

HIDROQUÍMICA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LA CUENCA DEL RÍO DUERO Y NORMATIVIDAD PARA USO DOMÉSTICO

• Daniela Inocencio-Flores • Martha Alicia Velázquez-Machuca* •
Instituto Politécnico Nacional, México

*Autor de correspondencia

• José Luis Pimentel-Equihua •
Colegio de Postgraduados, México

• José Luis Montañez-Soto • José Venegas-González •
Instituto Politécnico Nacional, México

Resumen

El trabajo se realizó en la cuenca del río Duero, en el noroeste del estado de Michoacán, México. El objetivo fue evaluar la composición química de las aguas subterráneas utilizadas para uso doméstico, con énfasis en los metales pesados, dados sus efectos potenciales en la salud humana. Se revisó la normativa para el control de la calidad del agua potable para, con base en los datos obtenidos, discutir los alcances y limitaciones de su aplicación. Se analizó la composición físico-química del agua en 17 sitios y dos fechas de muestreo, determinando pH, CE, $t(^{\circ}\text{C})$, iones mayores y metales pesados, utilizando metodologías estandarizadas. Los datos se procesaron usando análisis estadístico multivariado (Análisis de Componentes Principales ACP). La CE varió de 135 a 880 $\mu\text{S cm}^{-1}$. El pH fue de 6.28 a 7.83. Las principales familias de agua encontradas fueron magnésico-bicarbonatadas, cálcico-bicarbonatadas y sódico-cálcico-bicarbonatadas. La concentración de Zn, Mn, Cu y Fe se encontró dentro de los límites permitidos para este uso. El Pb se detectó en todos los sitios estudiados y en concentraciones que exceden el límite máximo permitido para consumo humano. Los factores asociados con el origen de los componentes químicos del agua fueron rocas basálticas con minerales tipo olivino, feldespatos y calcita. La concentración de Pb se asoció con clastos volcánicos (arenas silíceas).

Palabras clave: familias de agua, metales pesados, Pb, normatividad.

Introducción

La importancia de la composición química del agua subterránea se fundamenta en el uso intensivo de estas fuentes en el consumo humano, aspecto que se vincula de manera estrecha con la salud de la población. En México, las fuentes subterráneas constituyen el 62% del abastecimiento urbano, 40% del industrial y 34% del uso agrícola (Conagua, 2011). A pesar de su importancia estratégica y de que constituye la principal fuente de abastecimiento de 75 millones de habitantes, en México se tiene poca información sobre la calidad del agua

subterránea (Academia Mexicana de Ciencias, 2005). Algunos estudios sobre la composición química del agua subterránea para uso urbano indican que ésta puede ser una fuente de intoxicación por contaminantes químicos, entre ellos el arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb), boro (B), cromo (Cr), vanadio (V), hierro (Fe), manganeso (Mn) y otros (Huizar-Álvarez, 1997; Blanco-Hernández *et al.*, 1998; Sánchez-Martos *et al.*, 1998; Das, 2003; Bokar *et al.*, 2003; Ikem *et al.*, 2002; Mejía *et al.*, 2007; Velázquez *et al.*, 2011). La mayoría de las investigaciones reconoce que la fuente de contaminación de las aguas subterráneas es la composición geológica del

subsuelo, aunque también se han encontrado evidencias de contaminación derivada de actividades humanas. La relevancia de los metales pesados en el agua potable radica en que incluso en bajas concentraciones estos elementos pueden ocasionar severos problemas sanitarios en la población (Moreno-Sánchez y Devars, 1999).

Entre los casos de estudios de la calidad de estas fuentes de agua en México resaltan los del estado de Guanajuato, la Comarca Lagunera y el valle de Zimapán, Hidalgo. Los problemas de contaminación de aguas subterráneas del sistema acuífero que abastece a la ciudad de Salamanca se relacionan con concentraciones de As, Pb, y Cd, cercanas y por arriba de la normatividad mexicana para agua potable. El origen de los metales en el agua subterránea no se ha podido determinar, pero se sospecha que es natural y antropogénico, dado el carácter agrícola e industrial de la zona, y la predominancia de material volcánico en la parte sur del acuífero, aspecto que podría explicar la presencia de As (Rodríguez *et al.*, 2003). En esta ciudad también se ha detectado vanadio en las aguas subterráneas, en concentraciones cercanas al límite para agua de consumo humano. El origen del V, detectado también en suelos, se relacionó con el depósito de partículas emitidas por una termoeléctrica (Mejía *et al.*, 2007). La presencia de otros contaminantes, como el F, se considera un problema común en las aguas subterráneas del estado de Guanajuato y su origen no ha sido determinado (Mahlknecht *et al.*, 2004).

En la Comarca Lagunera, región situada en el centro norte de México y que comprende varios municipios de los estados de Durango y Coahuila, se han detectado acuíferos cuya concentración de As excede decenas de veces los límites establecidos por las regulaciones. En esta región existen zonas en las que el hidroarsenismo crónico es endémico y donde incluso han surgido brotes de enfermedades asociadas. La presencia del As en los acuíferos de la Comarca Lagunera se ha relacionado con fuentes diversas: actividad hidrotermal,

uso de pesticidas, industria minera y orígenes sedimentarios (Álvarez-Silva y Uribe, 2006).

Las elevadas concentraciones de As que se han detectado en las aguas subterráneas del valle de Zimapán, Hidalgo, se han asociado con el cambio en las condiciones redox (Eh), alta temperatura y mineralización del agua; estos factores propician la disolución de los diversos minerales que contienen As y que se localizan en la zona, en especial la arsenopirita (Armienta *et al.*, 1997; 2001).

Carrillo-Rivera *et al.* (2002) analizaron el origen de las altas concentraciones de F (≈ 3.7 mg L⁻¹) en las aguas subterráneas de San Luis Potosí, indicando la existencia de flujos termales profundos, portadores de altas concentraciones de este elemento. Estos flujos se mezclan con aquellos más superficiales y de menor concentración de F en diferentes proporciones, dependiendo del régimen de explotación, condiciones hidrogeológicas locales, y diseño y operación de los pozos profundos.

En Michoacán, estudios sobre la composición química de las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero muestran evidencias de elevadas concentraciones de algunos elementos tóxicos como B y Pb (Velázquez *et al.*, 2011; Velázquez y Pimentel, 2008). Debido a que las aguas subterráneas en esta región son la fuente principal para uso doméstico (agua potable), se hace necesario un análisis más detallado de su composición química y de las fuentes de los elementos tóxicos detectados; esto, con la finalidad de identificar los problemas sanitarios potenciales por el consumo de estos flujos por la población. Asimismo, es necesario avanzar en el conocimiento del cumplimiento de la normatividad sobre la calidad del agua para consumo humano, con el objetivo de reducir y/o eliminar los riesgos sanitarios para la población. Estos dos aspectos de las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero son abordados en la presente investigación, donde el objetivo fue determinar su composición química, con énfasis en los metales pesados, y revisar la normativa sobre control de la calidad del agua para uso y consumo humano.

