 18 muestras se obtuvieron valores mayores que dicho límite, su valor promedio fue de 8.97 mg/l (Fig. 8.6).

Para nitrógeno amoniacal, las concentraciones de todas las muestras fueron mayores que el máximo establecido. La mayor

diferencia fue de 15.6 mg/l, para el máximo valor determinado (16.10 mg/l) y su valor promedio fue de 10.12 mg/l (Fig. 8.6). En este caso y en el pozo anterior, los valores de estos parámetros vuelven a aumentar, debido a que en la zona existen asentamientos humanos sin servicios sanitarios, todas las descargas de aguas negras se vierten directamente al suelo. Por lo cual existe percolación de desechos orgánicos, que aumentan la concentración de compuestos nitrogenados.

En este pozo, los valores de la concentración de hierro disminuyen con respecto a la de los otros pozos, aunque también son superiores al límite permitido en tres de las muestras.

8.2.9 POZO 18 CEAS. Este pozo se localiza al noreste de la batería de Santa Catarina y está más cercano al tiradero de basura, que el pozo 1 (Fig. 6.1.1.). En este pozo, la distribución del agua se realiza mediante pipas, las cuales de una manera continua transportan el agua a los lugares de consumo.

En este pozo, los valores de pH se encuentran dentro de los límites establecidos (Fig. 8.2) y el oxígeno disuelto como en los casos hasta aquí mencionados está de acuerdo al valor característico de las aguas subterráneas.

Los valores de dureza total rebasan en dos ocasiones el valor límite para agua potable, y la diferencia máxima detectada fué de 95 mg/l (Fig. 8.26).

Con respecto a los nitratos, el valor determinado más alto (12.50 mg/l) es superior en 7.5 mg/l al valor máximo de la norma y su promedio es de 6.12 mg/l. En este caso en 10 de las muestras las concentraciones fueron mayores a dicho límite (Fig. 8.7).

Para nitrógeno amoniacal, el valor máximo (12.00 mg/l) es mayor en 11.5 mg/l y la norma fue superada en 8 de las 18 muestras, su valor promedio fue de 5.65 mg/l (Fig. 8.7).

En este caso, ninguno de los metales pesados, cobre, plomo, hierro y cromo está por encima de los valores permitidos para el agua potable.

8.2.10 POZO A. Este pozo, se encuentra localizado al noroeste del tiradero dentro de la hacienda de la Asunción. En este pozo, únicamente se recolectaron 5 muestras, ya que se inició el muestreo al clausurarse el pozo 3 y después del décimosegundo muestreo ya no se permitió continuar tomando muestras del agua de este pozo.

De los muestreos realizados, los valores de pH están dentro de los límites establecidos y la concentración de oxígeno disuelto, es similar al de los pozos de Santa Catarina.

Con respecto a los compuestos nitrogenados los valores determinados son en general menores que en los demás pozos, aunque también superaron los valores establecidos, para los nitratos el valor máximo determinado (7.11 mg/l) fue superior en 2.11 mg/l a la norma, su valor promedio fue de 5.30 mg/l y para nitrógeno amoniacal el máximo determinado fue de 10.10 mg/l y supera en 9.50 mg/l a la norma para agua potable (Fig. 8.27), su valor promedio fue de 8.13 mg/l.

Para los metales de transición las concentraciones determinadas fueron superiores al límite establecido solamente en un muestreo, para el hierro; para el cobre, plomo y cromo no se llegó a obtener la concentración máxima permitida.

TABLA 8.1

VALORES MAXIMOS, MINIMOS Y PROMEDIOS DE LOS
PARAMETROS DETERMINNADOS EN EL AGUA DE LOS POZOS.

Parámetro	Límites permit.	P O Z O					
		1			2		
		mínimo	máximo	promedio	mínimo	máximo	promedio
pH	6.9-8.5	<u>6.48</u>	7.80	7.41	7.04	7.57	7.31
Turbiedad	10	0.19	1.60	0.63	0.26	5.10	1.24
Oxígeno disuelto	--	0.70	2.90	1.44	0.50	3.70	1.54
Dureza total.	300.00	180.00	285.00	215.67	95.00	300.00	244.06
N-NO ₃ ⁻	5.00	3.60	<u>12.95</u>	6.80	2.95	<u>13.50</u>	6.24
N-NH ₄ ⁺	0.50	0.50	<u>18.60</u>	6.07	<u>2.71</u>	<u>14.20</u>	5.74
Cu	1.50	0.00	0.46	0.06	0.00	0.10	0.04
Fe	0.30	0.00	<u>0.40</u>	0.12	0.10	<u>0.83</u>	0.29
Cr	0.05	0.00	<u>0.10</u>	0.02	0.00	<u>0.06</u>	0.02
Al c. CO ₃ ²⁻	400.00	0.00	20.00	4.67	0.00	20.00	2.35
Al c. HCO ₃ ⁻	--	155.0	380.0	255.67	175.0	375.0	266.62
SO ₄ ²⁻	250.00	0.00	4.50	1.22	0.00	6.30	1.58
DBO	--	1.30	5.95	3.77	2.00	6.00	3.85
Na ⁺	--	110.40	431.25	195.00	87.40	407.10	163.54
K ⁺	--	9.77	54.73	24.32	4.69	39.09	23.81
Conducti- vidad	--	410.00	714.00	566.47	109.00	612.00	493.24

NOTA 1. Todos los valores están expresados en mg/l, excepto: turbiedad (U.T.N.), alcalinidad de CO₃²⁻, alcalinidad de HCO₃⁻ (mg/l, como CaCO₃), pH (unidades de pH) y conductividad (μmhos/cm)

NOTA 2. Los valores subrayados son superiores a los límites permitidos.

TABLA 8.2

VALORES MAXIMOS, MINIMOS Y PROMEDIOS DE LOS
PARAMETROS DETERMINNADOS EN EL AGUA DE LOS POZOS.

Parámetro	Límites permit.	P O Z O					
		3			6		
		mínimo	máximo	promedio	mínimo	máximo	promedio
pH	6.9-8.5	7.65	8.15	7.95	6.98	7.70	7.50
Turbiedad	10	0.36	<u>38.00</u>	10.88	0.17	3.40	0.77
Oxígeno disuelto	--	0.00	1.10	0.46	0.70	3.90	1.79
Dureza total.	300.00	95.00	165.00	130.83	165.00	<u>355.00</u>	210.33
N-NO ₃ ⁻	5.00	<u>15.57</u>	<u>44.92</u>	23.67	2.83	<u>8.96</u>	5.91
N-NH ₄ ⁺	0.50	<u>27.80</u>	<u>99.20</u>	60.28	0.48	<u>2.54</u>	1.58
Cu	1.50	0.00	0.07	0.02	0.00	0.05	0.02
Fe	0.30	0.08	<u>1.13</u>	0.53	0.00	<u>1.41</u>	0.24
Cr	0.05	0.00	0.04	0.01	0.00	0.04	0.01
Alc. CO ₃ ²⁻	400.00	0.00	350.00	93.00	0.00	20.00	5.88
Alc. HCO ₃ ⁻	--	1905.0	4225.0	2274.0	190.00	315.00	225.30
SO ₄ ²⁻	250.00	1.59	75.00	34.20	0.00	6.30	1.58
DBO	--	0.00	5.66	1.62	0.55	1.65	1.11
Na ⁺	--	1325.0	2127.5	1979.0	92.00	204.13	143.99
K ⁺	--	17.98	205.22	147.95	4.50	39.09	17.99
Conductividad	--	6210.0	7640.0	7058.7	94.13	456.00	361.65

NOTA 1. Todos los valores están expresados en mg/l, excepto: turbiedad (U.T.N.), alcalinidad de CO₃²⁻, alcalinidad de HCO₃⁻ (mg/l, como CaCO₃), pH (unidades de pH) y conductividad (μmhos/cm)

NOTA 2. Los valores subrayados son superiores a los límites permitidos.

