

J. J. Carrillo y M. A. Armienta

Geofís. Int., Vol. 28-4, 1989, pp. 763-783

**DIFERENCIACION DE LA CONTAMINACION INORGANICA EN LAS
AGUAS SUBTERRANEAS DEL VALLE DE LA CIUDAD DE
SAN LUIS POTOSI, S.L.P., MEXICO**

J. J. CARRILLO R.*

M. A. ARMIENTA*

(Recibido: 11 de mayo, 1989)

(Aceptado: 6 de julio, 1989)

Contribución #A-8

RESUMEN

El valle en el que se encuentra la ciudad de San Luis Potosí (SLP) está incluido en una cuenca endorreica que contiene un sistema acuífero en material volcánico y sedimentario, el cual está constituido por un acuífero somero separado de otro profundo por una capa de arcilla. Este último se manifiesta por una presencia localizada de termalismo.

Debido al manejo del agua en esta ciudad, tanto cruda como de desecho y a las condiciones geohidrológicas imperantes, se planteó la realización de un reconocimiento de las calidades del agua, basado en análisis químicos específicos de muestras de agua (superficial y subterránea). Se hicieron determinaciones de Fe, Cr, Cu, Zn, Pb y As como indicadores de contaminación industrial; de NO_3^- , Cl^- y HCO_3^- que mostraran infiltración de aguas negras al sistema acuífero; de B y F^- , resultantes de la interacción del agua con el medio geológico.

Los resultados indicaron que los procesos de contaminación por las aguas de desecho industriales tienen actualmente efectos despreciables en cuanto a la degradación de la calidad del agua del sistema acuífero. Sin embargo, las aguas negras han deteriorado (exclusivamente) la calidad del agua del acuífero somero. En lo concerniente a las aguas del acuífero profundo, sólo se detectaron niveles de calidad por arriba de las normas de potabilidad, ocasionados por el medio geológico, específicamente el flúor, que presenta una tendencia geográfica correlacionable con la zona termal.

* Instituto de Geofísica, UNAM, México 04510, D. F., MEXICO.

ABSTRACT

The Valley of San Luis Potosí has no natural surface drainage. Underneath the valley floor there are volcanic and sedimentary materials forming the aquifer system: a shallow water table aquifer lies over a clay lens which confines a deeper one. Thermal waters are evident in the confined aquifer.

Water management of both supply and sewage, plus prevailing hydrogeological conditions gave lead to a groundwater quality survey. Three basic sources of contamination were sought: industrial, with Fe, Cr, Cu, Zn, Pb and As; sewage (domestic) water, with NO_3^- , Cl^- and HCO_3^- , and a natural effect of the geological media by means of B and F^- .

Results thus obtained indicate that contamination processes by the industrial waste waters have not a definite effect on the quality of the groundwater of the aquifer system, as yet. However, domestic sewage waters have contaminated the shallow aquifer. The deeper aquifer shows abnormal levels of fluoride, beyond the drinking water standard, attributed to the natural geological environment. The latter shows a geographical correlation with groundwater temperature.

INTRODUCCION

La degradación de la calidad del agua superficial, debida a las actividades humanas, se ha hecho evidente desde hace varias décadas, en un sinnúmero de lugares; sin embargo, el interés por evaluar la contaminación de las aguas subterráneas es reciente. Parte de este rezago se debe a que los medios por donde circula el agua subterránea son anisótropos y heterogéneos, con una estructura geológica pocas veces considerada. Por esta razón, en muchos casos es muy difícil delimitar con detalle las zonas de agua contaminada y el carácter de dicha contaminación.

Se define como contaminante "toda materia o sustancia, o sus combinaciones o compuestos o derivados químicos o biológicos, tales como humos, polvos, gases, cenizas, bacterias, residuos y desperdicios y cualesquiera otros que al incorporarse o adicionarse al aire, agua o tierra, pueden alterar o modificar sus características o las del ambiente" (*). Con base en esta definición, en este trabajo se tratan conceptos específicos para detectar en las aguas subterráneas la presencia de compuestos inorgánicos que pueden ser resultado de efluentes de origen industrial y de aguas negras. Considerando las características geológicas particulares del medio, se investiga la presencia de algunas especies químicas que se han incorporado a las aguas subterráneas, inducidas por la actividad humana, y que son capaces de degradar la calidad del agua subterránea para su explotación con fines de abastecimiento de agua potable.

(*) Ley Federal para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental, Art. 4, Cap. I, Diario Oficial de la Federación, marzo 23, 1971.

MARCO HIDROGEOLOGICO

El Valle de SLP se localiza en el extremo sur de la Meseta Central (Fig. 1). Esta parte del territorio presenta un marco estructural clásico de evolución de una fosa volcánico-tectónica, la cual, a medida que se iba formando, se rellenó de material piroclástico, deslices de talud y material sedimentario continental. Durante el Oligoceno se presentaron fallamientos que propiciaron la salida de un volumen importante de material piroclástico en un lapso relativamente corto, lo que sugiere la existencia regional de cámaras magmáticas someras. El basamento principal de toda la región lo constituye un pórfido cuarzo-monzonítico del Post-Cretácico Superior, identificado en la Sierra de San Pedro (límite este del valle) y que se relaciona con intrusiones graníticas fuera del parteaguas del mismo (Tristán, 1986).

El llenado final de la fosa se realizó casi exclusivamente con material continental granular, que incluye una capa de arcilla que forma un lente supuestamente continuo, con intercalaciones arenosas cuyo espesor máximo es de 90 m y con una extensión aproximada de 300 km². El lente arcilloso no aflora, pues está cubierto por material granular diverso.

El marco geológico existente determina condiciones específicas, las que controlan, marcan y diferencian el sistema acuífero presente, tanto litológica como hidráulica e hidrogeoquímicamente. Desde el punto de vista de la hidrología subterránea, el sistema acuífero del valle está compuesto por un acuífero superficial libre y otro profundo confinado por una capa de arcilla.

El acuífero profundo está compuesto por una toba riolítica (comúnmente identificada como Formación Panalillo) con varios grados de fracturamiento, una latita (Formación Portezuelos) que varía de fracturada a sana, y material granular con diferentes estados de compactación y composición (gravas, arenas, arcillas, piroclásticos, etcétera); su extensión es de alrededor de 800 km² y su espesor se estima entre 180 y 230 m. Le sobreyace, en forma parcial, una capa de arcilla aparentemente impermeable con un espesor de hasta 100 m. El acuífero somero está compuesto esencialmente de material granular (gravas, arenas, arcillas y limos) bastante heterogéneo (Rodríguez *et al.*, 1988).