Materiales y métodos

El trabajo se realizó en la cuenca del río Duero, en el noroeste del estado de Michoacán, dentro de la región fisiográfica Faja Volcánica Transmexicana. En la zona se reconocen cuatro etapas de vulcanismo, representadas por las unidades geológicas siguientes:

1. Terciario inferior andesítico (Tia), conformada por derrames y aglomeraciones andesítico-basálticas, con coladas de basalto en la cima. Los aglomerados son de color ocre amarillento, las andesitas gris claro a gris mediano, y los basaltos gris oscuro. Estos afloramientos son alargados y estrechos, con frentes casi verticales y corresponden a bloques altos de fallas escalonadas. Los derrames andesíticos muestran fracturamiento y diaclasas muy cerrados.
2. Terciario superior basáltico (Tbs), constituida por derrames, coladas, aglomerados, piroclásticos y tobas de composición basalto y basalto-andesítica. Los tonos de las rocas varían de gris claro a negro; los tonos ocre-rojizo predominan en derrames y coladas brechoides, así como en aglomerados y piroclásticos. Los derrames de esta unidad forman los principales aparatos volcánicos de la zona, los cuales se encuentran fragmentados en bloques.
3. Basaltos y tobas del Cuaternario (Qbt), con derrames, brechas, aglomerados y cenizas de composición basáltica; los derrames y coladas son de coloración gris oscura; las brechas, aglomerados y piroclásticos son gris oscuro en su superficie y ocre-rojizo en sus bordes.
4. Sedimentos aluviales (Qal, Qla), constituidos por gravas, arenas, limos y arcillas en diferentes proporciones y espesores (Conagua, 2002).

En congruencia con estas unidades, Armas (2010) propuso la conformación de tres subsistemas acuíferos en la zona:

1. Acuífero superior, constituido por los depósitos sedimentarios (Qal, Qla) y con profundidades de 60-200 m.
2. Acuífero principal, constituido por depósitos sedimentarios, basaltos y tobas del Cuaternario de alta permeabilidad y capacidad de infiltración; se explota en la zona de valles a través de pozos profundos (> 200 m).
3. Acuífero profundo, constituido por basaltos fracturados a profundidades variables desde 100 (zona de Aquiles Serdán) hasta 350 m (Ario de Rayón).

La cuenca superficial cubre un área de 2 400 km² y la principal corriente es el río Duero. La descarga del acuífero es hacia la faja fluvial del río Duero y a lo largo de ésta; sigue una dirección inicial S-N hasta el valle de Zamora, donde cambia la dirección S-NW hacia la Ciénaga de Chapala (Conagua, 2002; Armas, 2010). El nivel freático en la zona es de 1 m en el valle de Tangancícuaro-Guadalupe y de 0.5 a 2.0 m en el valle de Zamora.

Muestreo y análisis de agua

Se realizaron dos muestreos de aguas subterráneas (agosto de 2009 y marzo de 2010) en 15 y 17 sitios, de manera respectiva, correspondientes a siete manantiales y ocho pozos profundos; en el segundo muestreo se incorporaron dos manantiales más (figura 1). La selección de los sitios y fechas de muestreo se basó en trabajos preliminares en las aguas subterráneas de la cuenca (Velázquez y Pimentel, 2008). En los pozos, las muestras fueron colectadas directamente de los sistemas de extracción y antes de que el agua se derivara al dispositivo de cloración, para mantener las condiciones iniciales del agua subterránea. Para evitar la posible alteración de la muestra, se dejó correr el agua de la llave de paso durante unos 30 segundos antes de disponer el agua en el recipiente. La profundidad de los pozos bajo estudio varió de 100 a 200 m. Para el agua de los manantiales, la muestra fue obtenida

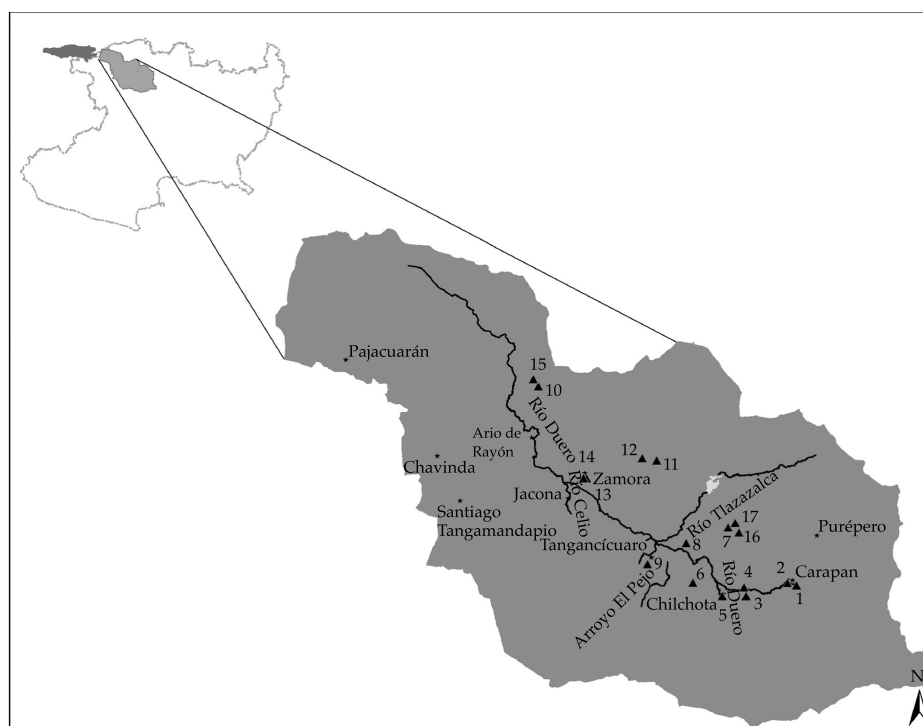


Figura 1. Localización de la zona de estudio en el estado de Michoacán, México, y sitios de muestreo.

en la parte central del cuerpo de agua, a una profundidad máxima de 20 cm y ayudados de un recipiente de mayor capacidad previamente lavado con la misma agua a muestrear. Se utilizaron recipientes de polipropileno de 1.0 litro que fueron previamente lavados dos veces con agua destilada y una vez con agua bidestilada. Las muestras se trasladaron a la brevedad al laboratorio y se preservaron en refrigeración ($\approx 4\text{ }^{\circ}\text{C}$), analizando en primer término CO_3^{2-} y HCO_3^- .