TABLA 8.3

VALORES MAXIMOS, MINIMOS Y PROMEDIOS DE LOS
PARAMETROS DETERMINADOS EN EL AGUA DE LOS POZOS.

Parámetro	Límites permit.	P O Z O					
		7			9		
		mínimo	máximo	promedio	mínimo	máximo	promedio
pH	6.9-8.5	6.92	7.53	7.36	7.39	7.79	7.62
Turbiedad	10	0.29	1.20	0.61	0.14	1.80	0.44
Oxígeno disuelto	--	0.50	2.50	1.45	0.70	3.90	1.78
Dureza total.	300.00	150.00	255.00	198.57	55.00	<u>350.00</u>	158.57
N-NO ₃ ⁻	5.00	1.30	<u>11.81</u>	5.73	2.05	<u>9.50</u>	6.20
N-NH ₄ ⁺	0.50	<u>2.03</u>	<u>7.36</u>	4.96	<u>0.90</u>	<u>22.80</u>	8.98
Cu	1.50	0.00	0.10	0.03	0.00	0.05	0.01
Fe	0.30	0.00	<u>1.00</u>	0.19	0.00	<u>3.81</u>	0.30
Cr	0.05	0.00	0.02	0.01	0.00	0.03	0.005
Alc. CO ₃ ²⁻	400.00	0.00	20.00	5.00	0.00	20.00	4.11
Alc. HCO ₃ ⁻	--	140.00	292.50	235.00	120.00	210.00	163.82
SO ₄ ²⁻	250.00	0.00	6.60	1.59	0.00	6.90	1.99
DBO	--	0.60	2.22	1.24	0.02	2.50	1.13
Na ⁺	--	110.40	377.20	162.38	82.80	242.07	124.86
K ⁺	--	0.98	39.09	21.34	0.98	39.09	17.79
Conductividad	--	101.00	545.00	438.81	64.6	462.00	286.56

NOTA 1. Todos los valores están expresados en mg/l, excepto: turbiedad (U.T.N.), alcalinidad de CO₃²⁻, alcalinidad de HCO₃⁻ (mg/l, como CaCO₃), pH (unidades de pH) y conductividad (μmhos/cm)

NOTA 2. Los valores subrayados son superiores a los límites permitidos.

TABLA 8.4

VALORES MAXIMOS, MINIMOS Y PROMEDIOS DE LOS
PARAMETROS DETERMINADOS EN EL AGUA DE LOS POZOS.

Parámetro	Límites permit.	P O Z O					
		1 1			1 2		
		mínimo	máximo	promedio	mínimo	máximo	promedio
pH	6.9-8.5	7.07	7.50	7.30	6.94	7.59	7.34
Turbiedad	10	0.25	3.60	0.83	0.18	3.70	0.60
Oxígeno disuelto	3.00	1.00	4.10	2.03	0.90	5.50	2.40
Dureza total.	300.00	100.00	255.00	156.34	130.00	275.00	161.53
N-NO ₃	5.00	2.30	<u>10.28</u>	7.73	0.60	<u>18.00</u>	8.97
N-NH ₄ ⁺	0.50	<u>3.86</u>	<u>22.80</u>	15.36	<u>2.41</u>	<u>16.10</u>	10.12
Cu	1.50	0.00	0.06	0.01	0.00	0.24	0.02
Fe	0.30	0.10	<u>3.33</u>	0.41	0.05	<u>0.42</u>	0.20
Cr	0.05	0.00	0.02	0.01	0.00	0.04	0.01
Al c- CO ₃ ²⁻	400.00	0.00	10.00	1.17	0.00	10.00	2.94
Al - HCO ₃ ⁻	--	145.00	320.00	198.08	135.00	320.00	182.64
SO ₄ ²⁻	250.00	0.00	8.70	1.60	0.00	9.00	1.73
DBO	--	0.90	3.95	2.30	0.90	5.60	3.31
Na ⁺	--	94.30	373.75	144.32	87.40	244.38	255.95
K ⁺	--	0.98	31.07	15.90	0.98	39.09	17.54
Conductividad	--	77.10	375.00	318.35	68.7	354.00	296.15

NOTA 1. Todos los valores están expresados en mg/l, excepto: turbiedad (U.T.N.), alcalinidad de CO₃²⁻, alcalinidad de HCO₃⁻ (mg/l, como CaCO₃), pH (unidades de pH) y conductividad (µmhos/cm)

NOTA 2. Los valores subrayados son superiores a los límites permitidos.

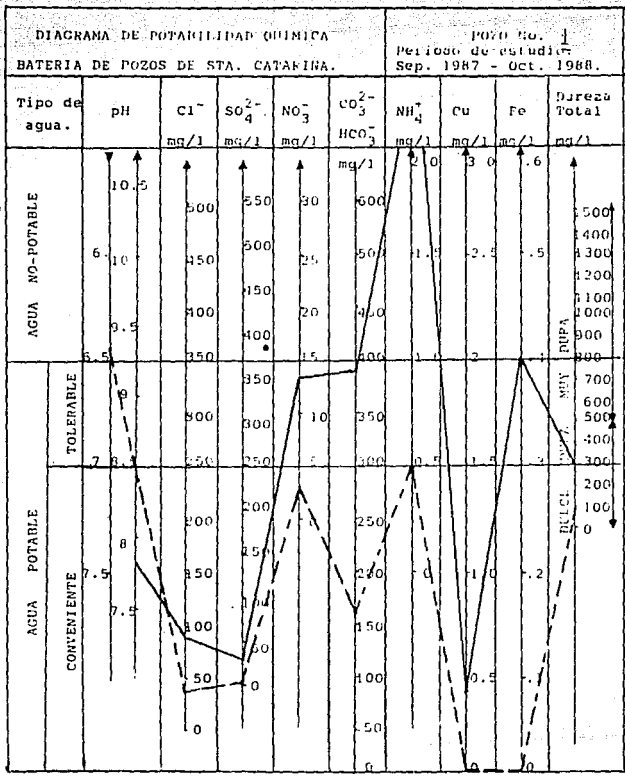
TABLA 8.5

VALORES MAXIMOS, MINIMOS Y PROMEDIOS DE LOS
PARAMETROS DETERMINADOS EN EL AGUA DE LOS POZOS.

Parámetro	Límites permit.	P O Z O					
		1 8			A		
		mínimo	máximo	promedio	mínimo	máximo	promedio
pH	6.9-8.5	7.08	8.13	7.38	7.43	8.30	7.52
Turbiedad	10	0.11	0.80	0.33	0.63	1.70	0.92
Oxígeno disuelto	--	0.70	3.00	1.5	0.80	1.30	1.10
Dureza total.	300.00	95.00	<u>395.00</u>	244.06	185.00	<u>445.00</u>	365.40
N-NO ₃ ⁻	5.00	2.05	<u>12.50</u>	6.12	0.06	<u>7.11</u>	5.30
N-NH ₄ ⁺	0.50	0.05	<u>12.00</u>	5.65	0.35	<u>10.10</u>	8.13
Cu	1.50	0.00	0.05	0.01	0.00	0.02	0.01
Fe	0.30	0.00	0.24	0.09	0.14	<u>0.34</u>	0.25
Cr	0.05	0.00	0.05	0.01	0.00	0.00	0.00
Alc. CO ₃ ²⁻	400.00	0.00	20.00	1.11	0.00	20.00	3.20
Alc. HCO ₃ ⁻	--	125.00	185.00	292.50	255.00	320.00	289.60
SO ₄ ²⁻	250.00	2.05	17.40	9.08	0.00	0.23	0.10
DBO	--	0.10	2.90	1.05	2.70	<u>4.85</u>	3.43
Na ⁺	--	55.20	193.08	86.62	53.40	210.78	96.08
K ⁺	--	0.98	31.28	8.68	0.98	34.28	8.96
Conductividad	--	89.70	341.00	287.00	124.05	366.54	278.90

NOTA 1. Todos los valores están expresados en mg/l, excepto: turbiedad (U.T.N.), alcalinidad de CO₃²⁻, alcalinidad de HCO₃⁻ (mg/l, como CaCO₃), pH (unidades de pH) y conductividad (µmhos/cm).