El acuífero somero posee transmisividades horizontales del orden de 10⁻³m²/s. En este trabajo el coeficiente de almacenamiento se estima en 0.15, debido a la granulo-

metría presente. La profundidad al nivel estático varía entre 5 y 25 m.

El acuífero confinado tiene valores de transmisividad horizontal de 10^{-3} a 10^{-4} m²/s, con un coeficiente de almacenamiento de 0.002. Los niveles estáticos se encuentran de 60 a 140 m de profundidad. De este acuífero se extraen aproximadamente 2 700 l/s; un mínimo de 40% (1 300 l/s) proviene de zonas termales con temperaturas desde 23°C hasta mayores de los 40°C. La extracción total se usa en la forma siguiente, según la Facultad de Ingeniería de la UASLP (1988):

Potable	50%
Agrícola	35%
Industrial	10%
Otros	5%

Los volúmenes de agua desechados por las zonas urbanas e industriales (1 600 y 250 l/s respectivamente), en su mayoría se reutilizan para riego de cultivos, después de ser sujetos únicamente a un tratamiento primario.

La extracción estimada del acuífero somero es comparativamente pequeña, de sólo 100 l/s de agua con una temperatura de $20.7^{\circ} \pm 1^{\circ}\text{C}$. (La temperatura media anual ambiental es de 16.8°C y en verano la media es de 20.5°C).

METODOLOGIA

El esquema metodológico utilizado para la realización de este trabajo puede resumirse en tres puntos fundamentales:

- Muestreo
- Análisis
- Interpretación

Muestreo.

Dentro de este apartado se establecieron dos áreas primordiales (i) definición del marco geohidrológico y (ii) uso del método de muestreo apropiado.

Primeramente se definió el marco geohidrológico inicial, a efecto de poder determinar los aprovechamientos y obras de interés. La selección de puntos de muestreo

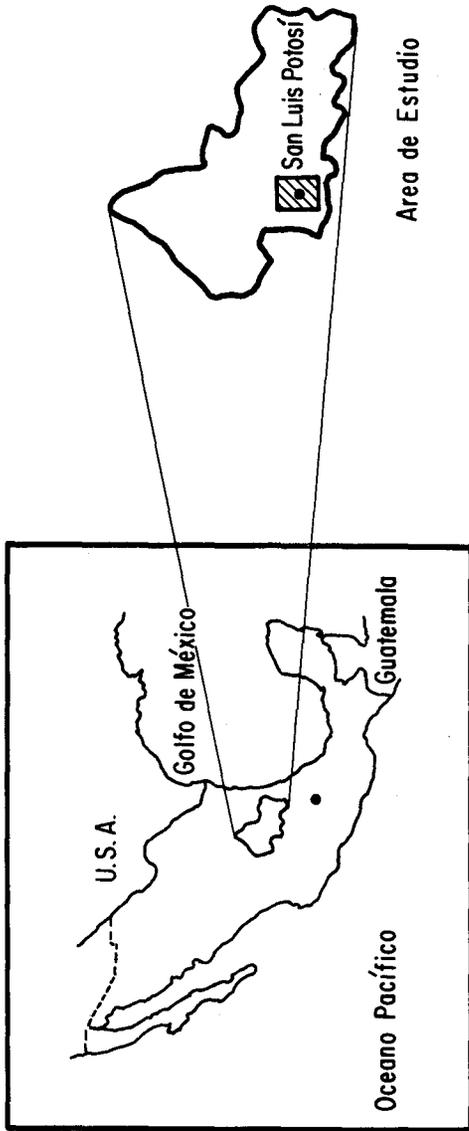


Fig. 1. Localización de la zona en estudio.

incluyó corte litológico, diseño del pozo, potenciometría, así como vecindad o alguna relación con fuentes potenciales de contaminación. Además, se consideraron registros históricos que pudieran señalar la presencia de elementos químicos indicativos de condiciones anómalas de degradación de la calidad del agua subterránea. Considerando lo anterior, se diseñó un programa de muestreo que incluyó especies químicas específicas que, aunque presentes en la naturaleza, se encuentran en concentración que se estimó mayor que la producida por interacción natural. La toma de muestras y los análisis respectivos se realizaron para definir contaminación de origen industrial (Fe, Cr, Cu, Zn, Pb y As), aguas negras (NO_3^- , Cl^- , HCO_3^-) y de lo que aquí se consideró como efectos naturales (F⁻ y B). La localización de los pozos muestreados se da en la figura 2.

La rutina de muestreo implicó el llenado de botellas con una manguera de 6.2 mm conectada a la llave de la tubería de descarga o a esta misma, enjuagando cuatro veces los frascos antes de llenarlos y cerrarlos herméticamente con tapa y contratapa, minimizando la formación de burbujas de aire en el líquido. Las botellas se sellaron con cera derretida. A las muestras de agua destinadas para determinar metales pesados y nitratos se les añadieron conservadores. En el primer caso se modificó el pH adicionando 5 ml de HNO_3 por litro de muestra, en el segundo caso se agregaron 2.5 mg de HgCl_2 para preservar los nitratos. En campo se determinó, para cada muestra, la temperatura, conductividad eléctrica y pH. Para la medición de este último, se calibró el potenciómetro en cada punto de muestreo con soluciones tampón (*buffer*); asimismo, se consideraron las correcciones por temperatura para tener las lecturas reales (Armienta *et al.*, 1987). Las muestras fueron mantenidas a 4°C durante el tiempo de traslado (<24 h) al laboratorio para los análisis correspondientes.

Análisis

Estos se efectuaron en el Laboratorio de Química Analítica del Instituto de Geofísica, UNAM.

Los bicarbonatos y carbonatos se obtuvieron por titulación volumétrica, se utilizó como indicador la mezcla rojo de metilo-verde de bromocresol; al final de la titulación se calentó la muestra para obtener un punto final más nítido.