En campo se midieron pH, CE (conductividad eléctrica) y temperatura (medidores marca Hanna). En laboratorio se determinaron Ca^{2+} y Mg^{2+} por absorción atómica AA (espectrofotómetro AA 3100 Perkin Elmer) y solución de lantano; Na^+ y K^+ por emisión atómica EA (espectrofotómetro AA 3100 Perkin Elmer), y cloruro de potasio y sodio, respectivamente, como inhibidores de ionización; Cl^- por precipitación con nitrato de plata; CO_3^{2-} y HCO_3^- por titulación con ácido

sulfúrico; SO_4^{2-} por precipitación con cloruro de bario. En todos los casos, se tomaron muestras de referencias, patrones y blancos para asegurar la precisión y exactitud de los análisis. Las metodologías seleccionadas son las autorizadas como métodos estándar para el análisis de aguas (Eaton *et al.*, 2005). Los datos analíticos de iones mayores (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) se seleccionaron considerando que el error en el balance iónico no excediera el 5%. Los metales pesados totales (Cu, Fe, Mn, Zn, Cd y Pb) se extractaron por digestión de la muestra en mezcla de ácidos ($\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{SO}_4$) y se analizaron por absorción atómica (Eaton *et al.*, 2005), con espectrofotómetro AA 3100 Perkin Elmer.

Se analizaron los metales pesados disueltos Cu, Fe, Mn, Zn y Pb en 12 y 15 muestras de agua tomadas de manera independiente en mayo de 2008 y agosto de 2009, respectivamente. Esto, con la finalidad de confirmar la presencia de metales pesados mediante la metodología ICP-

AES, misma que se considera adecuada para la detección de concentraciones menores a 1.0 mg L^{-1} (Eaton *et al.*, 2005). Se usaron recipientes de polipropileno de 500 mL, los cuales se lavaron con agua bidestilada y acidificada. A la muestra de agua se añadió HNO_3 grado reactivo para mantener un pH de ≈ 2.0 y se trasladaron al laboratorio, donde se preservaron en refrigeración ($\approx 4 \text{ }^\circ\text{C}$). Las determinaciones se realizaron por espectrometría de plasma acoplado de modo inductivo (ICP-AES Modelo Liberty II Secuencial, Marca Varian) en el Laboratorio del Colegio de Postgraduados, utilizando patrones de referencia adecuados.

Se realizó un estudio exploratorio sobre el contenido de Pb en 12 muestras de suelo, con el objetivo de determinar si el suelo superficial constituye una fuente de este metal; estudios previos reportan la presencia de metales traza, entre ellos el Pb, en los materiales volcánicos que conforman la Faja Volcánica Transmexicana (Corona-Chávez *et al.*, 2006; Wilcox, 1954). Además, una alta proporción de suelos ha sido contaminado con depósitos atmosféricos de Pb, derivados de la combustión de gasolinas que lo contienen (Burau, 1982). Las muestras de suelo fueron obtenidas del horizonte superior (0-20 cm) de suelos agrícolas y forestales localizados en las cercanías de las fuentes de agua estudiadas; sólo una muestra se obtuvo a una profundidad de 60 cm, en un perfil de suelo agrícola en Tangancicuaro y correspondió a una capa de arena de color pardo. Los análisis se realizaron en las muestras de suelo completas y en la fracción arena. En las muestras completas se determinó Pb extractado con DPTA (Lindsay y Norvell, 1978), considerando esta extracción como un indicador del Pb soluble y una fracción del adsorbido a la superficie de las partículas minerales más finas (arcillas, óxidos de Fe) y a la fracción orgánica. La fracción arena se obtuvo separando de las muestras completas las partículas sedimentadas luego de la eliminación de limos y arcillas del suelo mediante el método de defloculación con hexametáfosfato de sodio (Gee y Bauder, 1986). En esta fracción arena se determinó el Pb total

extractado en digestión con mezcla de ácidos HClO_4 - HNO_3 - H_2SO_4 (Lim y Jackson, 1982); la cuantificación se realizó por absorción atómica (espectrofotómetro AA 3100 Perkin Elmer). En la fracción arena se pueden encontrar minerales primarios derivados de la denudación de las rocas originales; el análisis de esta fracción puede proporcionar información sobre la composición de dichas rocas, en este caso, sobre contenido de este metal.

El análisis estadístico de los parámetros físico-químicos del agua incluyó la descripción estadística (valores mínimo, máximo y media) y el análisis de componentes principales (ACP) para determinar su origen. Los cálculos se realizaron con el paquete estadístico *XLSTAT* (Addinsoft, Inc., 2010). Se determinaron las familias de agua con los diagramas de Piper (Appelo y Postma, 2005) y se usaron las relaciones iónicas Na/Ca, Na/Cl, Mg/Ca, con la finalidad de aportar elementos adicionales al análisis del origen de los parámetros hídricos. Se calculó la relación de adsorción de sodio (RAS) para determinar la calidad agrícola de estas aguas.

Se realizó una revisión de las normativas que rigen en el ámbito nacional sobre la concentración permitida de metales pesados en el agua para consumo humano.

Resultados y discusión

Hidroquímica

El rango de CE fue de 149 (109.4 mg L^{-1}) y $880 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ (604.6 mg L^{-1}) en las fuentes de agua muestreadas en 2009, y de 135 (116.6 mg L^{-1}) a $831 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ (677.3 mg L^{-1}) para las analizadas en 2010 (cuadro 1). En relación con el pH, éste varió de ligeramente ácido a ligeramente alcalino.

En ambos muestreos, los valores extremos de CE correspondieron a las aguas del manantial Cupátziro y las de un pozo de Zamora. En general, los menores valores de CE se detectaron en los manantiales de la zona alta (promedio de $167 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$), clasificándose

Cuadro 1. Estadísticas descriptivas de los parámetros físico-químicos del agua. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero, 2009-2010.