NOTA 2. Los valores subrayados son superiores a los límites permitidos.



VALORES MÁXIMOS
 ----- VALORES MÍNIMOS

FIGURA 8.18 DIAGRAMA DE POTABILIDAD QUÍMICA PARA EL AGUA DEL POZO 1.

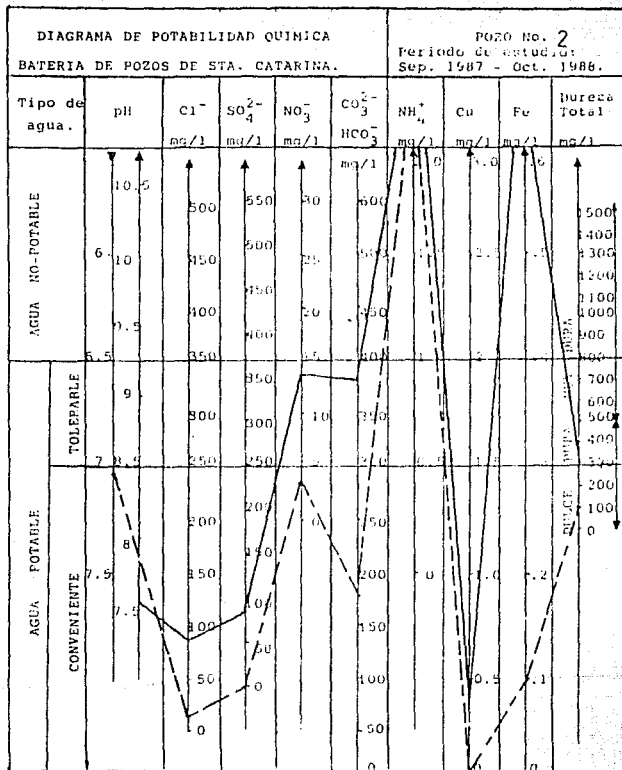
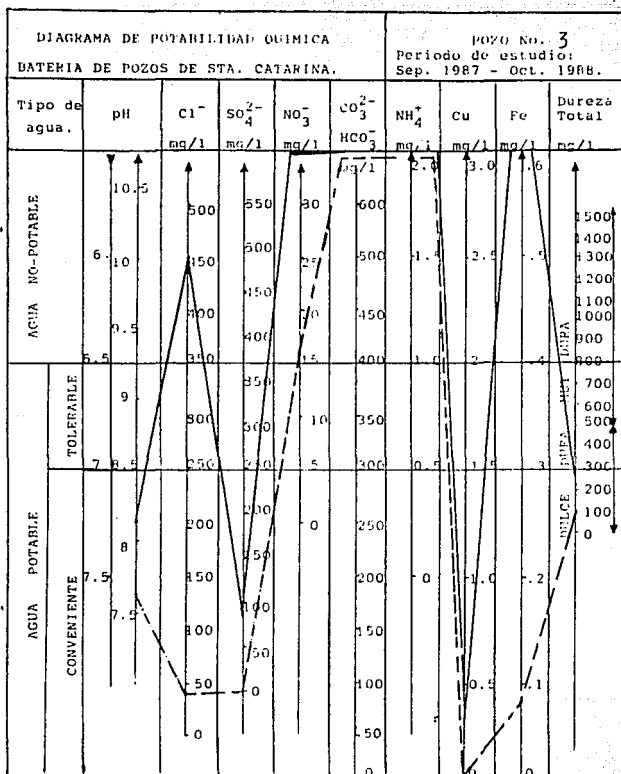
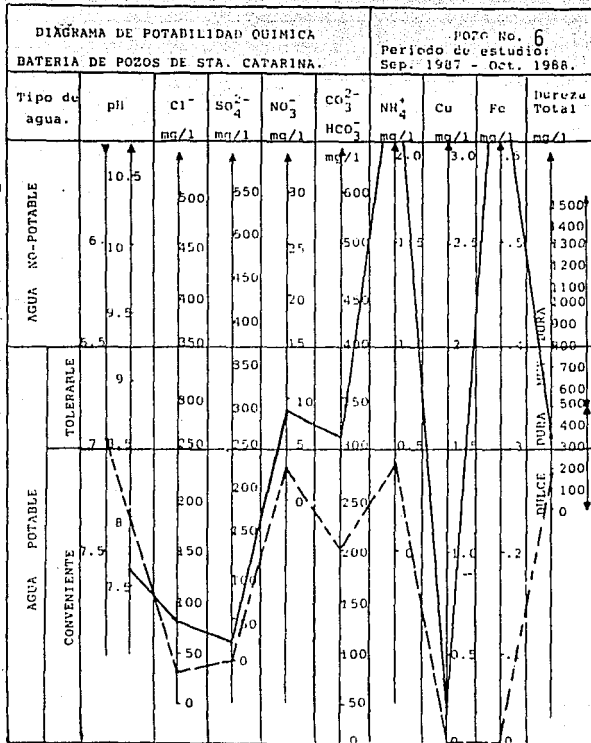


FIGURA 8.19 DIAGRAMA DE POTABILIDAD QUÍMICA PARA EL AGUA DEL POZO 2.



VALORES MÁXIMOS
 ----- VALORES MÍNIMOS

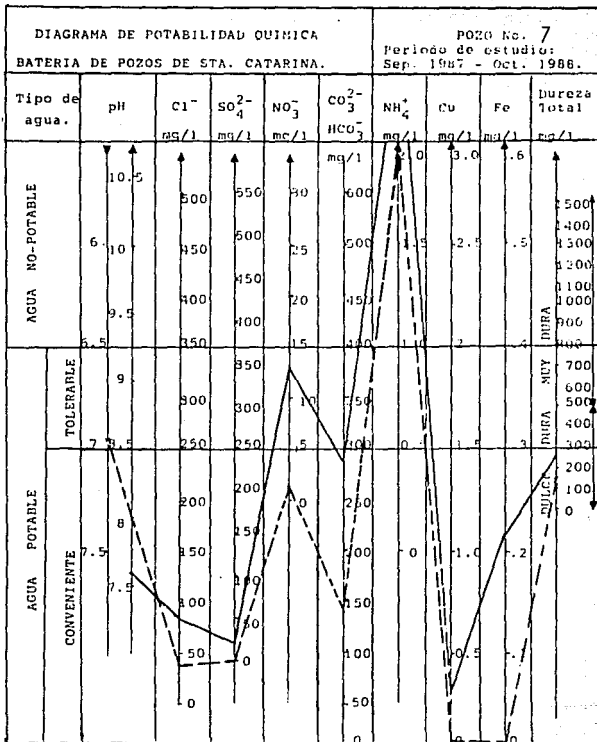
FIGURA 8.20 DIAGRAMA DE POTABILIDAD QUÍMICA PARA EL AGUA DEL POZO 3.