Las concentraciones de cloruros y fluoruros se midieron con electrodos selectivos, adecuando el medio para evitar interferencias y estabilizar la fuerza iónica. Se utili-

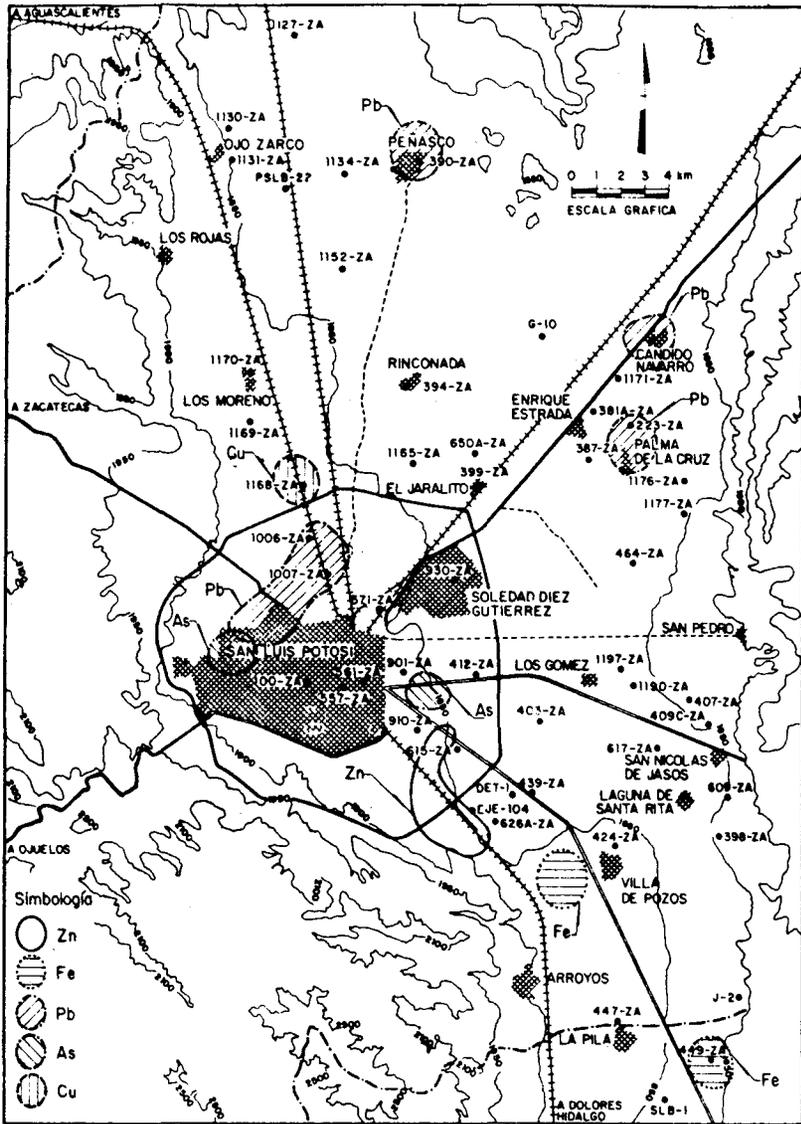


Fig. 2. Localización de pozos muestreados y zonas con indicios de contaminación industrial (Zn, Cu, Cr, Pb, Fe y As),

zó un potenciómetro Orion Research 407A.

Los nitratos se determinaron por colorimetría mediante la reacción con el ácido fenoldisulfónico.

Para la cuantificación de arsénico se aplicó el método del ditiocarbamato de plata.

La concentración de boro se obtuvo colorimétricamente por reacción con ácido carmínico.

Los metales Cr, Pb, Cu, Zn y Fe se cuantificaron por espectroscopía de absorción atómica utilizando un equipo Perkin Elmer 2380.

La exactitud y la precisión de los métodos son equivalentes a los reportados en APHA (1975). Los resultados se comprobaron analizando las muestras por duplicado. Las técnicas se han probado con el estándar de minerales de la *Environmental Protection Agency*. Algunas de las muestras se analizaron simultáneamente en el Laboratorio de Geoquímica de la Facultad de Ciencias de la Tierra de la Universidad de Waterloo, Canadá, encontrándose resultados coincidentes. Los resultados se presentan hasta la última cifra significativa.

Interpretación

La interpretación de la información de laboratorio se llevó a cabo dentro del marco geohidrológico existente, tomando en consideración el tipo de material acuífero, sus límites, litología, así como las condiciones hidráulicas y físicas del flujo del sistema acuífero. Para la determinación de los niveles a los cuales las sustancias contaminantes se consideran peligrosas, se tomaron en cuenta las concentraciones límite establecidas internacionalmente.

RESULTADOS Y DISCUSION

Contaminación industrial

La actividad industrial en el área de estudio puede producir una serie de contaminantes cuyos niveles de concentración natural en las aguas subterráneas han sido fijados por investigaciones por demás amplias. En el Cuadro 1 se presentan las fuentes