Parámetro	Unidad	Agosto, 2009			Marzo, 2010		
		Mínimo	Máximo	Media	Mínimo	Máximo	Media
pH		6.28	7.83	6.89	7.01	7.75	7.43
CE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	149.0	880.0	309.6	135.0	831.0	268.6
STD	mg L^{-1}	109.4	604.6	213.2	116.6	667.4	227.4
t(°C)	°C	17.3	32.2	22.9	16.4	34.4	20.7
Ca ²⁺	$\text{mmol}_\epsilon \text{ L}^{-1}$	0.52	3.63	1.22	0.59	3.23	1.23
Mg ²⁺	$\text{mmol}_\epsilon \text{ L}^{-1}$	0.72	3.72	1.26	0.22	3.46	0.73
Na ⁺	$\text{mmol}_\epsilon \text{ L}^{-1}$	0.04	0.48	0.18	0.31	1.34	0.59
K ⁺	$\text{mmol}_\epsilon \text{ L}^{-1}$	0.04	0.25	0.12	0.03	0.34	0.13
HCO ₃ ⁻	$\text{mmol}_\epsilon \text{ L}^{-1}$	1.37	6.34	2.38	1.44	7.0	2.62
Cl ⁻	$\text{mmol}_\epsilon \text{ L}^{-1}$	0.01	0.85	0.13	0.02	0.76	0.14
SO ₄ ²⁻	$\text{mmol}_\epsilon \text{ L}^{-1}$	0.02	1.68	0.31	0.01	1.0	0.21
Cu _(t)	$\mu\text{g L}^{-1}$	nd	nd		nd	nd	
Fe _(t)	$\mu\text{g L}^{-1}$	nd	4 700.0	473.0	nd	1 000.0	94.0
Mn _(t)	$\mu\text{g L}^{-1}$	nd	2 000.0	227.0	nd	1 200.0	82.0
Zn _(t)	$\mu\text{g L}^{-1}$	nd	nd		nd	nd	
Cd _(t)	$\mu\text{g L}^{-1}$	nd	100.0	27.0	nd	400.0	47.0
Pb _(t)	$\mu\text{g L}^{-1}$	nd	800.0	80.0	nd	5 600.0	988.0

*_(t) = metales pesados totales.

™ Límite de detección para metales pesados: 1.0 mg/l.

como agua de baja salinidad ($\text{CE} < 250 \mu\text{S cm}^{-1}$) (Ayers y Westcot, 1989).

En los pozos del valle de Zamora —parte media de la cuenca—, la CE fue de 250 (160 mg L^{-1}) a $750 \mu\text{S cm}^{-1}$ (480 mg L^{-1}), con valor promedio de $574 \mu\text{S cm}^{-1}$ (367 mg L^{-1}). El agua de menor CE es de reciente infiltración (temperatura de 16 a 24 °C) y se almacena en un acuífero basáltico (Conagua, 2002). El agua de mayor CE corresponde a pozos de la parte media y baja de la cuenca. La mayor salinidad de estas aguas se origina de un mayor recorrido de los flujos desde las áreas de recarga, ubicadas en las partes altas de la cuenca, hacia las áreas más bajas, siguiendo las líneas de flujo de agua subterránea con dirección S-NW; típicamente, las aguas que transitan mayor distancia desde la zona de recarga hasta el acuífero presentan mayor salinidad y temperatura que aquellas provenientes de una recarga local (Armas,

2010). Además de esto, el tipo y cantidad de materiales geológicos que atraviesan los flujos de agua subterránea influirán sobre la composición química de esta agua. Como ejemplo, en la parte baja de la cuenca, en un corte litológico realizado a un pozo de 150 m de profundidad en la zona geotérmica de Ixtlán, se encontró que la calcita (CaCO_3) constituye el 22% de la unidad volcánica, mientras que en la unidad sedimentaria, éste fue de 12% (Viggiano-Guerra y Gutiérrez-Negrín, 2007). Sin embargo, no se cuenta con datos específicos de la composición química de los materiales geológicos relacionados con los pozos analizados en este trabajo, por lo que la argumentación sobre el origen de los componentes químicos del agua requiere cierta cautela.

La serranía de la parte alta de la cuenca se caracteriza por la presencia de potentes es-

pesores de materiales derivados de cenizas volcánicas, numerosas fallas volcánicas, una base geológica conformada por rocas basálticas fisuradas y una elevada precipitación (800-1200 mm anuales). En estas condiciones ocurre una recarga relativamente rápida del acuífero y la salinidad del agua es baja (Richter y Kreitler, 1993).

La concentración de iones mayores (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) mostró, en general, un gradiente similar al de la concentración salina y se correlacionó de forma positiva con la CE. El K^+ , SO_4^{2-} y Cl^- mostraron las menores concentraciones. Para el caso del K^+ , éste es rápidamente fijado en los minerales arcillosos luego de la disolución de las rocas que lo contienen, disminuyendo su concentración en la solución.

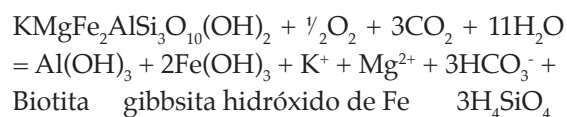
La baja concentración del SO_4^{2-} y Cl^- en estas aguas se explica por la ausencia de formaciones que contienen evaporitas, yesos o anhidritas, y por la poca abundancia de estos iones en las rocas silicatadas; este último tipo de roca es la que predomina en la zona de estudio (Silva-Mora, 1988). La ausencia de SO_4^{2-} en las rocas volcánicas silicatadas se debe a que durante los procesos de vulcanismo ocurre una diferenciación del magma y los materiales que contienen sulfuros metálicos—los cuales podrían dar lugar a los iones SO_4^{2-} luego de procesos de oxidación—se segregan y hunden en la corteza debido a su alta gravedad específica (Augustithus, 2010), alejándose de las rocas volcánicas formadas en la corteza más superficial.

Variaciones temporales

CE y familias de agua

En agosto se observó la mayor CE promedio (cuadro 1) y en marzo la menor. Esto indica el acarreo e infiltración de sales al acuífero en la temporada de lluvias (agosto), y/o una mayor alteración de los minerales silicatados, aunque este último es un proceso lento y los cambios en la química del agua se considera que son

graduales (Stumm y Morgan, 1996). Las principales familias de agua fueron magnésico-bicarbonatada, cálcico-bicarbonatada y sódico-cálcico-bicarbonatada (cuadro 2). En el primer muestreo (agosto del 2009) predominó el tipo magnésico-bicarbonatado, en tanto que en el segundo muestreo (marzo del 2010) se observó una tendencia hacia el tipo cálcico-sódico, conservando el carácter bicarbonatado. Posiblemente la alta infiltración de agua al acuífero en el mes de agosto deriva en una mayor disolución de minerales silicatados que contienen magnesio, incrementando la concentración relativa del ion Mg^{2+} . Esto es congruente con el distinto grado de estabilidad que presentan los minerales silicatados, con valores extremos para el cuarzo (alta estabilidad) y el olivino (baja estabilidad). En el último caso, la fosterita (Mg_2SiO_4) es un ejemplo de mineral con alta inestabilidad a procesos de intemperismo (Klein y Hurlbut, 1997). A modo de ejemplo se incluye la reacción de intemperismo de la biotita (Stumm y Morgan, 1996).