VALORES MÁXIMOS

----- VALORES MÍNIMOS

FIGURA 8.21 DIAGRAMA DE POTABILIDAD QUÍMICA PARA EL AGUA DEL POZO 6.



VALORES MÁXIMOS

----- VALORES MÍNIMOS

FIGURA 8.22 DIAGRAMA DE POTABILIDAD QUÍMICA PARA EL AGUA DEL POZO 7.

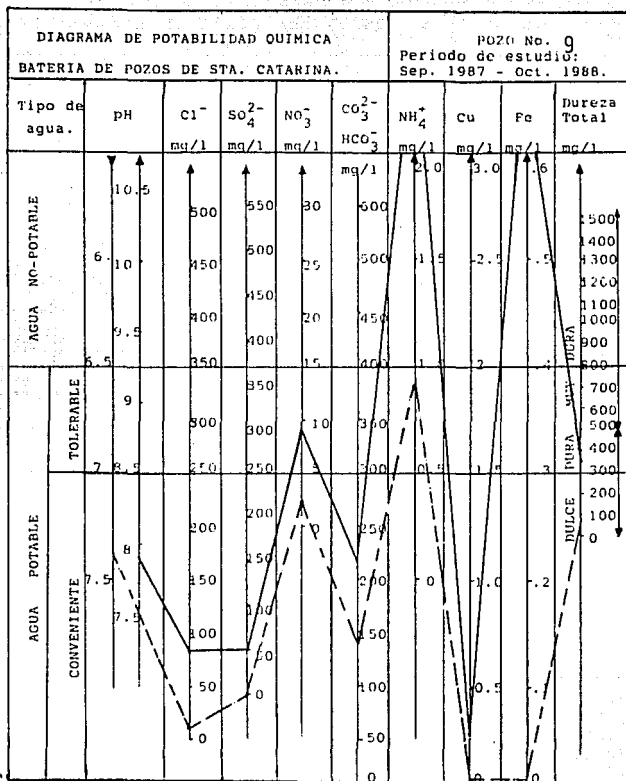
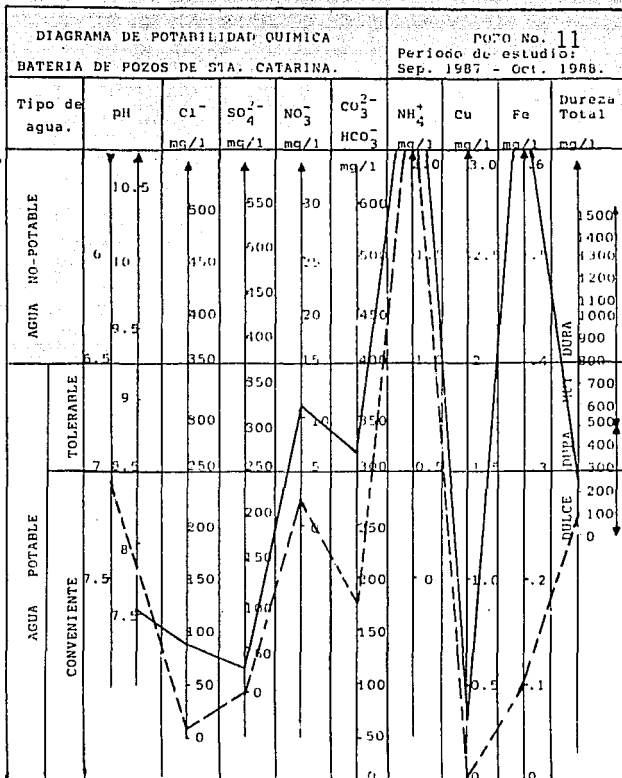


FIGURA 8.23 DIAGRAMA DE POTABILIDAD QUÍMICA PARA EL AGUA DEL POZO 9.



VALORES MÁXIMOS

----- VALORES MÍNIMOS

FIGURA 8.24 DIAGRAMA DE POTABILIDAD QUÍMICA PARA EL AGUA DEL POZO 11.

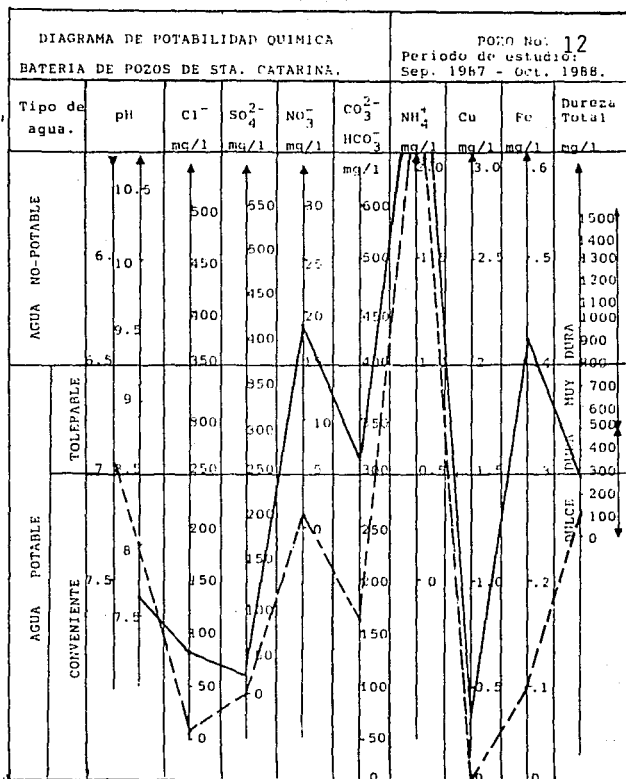
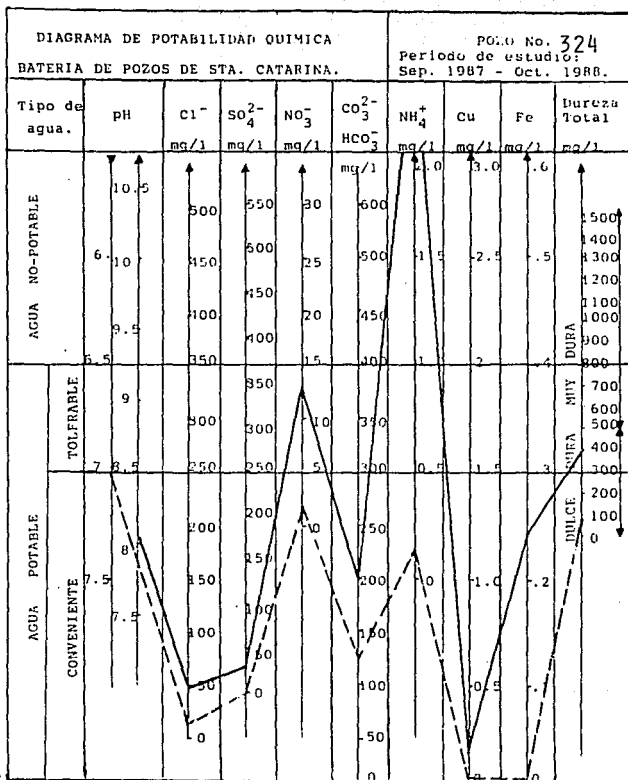