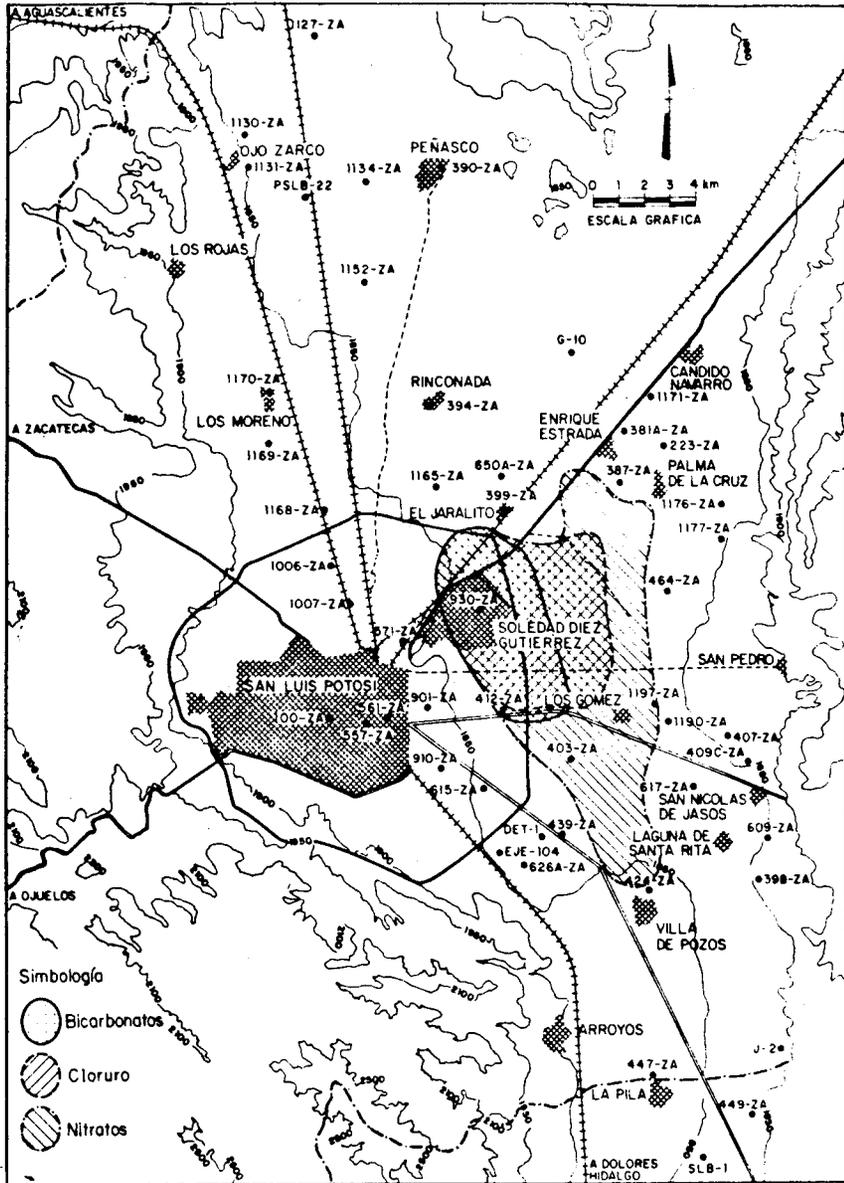


Fig. 3. Zonas con indicios de contaminación por aguas negras (NO_3^- , Cl^- y HCO_3^-).

posibles que pueden aportar los contaminantes potenciales allí citados. Un estudio más detallado de dichas fuentes se hará menester cuando se requiera controlar los niveles de contaminación definidos en el valle de SLP para su probable manejo.

Cuadro 1

Industrias en cuyo proceso se incluye el manejo de elementos potencialmente contaminantes

Contaminante potencial principal	Posibles fuentes
Zn	Metalurgia, galvanizado, pinturas
Cu	Insecticidas, fungicidas, conductores
Cr	Cromadoras, pinturas
Pb	Gasolinas, pigmentos
Fe	Acero, fundición
As	Insecticidas, jales de Cu y Pb

El esquema de funcionamiento del sistema acuífero de SLP se corrobora al considerar el comportamiento de los elementos contaminantes externos, tanto provenientes de aguas negras como de desechos industriales. En efecto, los acuíferos somero y profundo presentan, en términos prácticos, una separación hidráulica debida a la presencia de un cuerpo de arcilla, ésta última se hace evidente al no ser detectados elementos contaminantes en el acuífero profundo.

Los elementos que implican infiltración de aguas residuales industriales fueron encontrados en concentraciones tan bajas que incluso pudieran ser consideradas como naturales o en el límite analítico (Cuadro 2), detectándose los siguientes valores máximos: zinc (<0.04 mg/l), cobre (<0.06 mg/l), plomo (<0.06 mg/l), arsénico (<0.01 mg/l). Los análisis para el cromo mostraron niveles por debajo del límite de detección (0.01 mg/l).

El hierro es el único elemento que se encontró en concentraciones superiores a la norma de 0.3 mg/l en un par de pozos al sur del valle; esta anomalía sólo se explica por condiciones locales de los pozos, pues se ubican en zonas de cultivo (figura 2).

La presencia tan precaria de los elementos arriba mencionados y los límites de detección operativos no permiten el establecimiento de gradientes de concentración que pudieran indicar la dirección y sentido de movimiento de la solución contami-

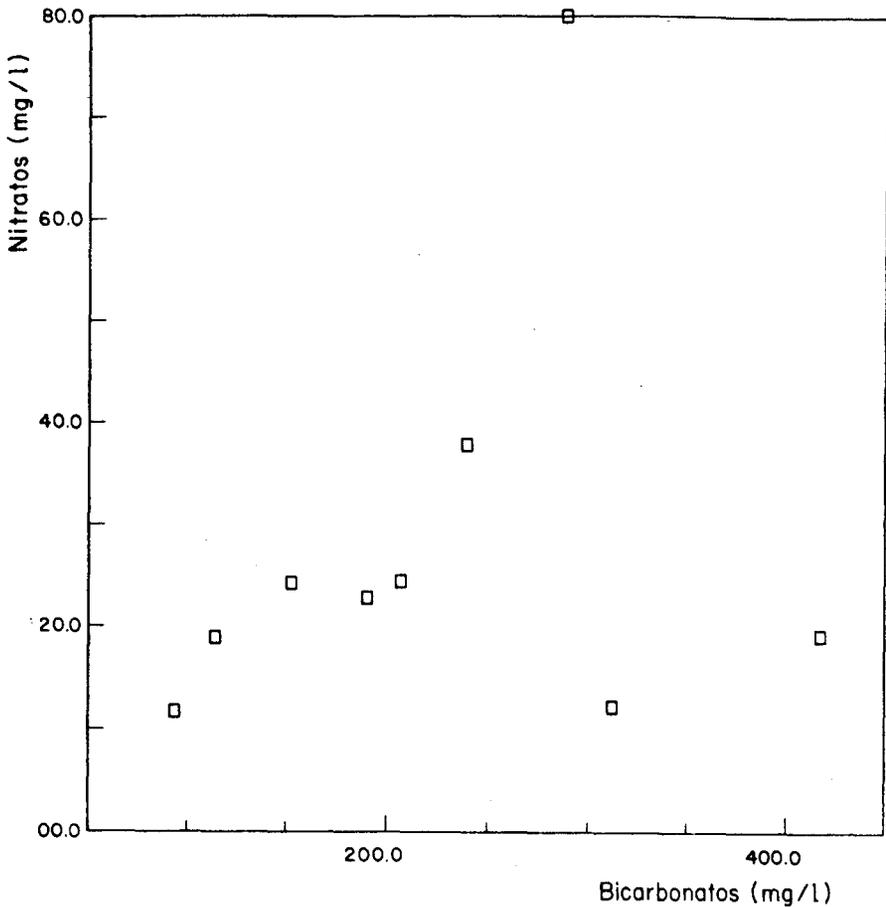


Fig. 4. Relación de NO_3^- vs. HCO_3^- en el acuífero somero.

nante, si ésta existiera. Esto impide localizar e identificar la posible fuente.