Relaciones iónicas

Los valores de las relaciones iónicas $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$, Na^+/Cl^- y RAS para 15 sitios en dos fechas de muestreo fueron mayores en marzo que en agosto (figura 2), mostrando un enriquecimiento de las soluciones con este ion en el primer caso. El Na^+ se deriva principalmente del intemperismo de los feldespatos sódicos, como la albita o cualquier miembro de la serie de la plagioclasa, entre la anortita y la albita (Appelo y Postma, 2005), y de la disolución de sales de sodio; una vez en solución, el Na^+ tiende a permanecer en la misma, a menos que ocurra un intercambio con los cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+}) de la superficie de los minerales y que son de carácter reversible. Podría inferirse que la mayor concentración

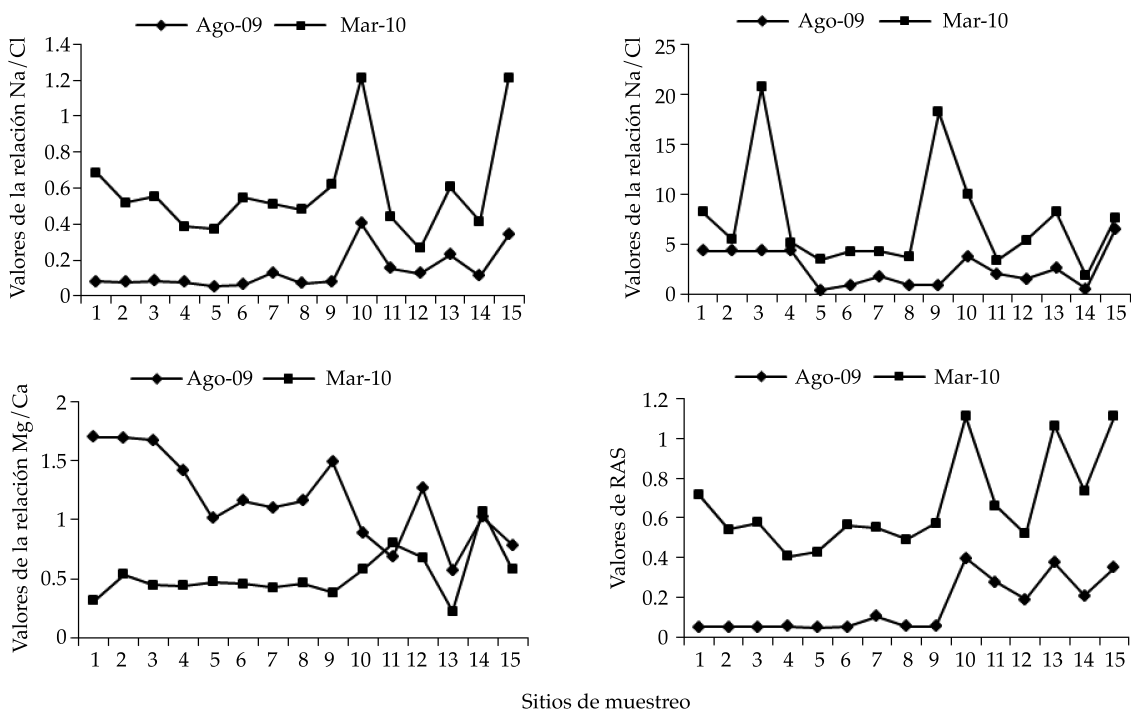


Figura 2. Relaciones Na/Ca, Na/Cl, Mg/Ca y RAS en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero, 2009-2010.

relativa de Na^+ en temporada de sequía puede deberse a procesos de reconcentración de soluciones por evaporación. Sin embargo, esto no coincide con una mayor CE de las soluciones, la cual ocurre en lluvias (agosto). Sin descartar posibles procesos de intercambio iónico, esta diferencia de concentración relativa de Na^+ en las dos temporadas puede atribuirse a una disolución diferencial de los minerales existentes en la zona, predominando la disolución de minerales con Na^+ en temporada de estiaje.

En agosto, el Mg^{2+} predominó sobre el Ca^{2+} en los manantiales de la parte alta de la cuenca (figura 2) y algunos de la zona media, donde la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+} > 1.0$. El Mg^{2+} tiene su origen en los silicatos ferromagnesianos de las rocas basálticas, caracterizadas por su origen volcánico, color oscuro y grano fino (Klein y Hurlbut, 1997; Silva-Mora, 1988), que se encuentran en la zona. La relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ fue menor en promedio en la parte media de la cuenca (sitios 8 a 13, figura 2) en relación con la parte alta y esto se debe a la presencia

Cuadro 2. Familias de agua. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero.

Núm.	Sitio	Familia de agua	
		Agosto de 2009	Marzo de 2010
1	MA-1*	Mg-HCO ₃	Ca-Na-HCO ₃
2	MA-2	Mg-HCO ₃	Ca-HCO ₃
3	MA-3	Mg-HCO ₃	Ca-Na-HCO ₃
4	PO-1	Mg-HCO ₃	Ca-HCO ₃
5	MA-4	Mg-Ca-HCO ₃	Ca-HCO ₃
6	MA-5	Mg-Ca-HCO ₃	Ca-Na-HCO ₃
7	MA-6	Mg-Ca-HCO ₃	Ca-HCO ₃
8	PO-2	Mg-Ca-HCO ₃	Ca-HCO ₃
9	MA-7	Mg-HCO ₃	Ca-Na-HCO ₃
10	PO-3	Ca-Mg-HCO ₃	Na-Ca-HCO ₃
11	PO-4	Ca-Mg-HCO ₃	Ca-Mg-HCO ₃
12	PO-5	Mg-Ca-HCO ₃	Ca-Mg-HCO ₃
13	PO-6	Ca-Mg-HCO ₃	Ca-Na-HCO ₃
14	PO-7	Mg-Ca-HCO ₃	Mg-Ca-HCO ₃
15	PO-8	Ca-Mg-HCO ₃	Na-Ca-HCO ₃
16	MA-8		Ca-Mg-HCO ₃
17	MA-9		Ca-HCO ₃

*MA-1 a MA-9, manantiales; PO-1 a PO-8, pozos profundos.

en esta zona de materiales calcáreos que, al disolverse, incrementan la concentración relativa de Ca^{2+} .