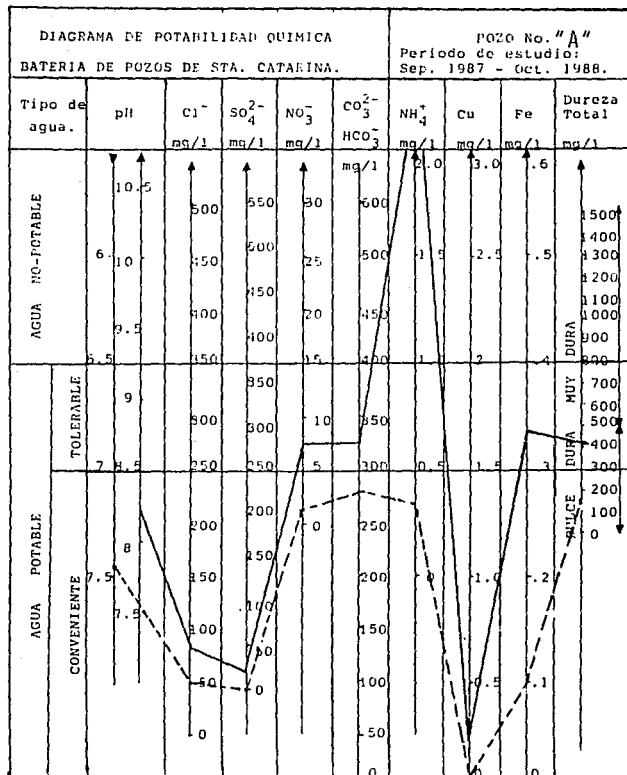
FIGURA 8.25 DIAGRAMA DE POTABILIDAD QUÍMICA PARA EL AGUA DEL POZO 12.



VALORES MÁXIMOS

-----VALORES MÍNIMOS

FIGURA 8.26 DIAGRAMA DE POTABILIDAD QUÍMICA PARA EL AGUA DEL POZO 324 (18).



VALORES MÁXIMOS

----- VALORES MÍNIMOS

FIGURA 8.27 DIAGRAMA DE POTABILIDAD QUÍMICA PARA EL AGUA DEL POZO "A".

CAPITULO 9

DISCUSION DE RESULTADOS

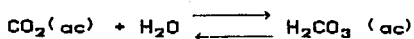
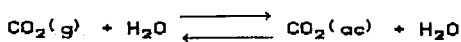
En este capítulo se relacionarán los resultados obtenidos con los fundamentos teóricos que los respaldan, por conveniencia se agruparán por parámetros que tienen relación directa.

9.1 pH, dureza total y alcalinidad.

Como se observa en los resultados obtenidos tanto en los pozos de la batería de Santa Catarina como en el pozo 18 de CEAS y en el de la Asunción se tienen valores de pH en el ámbito de 6.34 a 8.30. Estos valores son característicos para acuíferos en suelos con la geología que se presenta en esta zona (Freeze y Cherry, 1979). Estas determinaciones de pH se pueden relacionar con los resultados de dureza total y alcalinidad que en todos los pozos se debe principalmente a la presencia de bicarbonatos.

La presencia de bicarbonatos se puede explicar porque en las capas superficiales del suelo se llevan a cabo reacciones químicas o bioquímicas que involucran al agua subterránea, minerales, materia orgánica y actividad bacteriana (Freeze y Cherry, 1979).

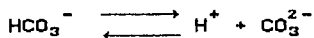
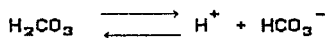
De los gases que se encuentran disueltos en aguas subterráneas, como son el CH_4 , H_2S y CO_2 , el que se presenta en mayor cantidad es el CO_2 , que puede ser producto de la descomposición de la materia orgánica o por disolución de minerales presentes en el suelo. Las reacciones que describen la interacción entre el CO_2 gaseoso y sus especies disueltas son (Freeze y Cherry, 1979):



(g) = gas

(ac) = solución acuosa

El ácido carbónico H_2CO_3 es un ácido importante en la composición de aguas naturales, no contaminadas y contaminadas. Este compuesto presenta dos etapas en su disociación, transfiriendo iones hidrógeno al realizarse las siguientes reacciones (Freeze y Cherry, 1979):



Para este ácido las constantes de disociación se pueden expresar por la ley de acción de masas, de la siguiente manera (Freeze y Cherry, 1979):

$$K_{\text{H}_2\text{CO}_3} = \frac{[\text{H}^+][\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]} = 4.16 \times 10^{-7}$$

$$K_{\text{HCO}_3^-} = \frac{[\text{H}^+][\text{CO}_3^{2-}]}{[\text{HCO}_3^-]} = 4.84 \times 10^{-11}$$

Como se observa, hay mayor grado de disociación en la primera etapa, es decir, cuando se forman los bicarbonatos.

La concentración relativa de las especies que se pueden

encontrar en el agua, está en función de los valores de pH, como se puede ver en la figura 4.3.3 (Cherry y Freeze, 1979).

Los valores de pH detectados en los análisis de las aguas de los pozos corresponden en la gráfica a la zona donde la especie dominante es el bicarbonato HCO_3^- , coincidiendo ésto con la alcalinidad determinada, en donde las cantidades de carbonatos son muy bajas comparadas con las de bicarbonatos presentes. Además, los valores de dureza total en la mayor parte de las muestras son mayores que la alcalinidad de carbonatos, por lo que se presenta dureza de no carbonatos, como consecuencia de la presencia de HCO_3^- .

9.2 Nitrógeno de nitratos, nitrógeno amoniacal e hierro total.

Por otra parte, en la mayoría de las muestras, los parámetros cuya concentración es superior a los límites permitidos para agua potable son el nitrógeno de nitratos NO_3^- y el nitrógeno amoniacal NH_4^+ .

Los nitratos se pueden encontrar en el agua, en cantidades relativamente importantes, debido al proceso de nitrificación de los compuestos orgánicos nitrogenados, o por disolución de sales presentes en el suelo. La presencia de nitrógeno orgánico, que se transforma en nitratos y nitrógeno amoniacal, puede indicar contaminación del agua, debido a infiltraciones de los lixiviados generados en el tiradero o por aguas negras de los asentamientos humanos que se encuentran en la zona. Estas infiltraciones pueden tener lugar en la zona de recarga de la Sierra de Guadalupe.

Por esta razón, en los resultados se observa que los pozos 1, 2, 3 y 6 presentan las más altas concentraciones de nitratos, detectandose una disminución en los pozos 7 y 9 que ocupan la parte media de la batería, ya que se encuentran más alejados del tiradero. Sin embargo, en los pozos siguientes, el 11 y 12, la concentración de nitratos aumenta otra vez. Esto se puede deber a

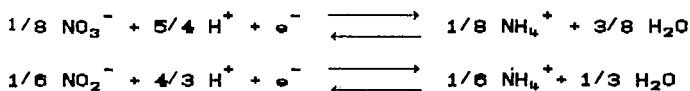
la cercanía de estos pozos a la zona de los asentamientos humanos que no cuentan con drenaje ni servicios sanitarios. Esto se muestra en la figura 9.2.1.

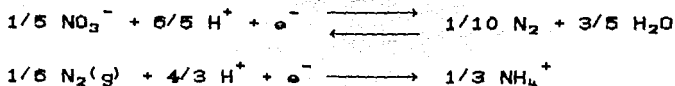
Para el pozo 18 de CEAS y el de la Hacienda de la Asunción, que se encuentran más cercanos al tiradero, pero del lado oriente, la concentración de nitratos es relativamente baja, posiblemente debido a que la dirección del flujo interno del agua es principalmente hacia la zona de la batería de pozos. También puede ser que el medio geológico presente un efecto de amortiguamiento.

El nitrógeno amoniacal, sigue un comportamiento similar al de los nitratos (figura 9.2.2), aunque con concentraciones mayores en todos los pozos, esto puede ser explicado de la siguiente manera: en aguas subterráneas, la tendencia es a la disminución de oxígeno, propiciando condiciones reductoras en el sistema, las cuales originan la reducción de nitratos a nitritos y después a nitrógeno amoniacal. Esto se puede llevar a cabo por la acción de bacterias autótrofas, en las capas superficiales del suelo, o por la presencia de iones ferrosos en profundidades cercanas de 400 m, semejantes a las que se encuentran los pozos objeto de este estudio (Rodier, 1978).