En ocasiones, el acuífero inferior muestra indicios de que su calidad es susceptible al efecto de las aguas de desecho industrial, específicamente zinc (0.04 mg/l) hacia el SE de la ciudad de SLP, cobre (0.06 mg/l) al norte, plomo (0.06 mg/l) en los poblados de Cándido Navarro, Peñasco, Palma de la Cruz y norte de la misma ciudad.

Cuadro 2

Comparación de concentraciones en las aguas naturales respecto a las observadas en la zona

	E l e m e n t o (mg/l)					
	As	Pb	Cr	Cu	Zn	Fe
Máximo detectado	0.013	0.03	<0.01	0.06	0.04	0.4
Norma agua potable ¹	0.05	0.05	0.05	3.0	5.0 ²	0.3 ²
Promedio aguas naturales ³	0.01	0.01	0.01	0.1	0.01	0.1 ⁴
No. pozos con valor máximo	2	1	—	1	4	2

¹ WHO (1984) ² EPA (1987) ³ Gass (1978) ⁴ Hem (1959)

Lo anterior se debe al flujo de aguas de mala calidad más allá del borde horizontal del cuerpo de arcilla, aguas que contribuyen a recargar el acuífero profundo, obviando la construcción inadecuada de pozos y la comunicación que puede realizarse a través de pozos abandonados. Las zonas que denotan estos valores relativamente altos se encuentran en la periferia del lente de arcilla o donde éste no existe (Fig. 5).

Contaminación por aguas negras

La población existente en la ciudad de SLP y en sus alrededores produce un caudal importante de aguas negras, de aproximadamente $50 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$. Los volúmenes generados por la ciudad se utilizan para riego de diversos cultivos. Los otros poblados, al no contar con sistemas de drenaje, normalmente desalojan sus aguas residuales a través de fosas sépticas, en el mejor de los casos. La contaminación consecuente es posible definirla por el comportamiento de tres aniones específicos Cl^- , NO_3^- y HCO_3^- . Esto puede efectuarse porque las aguas negras están enriquecidas en estos iones. El nivel de concentración de las aguas del acuífero somero y las del profundo es muy contrastante, en especial en zonas donde existe contaminación por aguas negras. Una comparación de concentraciones medias (acuífero somero/acuífero profundo) es de 10, 7 y 3 para Cl^- , NO_3^- y HCO_3^- , respectivamente.

Otra posible causa de que los contaminantes no alcancen a llegar al acuífero inferior es que las aguas negras aplicadas como riego proporcionan al suelo nutrientes y microorganismos que incrementan su capacidad de eliminación de sustancias tóxicas.

El cloruro forma parte de los minerales que conforman las rocas ígneas de la zona

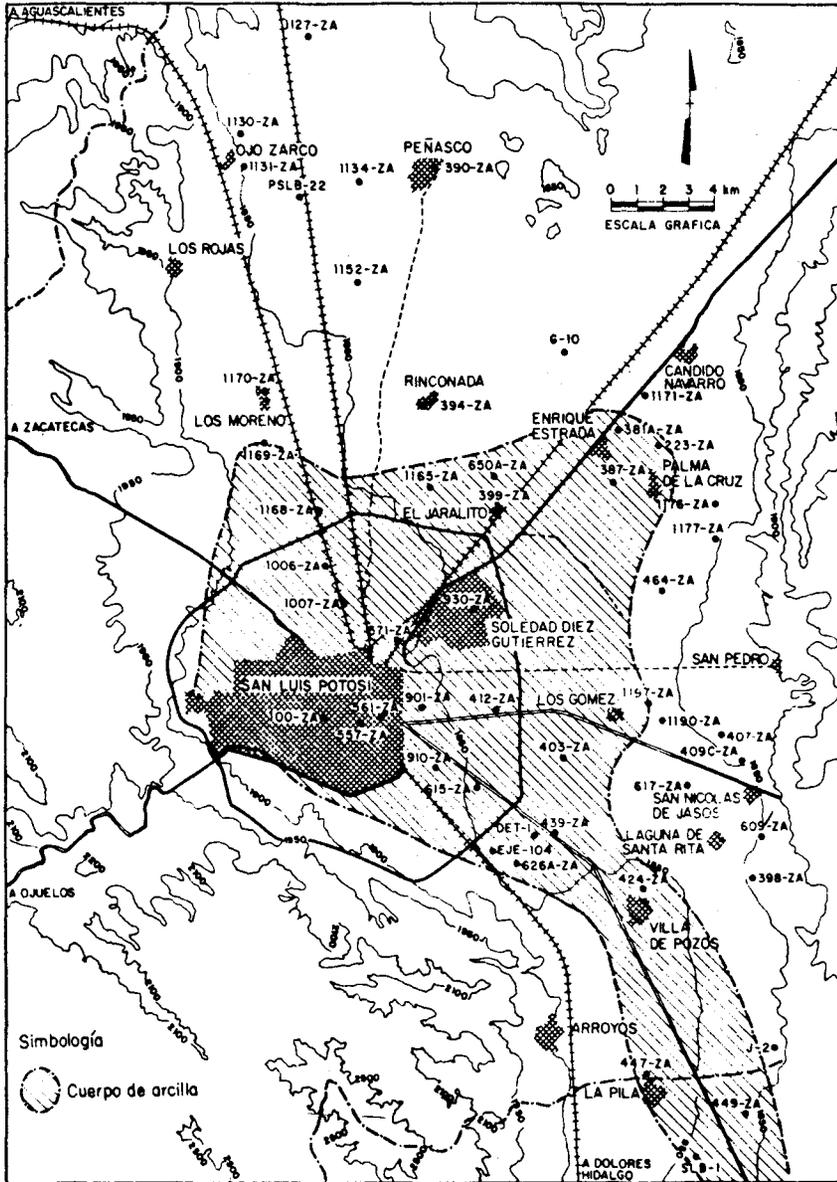


Fig. 5. Localización del lente de arcilla.