Para el mes de marzo, la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ fue < 1.0 en las dos zonas (alta y media), dominando el Ca^{2+} sobre el Mg^{2+} . Esto indica una menor disolución de minerales magnésicos durante el mes de marzo (estiaje) en relación con el mes de agosto (lluvias).

Para confirmar la posibilidad de la disolución de materiales calcáreos, se calcularon los índices de saturación (IS) de la calcita a partir de las concentraciones de los iones Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , CO_3^{2-} y HCO_3^- (Ayers y Westcot, 1989) en 15 sitios y en las dos fechas de muestreo. El IS se determinó a partir de un valor de pH teórico (pHc) y el pH del agua (pHa), mediante la fórmula: $\text{IS} = \text{pHa} - \text{pHc}$, donde: $\text{pHa} = \text{pH}$ del agua y $\text{pHc} = \text{pCa} + (\text{pK}_2 - \text{pKc}) + \text{p(alk)}$. Además: $\text{pCa} = -\log[\text{Ca}]$, $(\text{pK}_2 - \text{pKc}) = -\log[\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na}]$ y $\text{p(alk)} = -\log[\text{CO}_3 + \text{HCO}_3]$. Las concentraciones están dadas en $\text{mmol}_{(+)} \text{L}^{-1}$. Los cálculos mostraron valores negativos del índice de saturación de la calcita en todos los casos (cuadro 3), confirmando la

tendencia en estas aguas a la disolución de este mineral.

Metales totales

El $\text{Cu}_{(t)}$ y $\text{Zn}_{(t)}$ no se detectaron en ninguno de los sitios y fechas de muestreo (cuadro 1); en tanto que el $\text{Fe}_{(t)}$ lo fue en cuatro sitios en agosto y tres en marzo, en concentraciones de 200 a 4 700 y 200 a 1 000 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. En agosto, el $\text{Mn}_{(t)}$ se encontró en tres sitios con 400, 2 000 y 1 000 $\mu\text{g L}^{-1}$, mientras que en marzo lo fue en dos: 200 y 1 200 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Los valores medios de $\text{Fe}_{(t)}$ y $\text{Mn}_{(t)}$ fueron mayores en agosto (473 y 227 $\mu\text{g L}^{-1}$) que en marzo (94 y 82 $\mu\text{g L}^{-1}$), asociados probablemente a una condición anóxica en la primera fecha. Estos metales aumentan de modo considerable su solubilidad en condiciones de bajo potencial redox (Stumm y Morgan, 1996), situación que puede presentarse en el acuífero estudiado en el mes de agosto, cuando la infiltración de aguas pluviales causa la elevación del nivel freático y el oxígeno es desplazado hacia la atmósfera en respuesta a la transformación de

Cuadro 3. Índice de saturación (IS) de la calcita en las aguas bajo estudio.

Núm.	Agosto de 2009			Marzo de 2010		
	pH	pHc	IS	pH	pHc	IS
1	7.83	8.4	-0.6	7.43	8.5	-1.0
2	7.62	8.6	-0.9	7.75	8.3	-0.5
3	7.78	8.6	-0.8	7.58	8.4	-0.8
4	7.33	8.6	-1.3	7.57	8.4	-0.8
5	6.95	8.3	-1.4	7.55	8.2	-0.6
6	6.88	8.5	-1.6	7.53	8.4	-0.8
7	6.74	8.6	-1.8	7.51	8.3	-0.7
8	6.72	8.5	-1.8	7.49	8.4	-0.9
9	6.68	8.7	-2.0	7.51	8.5	-0.9
10	6.61	8.1	-1.5	7.49	8.2	-0.7
11	6.35	7.5	-1.2	7.22	7.5	-0.3
12	6.32	7.4	-1.0	7.12	7.2	-0.1
13	6.58	7.7	-1.1	7.29	7.6	-0.3
14	6.28	7.4	-1.1	7.01	7.3	-0.2
15	6.76	8.3	-1.5	7.49	8.4	-0.9
Media			-1.3			-0.6

la parte inferior de la zona vadosa en una zona freática (Pawar y Nikumbh, 1999).

El $Cd_{(t)}$ por otra parte, se detectó en tres pozos de la zona media y uno de la zona alta en el mes de agosto, en concentraciones de $100 \mu\text{g L}^{-1}$; en marzo, la concentración de este elemento fue de 200 a $400 \mu\text{g L}^{-1}$ en dos manantiales de la zona alta y un pozo del valle de Zamora.

El $Pb_{(t)}$ se detectó en un manantial y un pozo de la zona alta y dos pozos del valle de Zamora en agosto, en concentración de 100 a $800 \mu\text{g L}^{-1}$, mientras que en marzo fue de 1 000 a $5\,600 \mu\text{g L}^{-1}$ en cuatro manantiales de La Cañada y un pozo del valle de Zamora. La concentración media de $Cd_{(t)}$ y $Pb_{(t)}$ fue mayor en marzo (cuadro 1) que en agosto y esto se corresponde con una menor CE media del agua en aquella fecha, aunque no se encontró una correlación entre ambos parámetros. Otros autores ya han observado que el Pb es más soluble en aguas blandas o de baja concentración, y ácidas (OMS, 2006; Stumm y Morgan, 1996).

Metales disueltos

Los metales $Cu_{(d)}$, $Zn_{(d)}$, $Fe_{(d)}$ y $Mn_{(d)}$ se detectaron en pocos sitios en mayo de 2008, en tanto que para agosto de 2009 lo fueron en todos los sitios bajo estudio. La mayor concentración media de $Cu_{(d)}$, $Fe_{(d)}$ y $Mn_{(d)}$ fue en temporada de lluvias (agosto) (cuadro 4), en tanto que el $Zn_{(d)}$ y $Pb_{(d)}$ lo fueron en sequía (mayo).

De nuevo, las condiciones relativamente anóxicas del acuífero en el mes de agosto podrían explicar esta diferencia de concentraciones en los metales $Cu_{(d)}$, $Fe_{(d)}$ y $Mn_{(d)}$, los cuales son sensibles al ambiente redox (Stumm y Morgan, 1996). El Fe es un buen indicador secundario de las condiciones de óxido-reducción en el acuífero (Edmunds, 1996).

El $Pb_{(d)}$ se encontró en los dos muestreos y en todos los sitios (cuadro 4). La presencia consistente del $Pb_{(d)}$ en las fuentes de agua analizadas —sin que se observe una tendencia clara en la distribución espacial de sus

Cuadro 4. Metales disueltos ($\mu\text{g L}^{-1}$) analizados por ICP-EAS en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero, 2008-2009.