En estudios realizados en el Instituto de Geofísica de la UNAM (Kernfolge, 1989) sobre las características del suelo, se determinó la presencia de hierro, pero en cantidades inferiores a las detectadas en los análisis, por lo que se supone que este metal también puede provenir del lixiviado del tiradero. El hierro en su menor estado de oxidación (Fe^{+2}) es bastante soluble en agua y puede existir en solución o en estado coloidal y en forma de complejos orgánicos y minerales (Rodier, 1978).

En estas condiciones reductoras, se llevan a cabo los siguientes procesos redox en el seno de las aguas subterráneas:





Con estas reacciones se pueden explicar las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal en todos los pozos y aunque en las disposiciones oficiales (Diario Oficial de la federación publicado en enero de 1988) no se contempla este parámetro para determinar la potabilidad del agua, es necesario considerar que al cambiar a condiciones aerobias el nitrógeno amoniacal podría oxidarse a nitritos y después a nitratos, aumentando la concentración final de nitratos.

Con las concentraciones de nitratos presentes en el agua subterránea de estos pozos y el incremento de esta especie por la transformación del nitrógeno amoniacal, se puede llegar a producir daños a la salud, principalmente a niños lactantes o de corta edad, ya que se sabe que con concentraciones mayores de 10 mg/l de nitrógeno como nitratos en el agua se produce cianosis debida a la formación de metahemoglobina.

Es necesario considerar que la tendencia en las cantidades de compuestos nitrogenados tanto NO_3^- como NH_4^+ es a aumentar como se observa en las gráficas de las figuras 8.3 a 8.7.

Este incremento se puede deber a que está aumentando la materia orgánica, que aunque va sufriendo transformaciones al atravesar el suelo, su acumulación puede llegar a causar daños a la salud.

FIGURA 9.2.1 VALORES MEDIOS DE LA CONCENTRACION DE NITRÓGENO DE NITRATOS EN EL AGUA DE LOS POZOS DEL AREA DE SANTA CATARINA.

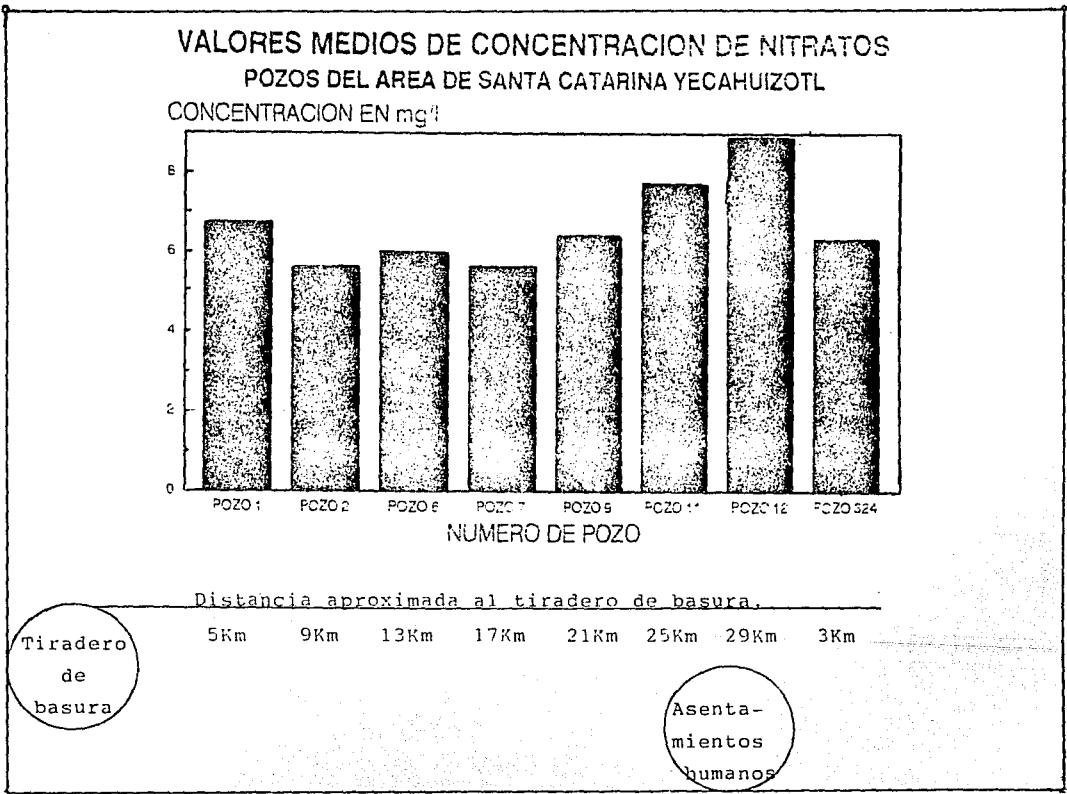


FIGURA 9.2.2 VALORES MEDIOS DE LA CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO AMONIAICAL EN EL AGUA DE LOS POZOS DEL ÁREA DE SANTA CATARINA.

VALORES MEDIOS DE CONC. DE NITRÓGENO AMONIAICAL
 POZOS DEL AREA DE SANTA CATARINA YECAHUIZOTL
 CONCENTRACION EN mg/l



Distancia aproximada al tiradero de basura

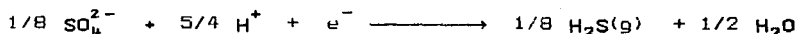
Tiradero de basura

5 Km 9 Km 13 Km 17 Km 21 Km 25 Km 29 Km 3 Km

Asentamientos humanos

9.3 Acido sulfhídrico y sulfatos.

Otra evidencia que confirma la existencia de condiciones reductoras en el agua de los pozos es el olor a ácido sulfhídrico, que se detectó al tomar las muestras. Esto se podría relacionar con las cantidades tan pequeñas de sulfatos, que se determinaron en los análisis, indicando que se lleva a cabo la siguiente transformación:



9.4 Sodio y potasio.

En las muestras se determinó también sodio y potasio y las cantidades determinadas, son relativamente altas con respecto a las que habitualmente deben contener las aguas naturales, que es entre 10 y 15 mg/l. Sin embargo, estos componentes no presentan inconvenientes para la salud de la población (Rodier, 1978).

Los contenidos de sodio y de potasio, pueden provenir de la disolución de los materiales que constituyen el suelo, como silicatos o aluminosilicatos de sodio y potasio. Las variaciones observadas se pueden deber a procesos de intercambio iónico, que se presentan en materiales arcillosos.

CAPITULO 10

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Después de realizar los muestreos en la zona de estudio, de llevar a cabo los análisis en el laboratorio y de interpretar los resultados obtenidos se llegó a las siguientes conclusiones y recomendaciones.

10.1 CONCLUSIONES

10.1.1 De los resultados obtenidos en los análisis durante 14 meses, se encontró que el agua de los pozos de la batería de Santa Catarina, el pozo 324 de CEAS y el de la Asunción, presentan contaminación de origen antropogénico, cuya fuente es el lixiviado del tiradero de basura que por infiltración llega al acuífero. Una evidencia de esto se observa en los altos contenidos de nitrógeno como nitratos y como nitrógeno amoniacal en el agua de los pozos, que son el resultado de la transformación de la materia orgánica en las condiciones detectadas en ésta zona.

10.1.2. Los valores determinados en la prueba de alcalinidad demuestran la presencia de bicarbonatos en el agua de todos los pozos. Esto está de acuerdo con los valores de pH obtenidos en los muestreos, los cuales están en el intervalo de 6.48 a 8.30. Además en la literatura se informa que en el intervalo de 6.4 a 10.3 unidades de pH la especie dominante en el agua es el bicarbonato (Freeze y Cherry, 1979).