y se encuentra en cantidades comparativamente bajas (200 ppm) con respecto a los materiales sedimentarios. Los resultados presentados en la literatura señalan que el agua que circula exclusivamente por rocas ígneas (sin incluir otros efectos físicos) posee concentraciones bajas en Cl^- . Se debe considerar, además, que las lluvias dentro del continente tienen valores estimados de $\text{Cl}^- < 1 \text{ mg/l}$ (Davies y DeWiest, 1966). Esto se observa en muestras de agua del acuífero profundo indicativas de esta condición con valores de 4 a 10 mg/l. Valores mayores implican cierta contaminación proveniente de los poblados en las faldas y pie de monte, así como de agua que pasa del acuífero somero al profundo en la zona limítrofe del primero. Esto se detecta en el pozo 636-ZA que representa, comparativamente, cierta contaminación que ha elevado la concentración de este ion en 2 o 3 mg/l, lo cual puede deberse a desechos del poblado de San Nicolás de los Jasos (Fig. 3).

Aunque existen valores mayores hacia Los Rojas-Peñasco, éstos se explican considerando la geología presente (material sedimentario). Sin embargo, el acuífero superior presenta concentraciones de hasta 183 mg/l (Cuadro 3), que son 10 veces superiores a las esperadas en este tipo de materiales, en áreas no contaminadas.

Cuadro 3

Comparación de concentraciones de aniones principales entre aguas subterráneas promedio y las de la zona

	A n i ó n (mg/l)		
	Cl^-	HCO_3^-	NO_3^-
Máximo detectado	183	1003	80
Norma agua potable ¹	250	500	20*
Promedio aguas subterráneas	0.5 - 22.0 ²	2.0 - 59.2 ²	<10 ³
No. de norias	6	3	6

* Variable según organismo regulador.

¹ EPA (1987)

² Freeze and Cherry (1979)

³ Davies and DeWiest (1966)

Es de hacer notar que los desechos domésticos tienen concentraciones de Cl^- de 20 a 50 mg/l, lo que explica, sumado a los efectos de concentración, la media de Cl^- de 80 mg/l encontrada en la zona de riego con aguas negras del acuífero somero.

Las concentraciones de nitratos superiores a 22.5 mg/l son por demás significativas en el acuífero somero, especialmente cuando se comparan con las del profundo,

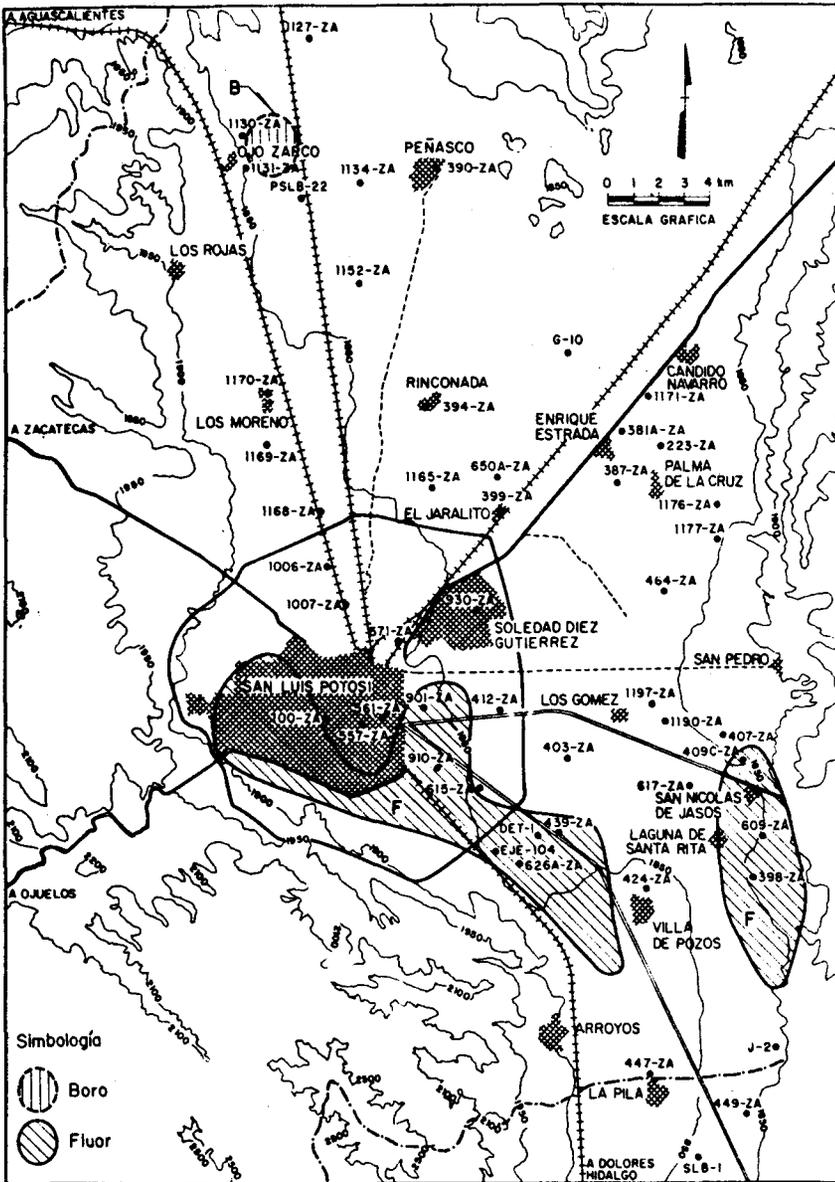


Fig. 6. Zonas con indicios de contaminación natural (F y B) (acuifero profundo).

en el cual los valores más comunes son del orden de 5 mg/l (± 2). El origen de los nitratos en este último caso se debe a la presencia de pequeñas cantidades de nitrógeno en las rocas, que se incrementan sensiblemente por procesos orgánicos que cambian su grado de oxidación de -3 a +5 para aparecer como NO_3^- . Los valores mayores de 10 mg/l (Davies *op. cit.*) indican la asociación de estas aguas con compuestos orgánicos tales como urea y vegetación descompuesta. Esta especie se ha enriquecido análogamente al HCO_3^- como resultado de la infiltración de aguas negras en el acuífero somero (Fig. 4). En esta figura se observa, en dos puntos, cierta disminución en la concentración de NO_3^- que puede deberse a un proceso de denitrificación, el cual se ha observado en zonas reductoras con presencia de materia orgánica y O_2 disuelto por debajo de los límites de detección. En estas condiciones el NO_3^- se reduce a N_2O y eventualmente, si el ambiente se torna más reductor, a N_2 (Freeze y Cherry, 1979). Cualquier lavado de tierras (por lluvia o riego) contribuirá sólo a la acumulación de sales. El esquema de filtración se hace más notorio al comparar los resultados con los niveles de fondo propuestos para las aguas subterráneas profundas.