Núm.	Sitio	$Cu_{(d)}$		$Zn_{(d)}$		$Fe_{(d)}$		$Mn_{(d)}$		$Pb_{(d)}$	
		Mayo	Ago.	Mayo	Ago.	Mayo	Ago.	Mayo	Ago.	Mayo	Ago.
1	MA-C*	nd	76.0	nd	12.0	nd	109.0	nd	1.0	132.0	80.0
2	MA-C	nd	64.0	nd	14.0	nd	106.0	nd	nd	51.0	83.0
3	MA-C	nd	75.0	nd	7.0	nd	134.0	nd	nd	228.0	34.0
4	MA-C	20.0	79.0	26.0	25.0	nd	114.0	nd	nd	8.0	106.0
5	MA-C	nd	93.0	nd	7.0	nd	102.0	nd	1.0	29.0	56.0
6	PO-C	nd	87.0	nd	5.0	nd	107.0	nd	1.0	180.0	23.0
7	MA-C	nd	56.0	nd	21.0	nd	113.0	nd	1.0	129.0	90.0
8	PO-VZ	nd	75.0	nd	28.0	nd	116.0	nd	nd	179.0	66.0
9	PO-VZ	nd	69.0	nd	40.0	nd	109.0	nd	nd	131.0	42.0
10	PO-VZ	nd	80.0	77.0	36.0	nd	120.0	nd	nd	149.0	68.0
11	PO-VZ	nd	52.0	nd	16.0	nd	114.0	nd	nd	161.0	93.0
12	PO-VZ	nd	77.0	176.0	51.0	nd	97.0	nd	74.0	114.0	33.0
13	PO-VZ		59.0		3.0		121.0		nd		55.0
14	PO-C		79.0		9.0		187.0		3.0		38.0
15	MA-C		61.0		3.0		106.0		4.0		22.0
	Media	1.7	72.1	23.3	18.5		117.0		5.7	124.3	59.3

* MA-C y PO-C, manantial y pozo ubicados en zona alta de la cuenca (cañada), respectivamente. MA-VZ y PO-VZ, manantial y pozo ubicados en zona media de la cuenca (valle de Zamora), respectivamente.

** Límite de detección: $5.0 \mu\text{g/l}$.

concentraciones— es otro indicador del posible origen geológico de este metal en el agua subterránea (Blanco-Hernández *et al.*, 1998; Huizar-Álvarez, 1997).

Análisis de componentes principales (ACP)

El ACP se realizó con los parámetros: pH, CE, °t, iones mayores (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) y metales pesados disueltos del muestreo de 2009, esto con la finalidad de analizar el posible origen de estos parámetros.

Se seleccionaron tres factores (F1, F2, F3) que explicaron el 80.5% de la varianza acumulada (cuadro 5). El factor F1 mostró altos coeficientes de correlación para pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , $\text{Mn}_{(d)}$ y $\text{Zn}_{(d)}$ (cuadro 6). Las fuentes de estos iones son rocas basálticas que contienen minerales del tipo del olivino (Mg), feldspatos (Ca, Na, K) y algunos minerales accesorios como la calcita (Ca , HCO_3^-), y su disolución es afectada por el pH. En otros estudios sobre la conformación geológica de la zona (Conagua, 2002; Silva-Mora, 1988) se indica la presencia de este tipo de minerales.

El segundo factor (F2) mostró alto coeficiente de correlación positiva para el $\text{Cu}_{(d)}$. Este factor puede representar el efecto del intemperismo de minerales que contienen cobre. Este elemento puede alcanzar concentraciones de 50-90 mg kg^{-1} en las rocas ígneas (Wedepohl, 1991) como mineral accesorio o se puede encontrar como cobre nativo (sin combinar con otros elementos).

Para el factor F3, éste se correlacionó positivamente con el $\text{Pb}_{(d)}$. En este caso, el $\text{Pb}_{(d)}$ puede tener como origen materiales volcánicos del tipo clastos (cenizas volcánicas, tobas en

Cuadro 5. Varianza acumulada para los factores seleccionados en el ACP. Muestreo, agosto de 2009.

	Factores		
	F1	F2	F3
Valor propio	8.620	2.337	1.156
Variabilidad (%)	57.465	15.582	7.706
% acumulado	57.465	73.047	80.753

minas de arenas) que se encuentran en la parte alta y media de la cuenca.

Es reconocido que algunos minerales de Pb como la galena (PbS) se encuentran asociados con filones de rocas ígneas (Klein y Hurlbut, 1997). Por otro lado, los procesos de vulcanismo son una fuente importante de Pb en la atmósfera y suelo (Shotyk y Le Roux, 2005). La correlación negativa del $\text{Fe}_{(d)}$ con el $\text{Pb}_{(d)}$ puede explicarse por la fuerte afinidad del Fe(III) para precipitar metales (Stumm y Morgan, 1996), proceso que disminuye la concentración de Pb en la solución.

Pb en suelos y arenas

En dos de los diez suelos (cuadro 7) se detectaron elevadas concentraciones de Pb tanto en la muestra completa (Pb_{DTPA}) como en la fracción arena (Pb_{total}). Estos suelos son de textura ligera (franca y arenosa), ubicados en la parte alta de la cuenca. En los suelos de textura arcillosa de la parte baja de la cuenca

Cuadro 6. Correlaciones entre los parámetros de calidad del agua y los factores resultantes en el ACP. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Muestreo agosto 2009.

Parámetros	Factores		
	F1	F2	F3
pH	-0.738	0.212	0.058
CE	0.979	0.110	-0.006
°t	0.543	-0.768	-0.197
Ca^{2+}	0.979	0.070	0.004
Mg^{2+}	0.892	0.341	0.070
Na^+	0.836	-0.460	-0.151
K^+	0.798	-0.496	-0.182
HCO_3^{2-}	0.984	0.102	-0.022
Cl^-	0.892	0.260	0.039
SO_4^{2-}	0.813	0.187	0.015
$\text{Cu}_{(d)}$	-0.083	0.782	-0.040
$\text{Fe}_{(d)}$	-0.312	0.042	-0.639
$\text{Mn}_{(d)}$	0.689	0.399	-0.044
$\text{Zn}_{(d)}$	0.848	0.173	0.283
$\text{Pb}_{(d)}$	-0.102	-0.442	0.747

(d) = metal disuelto, determinado por ICP-AES.

Cuadro 7. Contenidos de Pb en diez suelos de la cuenca del río Duero, 2009.