10.1.3. Para los pozos más alejados del tiradero de basura, probablemente está influyendo en el deterioro de la calidad del agua, la presencia de asentamientos humanos suburbanos, que carecen de servicios sanitarios y drenaje, ya que se piensa que las descargas de aguas negras llegan a contaminar el acuífero y por esta razón en estos pozos aumenta otra vez la concentración de los compuestos nitrogenados. Esto se observa en las figuras 9.2.1 y 9.2.2 en donde se muestran los valores promedio en cada pozo y su relación con la distancia al tiradero de basura y a la zona de asentamientos humanos.

10.1.4 Los contaminantes encontrados en el agua en mayor abundancia, fueron los compuestos nitrogenados (nitratos y nitrógeno amoniacal). El análisis de los datos obtenidos en el presente trabajo, complementados con otros, realizados con anterioridad, por la Comisión de Aguas del Valle de México, muestran una tendencia a incrementar la concentración de estos compuestos en la época de lluvia, debido a que el arrastre del lixiviado es mayor, y en forma general esto aumenta con el paso del tiempo, llegando a cantidades que ponen en peligro la salud de la población.

10.1.5 Se observaron variaciones en algunos parámetros de un pozo a otro debido a que la naturaleza del terreno no es homogénea y cada uno de los pozos tiene características geológicas que pueden afectar la concentración o las transformaciones de las especies químicas.

10.2 RECOMENDACIONES

10.2.1 Realizar el análisis del lixiviado del tiradero de basura de Santa Catarina y de acuerdo a los resultados proponer un tratamiento, mediante procesos biológicos adecuados.

10.2.2 Llevar a cabo la instalación de multipiezómetros para monitorear el avance del lixiviado a diferentes profundidades estableciendo su incidencia sobre el acuífero.

10.2.3 Evitar que el lixiviado del tiradero de basura siga contaminando el acuífero realizando las obras de ingeniería civil adecuadas.

10.2.4 Eliminar los compuestos nitrogenados mediante un tratamiento adecuado del agua de los pozos, evitando daños a la salud de la población.

10.2.5 Ampliar los estudios hidrogeoquímicos y de simulación mediante modelos matemáticos en la zona de estudio.

BIBLIOGRAFIA

- American Public Health Association. (1985).
Standard Methods for the examination of water and wastewater
(16 th. Ed.). Washington D.C. American Water Works
Association and Water Pollution Control Federation.
p.p. 57-90; 131-147; 194-199; 221-231; 249-253; 351-420;
483-493.
- Anderson, D. M. and Morgenstern N.R. (1979).
Physics, Chemistry and Mechanics of frozen ground.
Permafrost, 2nd Intern. Conf. U.S. Nat. Acad. Sci.
U.S. Nat. Res. Council, Washington, D.C. p.p. 257-288
- Ayres G.H. (1970).
Análisis Químico Cuantitativo.
Harla S.A. México.p.p. 249-257; 573-649.
- Boyle, W.C. and Ham, R.K. (1974).
"Biological Treatability of Landfill Leachate.
Journal WPCF, Vol. 46. No. 5. May. 1974.
- Burns, E. A. and McLaren D.A. (1975).
Factors affecting pesticide loss from soil.
Soil Biochemistry, Vol. 4. Marcel Dekker, New York.
- Chain, E.S. and Daniels, F.B. (1977).
Evaluation of Leachate Treatment.
Vol. 1. Characterization of Leachate.
EP 600/2-77-186-A. (Sept. 1977).
- Chang Juu-En. (1989).
Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic
reactor combining a sludge bed and a filter.
Wat. Sci. Tech. Vol. 21, Brighton.
Great Britain. p.p.133-143.
- Cheremisnoff Paul N. and Kenneth A. Gigliello. (1983).
Leachate from Hazardous Wastes Sites.
Technomic Publishing Co. Inc.
Lancaster, Pennsylvania.
- Chian, E. and Dewalle, F. (1975).
Characterization and treatment of leachates generated from
landfills.
AICHES Symposium Series, Vol. 71, No. 145
- Cotton F.A. and Wilkinson G. (1980).
Advanced Inorganic Chemistry.
John Wiley and Sons. U.S.A.p.p. 339-347; 547-556.

Custodio Emilio y Ramón Llamas Manuel. (1976).
Hidrología Subterránea.
Ediciones Omega S.A. Barcelona
p.p. 180-246.

Davis, S.N. and De Weist R.J.M. (1966).
Hydrogeology
John Wiley and Sons.
New York. p.p. 56-132.

De la Vega F. (1987).
Ponencia "Las principales acciones del Gobierno capitalino
para prevenir y controlar la contaminación ambiental en la
Cd. de México".
Dirección General de Reordenación Urbana y Protección
Ecológica.
Seminario Internacional "La experiencia japonesa en materia
de protección y mejoramiento ambiental"
Noviembre 16, 1987. México.

Disposiciones del "Reglamento de la ley general de salud en
materia de control sanitario de actividades,
establecimientos, productos y servicios", en lo referente al
agua que se destine al uso y consumo humano.
Publicado en el Diario Oficial de la Federación, el 18 de
enero de 1988.

Fair, G. M., Geyer J.C. and Okun D.A. (1984).
Purificación de Aguas y Tratamiento y Remoción de Aguas
Residuales.
Editorial LIMUSA. México.
p.p. 11-47; 107-131; 217-275.

Farvolden, R.N., Hill, H. M., Farquhar, G. S. and Weatherbe.
(1970).
Sanitary Landfill Study phase one report.
Univ. of Waterloo, Industrial Research Institute Project,
8083.

Fernández V. G. (1986).
Apuntes de Química Ambiental.
División de Estudios de Posgrado.
Facultad de Ingeniería. U.N.A.M.p.p. 154-214.

Finstein M. S., Morris M.L. and Strom P.F. (1980).
Microbial ecosystems responsible for anaerobic digestion and
composting.
Rutgers University, New Brunswick, N.J.
Department of Environmental Protection, N.J.
University of California, Berkeley.
November, 1980.p.p. 2665-2685.

- Francis, W.P. and Thorpe, R.S. (1974).
Significance of lithologic and morphologic variations of
pyroclastic cones.
Geol. Soc. Am. Bull. 85. p.p. 927-930.
- Freeze Allan and Cherry John. (1979).
Groundwater.
Prentice Hall, p.p. 83-99; 103-189; 268-301; 402-457.
- Fried Jean J. (1975).
Groundwater pollution.
Elsevier Scientific Publishing Company.
p.p. 275-285.
- Gerba, Charles and Lance, Clarence. (1980).
Pathogen removal from wastewater during groundwater recharge.
California. p.p. 137-144.
- González M. T. (1986)
Unidad Teorica
Instituto de Geofísica. U.N.A.M.
- Griffen, R.A. et.al. (1975).
"Attenuation of Pollutants in Municipal Landfill- Leachate by
Passage Through Clay".
Illinois State Geological Survey. (Sept. 1975).
- Haxo, H.E.; White, R.M.; Haxo, P. D. and Fong, M.A. (1983)
Liner Materials Exposed to Municipal Solid Waste Leachate.
PB 83-147-801, NTIS, Springfield, V.A.
- Horton, R.E. (1963).
The role of infiltration in the hydrologic cycle.
Trans. Amer. Geophys. Union, 14. p.p. 446-460.
- Hughes, G.M., Landon, R.A. and Farvolden, R.N. (1972).
Hydrogeology of solid waste disposal sites in northeastern
Illinois. An interim report on a solid waste demonstration
grant (No. DOI-UI-00006), U.S. Bureau of Solid Waste
Management, Cincinnati. 154 p.
- Kaufman, W.J. (1974).
Chemical Pollution of ground water.
Water Technol./Quality. p.p. 152-158.
- Kazzman, R.G. (1972).
Modern Hydrology, 2nd. ed.
Harper and Row, New York. p.p. 20-59; 252-273.
- Kernfolge A/B. (1989).
Chalco.
Bohrungen Marz/April.
Stiftung Volkswagenwerk. Instituto de Geofísica, U.N.A.M.