En general, la información permite establecer que los bicarbonatos se presentan en concentraciones sensiblemente mayores en las aguas del acuífero superior y presentan una tendencia que puede ser correlacionable con las concentraciones de NO_3^- (Fig. 4). Su química es bastante compleja al no aumentar con la dirección del flujo de agua subterránea en el plano horizontal. No existe relación entre las concentraciones de HCO_3^- y Ca^{2+} que indique una disolución de CaCO_3 , por lo que se deduce que aunque los HCO_3^- infiltrados en las aguas pudieran depender de la cubierta vegetal, del suelo y del uso del mismo, los valores altos de HCO_3^- se asocian más a contaminación por aguas negras que a efectos naturales de la geología. Las concentraciones en exceso de los 1 000 mg/l confirman este esquema, especialmente cuando los valores de fondo son del orden de 60 mg/l.

Contaminación inducida

En el presente trabajo se le define como la que se produce cuando la extracción (no controlada) de agua subterránea modifica su calidad, debido a que se altera la velocidad de incorporación de sustancias presentes en forma natural en el medio geológico.

El flúor es uno de los elementos que enriquece el agua subterránea en las zonas volcánicas donde está presente en minerales silíceos y soluciones hidrotermales. En

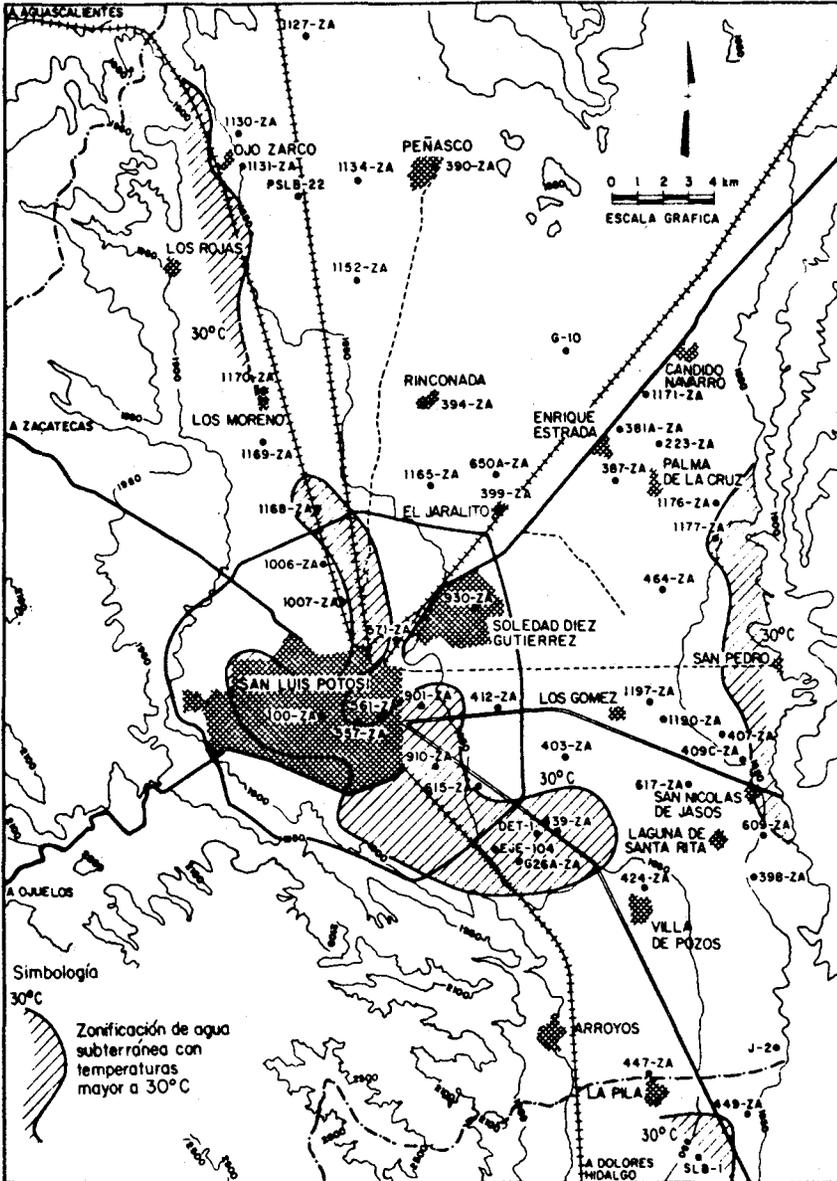


Fig. 7. Zonas con temperatura elevada del agua subterránea (> 30°C) (acuífero profundo).

la zona de estudio su concentración (Fig. 6) se correlaciona con la temperatura del agua subterránea (Fig. 7), por lo que se deduce que su distribución tiene una tendencia geográfica con zonas termales. Algunos autores indican que el flúor existe en concentraciones del orden de 0.3 mg/l en el agua subterránea (Cuadro IV); sin embargo, estudios más detallados (Hem, 1970) concluyen que el valor promedio de este elemento en el agua subterránea, en contacto con rocas graníticas, es de 1.2 mg/l. Los mismos autores mencionan que el flúor está presente en rocas ígneas silíceas, en aproximadamente 750 ppm, y definitivamente asociado con volcanismo y aguas termales. Por lo tanto, en el caso presente, su origen está ligado a una fuente natural producto de la interacción con las rocas riolíticas, específicamente en las zonas termales al sur y sureste de la ciudad de SLP.

Cuadro 4
Presencia de elementos considerados como contaminantes naturales

	Elemento (mg/l)	
	F	B
Máximo detectado	3.65	0.75
Norma agua potable ¹	1.5*	1 ¹
Promedio aguas subterráneas	0.3 ²	0.1 ³
No. de pozos contaminados	21	1

* Variable según régimen climático

¹ EPA (1987) ² Gass (1978) ³ Hem (1959)

En un mínimo de 21 pozos, los análisis de flúor reportan concentraciones superiores a la norma para agua potable (EPA, 1987), la mayoría de estos pozos se utilizan para abastecimiento de agua potable. El valor máximo encontrado de 3.65 mg/l resulta ser más del doble de lo recomendado por organismos internacionales.

El boro es otro elemento que es importante analizar en la zona de estudio porque está asociado con rocas ácidas y en especial cuando están presentes fuentes termales relacionadas con actividad volcánica reciente (Hem, 1970). Su presencia como contaminante se hace importante al restringir el uso de las aguas que cuentan con valores mayores de 1 mg/l. Los niveles de fondo se han delimitado (Hem, *op. cit.*) como del orden de 0.1 mg/l. La mayor concentración encontrada de este elemento fue de 0.75 mg/l hacia el norte de la cuenca (Fig. 6).

Las concentraciones de boro presentes en el agua han sido relacionadas con el Cl^- (White, 1957) a efecto de definir su origen con más precisión. Así, a este respecto se establece que para aguas superficiales y del océano, la relación será de 0.0002, la salmuera de aguas relacionadas con campos petroleros poseerá valores de 0.02 y los manantiales volcánicos calientes tenderán hacia valores tan altos como 0.1. Lo anterior puede ayudar a establecer que, de acuerdo con esos niveles, las aguas de los pozos termales presentan relaciones (del orden de 0.018) que indican que están asociadas a termalismo, valor (o contaminación) que puede establecerse en forma más evidente a medida que el bombeo continúe induciendo aguas termales (con más boro). Lo anterior se hace evidente al observar las relaciones de las aguas someras (del orden de 0.004), que parecen indicar que las primeras están enriquecidas con respecto al Cl^- .

CONCLUSIONES

Debido a su crecimiento, la ciudad de SLP se ve expuesta a fenómenos de contaminación, en especial de metales pesados que pudieran pasar al sistema acuífero. Las concentraciones en los efluentes deben mantenerse bajo rigurosos programas de observación, a efecto de definir los focos responsables y poder tomar las medidas correspondientes.

Conociendo el funcionamiento del sistema acuífero, en especial lo relacionado con agua de temperatura más elevada; se infiere que su extracción continua puede aumentar sensiblemente la contaminación de flúor tanto en el tiempo como en el espacio. Se estima que esto es aplicable a otros elementos relacionados con aguas provenientes de fuentes termales (radón 222, boro, litio, etcétera).

El fluoruro es la única especie que rebasa los límites superiores definidos por las normas de calidad de agua potable, en el acuífero inferior.

Puede afirmarse que por la relación encontrada entre la presencia de F^- en el agua y las altas temperaturas de la misma, además del tipo de rocas existentes en el acuífero inferior, el fluoruro se origina por el lixiviado de las rocas riolíticas.

El riego con aguas negras ocasiona la elevación de las concentraciones de NO_3^- , HCO_3^- y Cl^- en el acuífero superior, originando zonas con agua de mala calidad.

Hasta la fecha la contaminación del acuífero superior no se ha transmitido al infe-

rior, debido probablemente a la capa de arcilla que los separa, excepto en las zonas donde ésta no se encuentra; ahí los pozos ya presentan indicios de contaminación.

No se han rebasado las normas para agua potable, con relación a las concentraciones de metales pesados en el sistema acuífero.

El incremento en la extracción del agua puede ocasionar una elevación en la cantidad de fluoruro disuelto al provocar un aumento en el desequilibrio del sistema agua-roca.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su reconocimiento a la participación de la Quím. V. Zamora Flores y la Ing. Quím. A. Aguayo Ríos en la realización de los análisis químicos respectivos y a Rosa María Gómez Hernández por su apoyo con el procesador de palabras.

BIBLIOGRAFIA

- ARMIENTA, M. A., V. ZAMORA y F. JUAREZ, 1987. Manual para el análisis químico de aguas naturales, en el campo y en el laboratorio. Comunicaciones Técnicas, Serie Docencia y Divulgación, No. 4, Instituto de Geofísica, UNAM, México, D. F., 86 pp.
- American Public Health Association, 1975. Standard methods for the examination of water and waste water, 13 ed., Washington, 874 pp.
- DAVIES, S. N. and R. J. M. DeWIEST, 1966. Hydrogeology, John Wiley and Sons, Inc., London, G. B., 463 pp.
- Environmental Protection Agency, 1987. Standards for Drinking Water, U.S. Gov. Printing Office, Washington, D. C., U.S.A., 75 pp.
- FREEZE, R. A. and J. A. CHERRY, 1979. Groundwater, Prentice-Hall, Inc., Eaglewood Cliffs, N. J., U. S. A., 604 pp.
- GASS, T. E., 1978. Drinking water and human health, I and II, National Water Well Assoc., March, 60 pp.
- HEM, D. J., 1970. Study and interpretation of chemical characteristics of natural water. Geological Survey Water Supply, Paper 1473, U. S. Gov. Printing Office, Washington, D. C., U.S.A., 363 pp.

- RODRIGUEZ, R., J. J. CARRILLO, A. CARDONA, S. VILLANUEVA, P. DIAZ, J. ARZATE, A. ARMIENTA y A. CORTES, 1988. Estudio geofísico geohidrológico del Valle de San Luis Potosí, Reporte Técnico para la Dirección de Captaciones y Conducciones de Agua, SARH, Instituto de Geofísica, UNAM, México, D.F. 242 pp.
- TRISTAN, G. M., 1986. Estratigrafía y tectónica del graben de Villa de Reyes, en los estados de San Luis Potosí y Guanajuato, México. Instituto de Geología y Metalurgia, Univ. Autón. San Luis Potosí, Folleto Técnico 107, 91pp.
- Universidad Autónoma de San Luis Potosí, 1988. Conferencias sobre el funcionamiento de los acuíferos de Villa de Reyes y San Luis Potosí, Facultad de Ingeniería, UASLP, Casa de la Cultura, S.L.P., México
- WHITE, D. F., 1957. Magmatic connate and metamorphic waters. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 68, 1659-1682.
- World Hydrological Organization, 1984. Guidelines for drinking water quality, Vol. 1 and 2, Health criteria and other supporting information, 120 pp.