Krone, R.B., Orlab, G.T. and Hodgkinson. (1968).
Movement of coliform bacteria through porous media.
Sewage Industrial Wastes, 30. p.p. 1-13.

Lamb James C. (1985).
Water Quality and its Control.
J. Wiley. New York.p.p. 106-170.

Leckie, J.O. and James R.O. (1974).
Control mechanisms for trace metals in natural waters.
Aqueous Environmental Chemistry of Metals, ed. A.J. Rubin,
Ann Arbor, Mich. p.p. 1-127.

Leckie, J.O. and Nelson, M. B. (1978).
In press. Role of natural heterogeneous sulfide systems in
controlling the concentration and distribution of heavy
metals. Amer. J. Sci.

Lesser, I.J. et.al. (1984).
Actividades Geohidrológicas en el Valle de México.
Reporte Técnico 4-33-1-676. D.D.F.
Tomos I-III. México D.F.

Lesser, I.J. et.al. (1990)
Aspectos geohidrológicos de la ciudad de México
Ingeniería hidráulica en México
Vol. V, No 1. II época. Enero/Abril/90.

Lewis, B.A.G. (1976).
Selenium in biological systems, and pathways for its
volatilization in higher plants.
Environmental Biogeochemistry, Ed. J.O. Nriagir.
Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich. p.p. 1-45.

Manual de Técnicas de Muestreo de Aguas y Determinaciones en
el Campo" (1982).
Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica.
Subdirección de investigación y entrenamiento.
Febrero de 1982.p.p. 19-55.

Matthess, G. (1974).
Heavy Metals as trace constituents in natural and polluted
groundwaters.
Geol. Mijnbouw, 53. p.p. 149-155.

Miller Irwin y Freund John E. (1980).
Probabilidad y Estadística para Ingenieros.
Editorial Reverté Mexicana S.A. México, D.F.p.p.155-267.

Montgomery Douglas C. (1984).
Design and Analysis of Experiments.
Second Edition.
John Wiley and Sons. New York.p.p. 92-157.

McMan, R.E. (1976).
Geochemistry of selenium in ground water near Golden,
Jefferson County, Colorado.
Geol. Soc. Amer. Abst., Ann Meeting, B. No. 6.
p.p. 952-1018.

Mosey, F. E. (1980).
Anaerobic Biological Treatment of Food Industry Wastewater.
An Conf. Inst. Water Pollution Control No. 11.

Ferrier, E. and Gibson, A. (1980).
Hidrologic Simulation on Solid Waste Disposal Sites.
MERL, Cincinnati, OH.

Pulido Carrillo, José Luis. (1978).
Hidrogeología práctica.
URMO S.A. de Ediciones. Bilbao España. p.p. 255-279.

Quasim, S. and Burchinal, J. (1970).
"Leaching from simulated landfills"
Journal W.P.C.F. March, 1970.
p.p. 371-379.

Reportes de análisis fisicoquímicos y bacteriológicos.
Dirección General de Estudios y Evaluación.
Departamento de análisis fisicoquímicos y bacteriológicos.
Comisión de Aguas del Valle de México. Octubre de 1986.
C.A.V.M., 1986.

Reportes de análisis fisicoquímicos y bacteriológicos.
Dirección General de Estudios y Evaluación.
Departamento de análisis fisicoquímicos y bacteriológicos.
Comisión de Aguas del Valle de México. Mayo de 1987.
C.A.V.M., 1987.

Reportes de análisis fisicoquímicos y bacteriológicos.
Dirección General de Estudios y Evaluación.
Departamento de análisis fisicoquímicos y bacteriológicos.
Comisión de Aguas del Valle de México y Secretaría de
Agricultura y Recursos Hidráulicos. Agosto de 1987.
C.A.V.M. y S.A.R.H., 1987.

Rodier, J. (1978).
Análisis de aguas naturales, residuales y de mar.
Ed. Omega. Barcelona. p.p. 803-877.

Rodríguez, C.R. (1987).
Consideraciones preliminares, basadas en resultados
geoelectrónicos, sobre la interfase agua mineralizada- agua
dulce en el área de Sta. Catarina Yecahuizotl, Distrito
Federal, México.
Geof. Int. Vol. 26-4. p.p. 573-583.

Rodríguez, C.R. y González, M. T. (1989).
Comportamiento Hidrodinámico del Sistema Acuífero de la
Subcuenca de Chalco, México.
Geof. Int. Vol. 28-2. p.p. 207-217.

Rodríguez, R.C. y Lara, G.F. (1988).
Proposal on the Hydrodynamical behavior of the Sta. Catarina
Aquifer System México, D.F.
Geoelectrical Hydrological Análisis. Geofísica U.N.A.M.

Rodríguez, C.R. y Ochoa, A. C. (1989).
Estudio Geoelectrico del Sistema Acuífero de la Cuenca de
México.
Geof. Int. Vol. 28-2. p.p. 191-205.

Rovers, F. and Farquhar, G. (1973).
Infiltration and Landfill behavior.
Journal of the Environmental Engineering Division.
Oct. 1973.

Rovers, F.A. and Farquhar G. (1974).
Evaluating contaminant attenuation in the soil to improve
landfill selection and design.
Proc. Intern. Conf. Land for Waste Management.
Ottawa, Canada.

Ruiz, V.M., Vázquez, E. y Jaimes R. (1988).
Modelo Geológico de la Cuenca de México.
I.G.F.-U.N.A.M., México, D.F.

Ryan, M.C. (1989).
An Investigation of Inorganic Nitrogen Compounds in the
groundwater in the Valley of México.
Geof. Int. Vol. 28-2. p.p. 417-433.

Sawyer Clair N. y Mc. Carty Perry L. (1978).
Chemistry for Environmental Engineering.
3a. Edition. Mc. Graw Hill Inc. New York. p.p. 247-288;
290-464.

Shyford, et.al. (1977).
NO₃⁻ -N and Cl⁻ movement through under turbed field soil"
Journal of Environmental Quality. Vol. 6.

Sienko Michell J. y Plane Robert A. (1987).
Química. Principios y aplicaciones.
Mc. Graw Hill de México, S.A. de C.V.
p.p. 431-445.

Snoeyink, V.L. and Jenkins D. (1987).
Water Chemistry.
Willey. U.S.A.p.p. 13-36; 273-250; 416-451.

Thorntwaite, C.W. (1975).
Chemical and Hydrologic factors in the excavation of
limestone caves.
Geol. Soc. Amer. Bull, 79.p.p. 19-46.

Walton, W.C. (1970).
Groundwater Resource Evaluation.
Mc. Graw Hill, New York. p.p. 3-10; 29-45; 438-481.

Wang Helbert F. and Anderson Mary P. (1982).
Introduction to Groundwater Modeling Finite Difference and
Finite Element Methods.
University of Wisconsin, Madison.
W.H. Freeman and Company. San Francisco.p.p.173-186.

Wesner, G.M. and Baier D.C. (1970).
Injection of reclaimed wastewater into confined aquifers.
J. Amer. Water Works Assoc., 62. p.p. 203-210.