Sitio	(2:1)	$\mu\text{S cm}^{-1}$	%			Clase	mg kg^{-1}	
	pH	CE (es) ³	Arena	Limo	Arcilla		Pb _(DTPA) ¹	Pb _(tol.) ²
Suelo Tangancícuaro I	6.43	1 045	36.8	38.4	24.7	Franco	0.2	10.0
Suelo Aquiles Serdán	5.33	1 202	12.6	24.5	62.9	Arcilla	nd	nd
Suelo Atacheo	7.20	704	23.1	29.8	47.2	Arcilla	nd	5.0
Suelo Arboledas	7.07	435	6.7	16.0	77.3	Arcilla	nd	nd
Suelo Zamora	5.47	560	25.5	6.4	68.2	Arcilla	nd	nd
Arena Tangancícuaro	7.25	340	83.4	10.5	6.1	Arena	2.4	20.0
Suelo Tangancícuaro III	6.37	405	29.5	33.4	37.1	Migajón arcilloso	nd	nd
Suelo Crecienteros III	6.79	571	27.4	43.5	29.1	Migajón arcilloso	nd	nd
Suelo Saucedá I	6.56	851	15.4	13.0	71.6	Arcilla	nd	nd
Suelo Saucedá II	6.67	715	14.4	6.0	83.6	Arcilla	nd	nd

¹ = Pb extraído con DTPA en muestras de suelo completas; ² = Pb extraído con mezcla de ácidos en la fracción arena; ³ = CE en extracto de saturación.

no se detectó Pb, con excepción de la fracción arena del suelo Atacheo, donde se encontraron 5 mg kg⁻¹. La más alta concentración de Pb (20 mg kg⁻¹) se encontró en una capa de arena de color pardo, localizada en un perfil de suelo de Tangancícuaro (arena Tangancícuaro), aproximadamente a 60 cm de profundidad.

Por su ubicación, esta capa de arena probablemente fue originada por un evento volcánico reciente. Estos datos indican que la fuente de Pb en las aguas subterráneas podría estar relacionada con las arenas volcánicas, que son abundantes en la zona de estudio. Sin embargo, estos datos deben analizarse con cautela, ya que se requieren estudios más detallados para confirmar tal hipótesis.

Peligros sanitarios potenciales del Pb y normatividad

La calidad físico-química del agua potable se mide a través de 38 parámetros establecidos por la Norma Oficial Mexicana NOM 127-SSA1-1994. De estos parámetros, se reconoce que en el país sólo se da seguimiento a unos pocos: cloro residual libre, pH, turbiedad, conductividad eléctrica, hierro, manganeso, fluoruros, sulfatos y nitratos, sin considerar otras sustancias que representan un riesgo para

la salud (Jiménez *et al.*, 2010), entre las que se cuentan los metales pesados.

El límite máximo permisible de Pb en el agua de consumo humano se determina con base en los estudios sobre sus efectos perjudiciales en la salud. Así, dependiendo de los avances científicos en la materia, las normativas se han modificado desde los años cincuenta hasta la fecha, marcando como límite 100, 50, 25 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ de Pb (OMS, 2006; Sedue, 1989; SSA, 2009). Es de notar que el Pb en el agua es absorbido por el cuerpo con una mayor extensión que el Pb en los alimentos. (Baird, 2001) y afecta en mayor medida a los niños. La presencia de este elemento en la sangre se relaciona con trastornos como rezago en el crecimiento infantil, incremento en la presión arterial, daños en la hemossíntesis y en el metabolismo de la vitamina D, alteraciones neuroelectrofisiológicas, en la velocidad de la conducción nerviosa y en la agudeza acústica (Davis y Grant, 2003; Shotyk y Le Roux, 2005). Por otro lado, algunos autores han encontrado que los efectos dañinos del Pb están genéticamente determinados y que la dieta puede también contrarrestar tales efectos (Bijoor y Venkatesh, 2007).

En los muestreos de 2008 y 2009, el Pb disuelto es el único metal que excede el límite permitido de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ para agua de consumo humano (SSA, 2009). Los niveles detectados fueron de 1 a 20 veces del valor permitido y sólo una de las fuentes de agua presentó una concentración de Pb por debajo de este límite en mayo de 2008. De acuerdo con estos datos, el Pb en el agua doméstica puede estar generando un problema de salud en la zona.

El agua subterránea se ha preferido para uso doméstico debido a la percepción generalizada de su mejor calidad en relación con el agua superficial (Appelo y Postma, 2005). Sin embargo, trabajos como el presente indican que hace falta un conocimiento más detallado de su composición química para determinar peligros sanitarios potenciales y, con base en éstos, mejorar la reglamentación para su uso. La normativa en México, que tiene definidas las sustancias y los elementos tóxicos, sus concentraciones límite y las instituciones responsables de su seguimiento, presenta dificultades para su aplicación. Entre ellas se mencionan las limitaciones técnicas y financieras de los ayuntamientos para establecer programas de monitoreo de la calidad química del agua doméstica (Pimentel et al., 2010). Estos programas son el fundamento para la selección, instalación y mantenimiento de sistemas adecuados de potabilización del agua.

Conclusiones

Las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero son de salinidad baja a media y su concentración es relativamente mayor en el mes de agosto en relación con marzo. El origen de estas sales se asoció con el intemperismo de rocas basálticas y minerales calcáreos. Estas aguas son magnésico-bicarbonatadas en la parte alta de la cuenca y cambian a cálcico-sódico-bicarbonatadas en la parte media, en dirección del flujo de las aguas subterráneas. Este cambio es causado por la disolución de minerales silicatados y calcáreos, y el tiempo

de permanencia del agua desde la zona de recarga hasta el acuífero. A mayor lejanía del área de recarga, el agua típicamente incrementa su salinidad y temperatura. Los datos presentados en este trabajo indican que estas aguas no exceden los límites de concentración de Zn, Mn, Cu y Fe para consumo humano, en tanto que el Pb se detectó en concentraciones que exceden el límite máximo permitido para este uso. Se requiere, sin embargo, de estudios más detallados para determinar si estas aguas representan un riesgo potencial para la salud de los habitantes de la zona. El origen de la alta concentración de Pb en el agua probablemente esté relacionado con materiales volcánicos como las arenas silíceas. Estos resultados deben considerarse como evidencias iniciales de la hipótesis planteada, requiriéndose de trabajos más detallados que impliquen análisis de los materiales geológicos.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo financiero otorgado por el Instituto Politécnico Nacional y el Colegio de Postgraduados para la realización de este trabajo.

Recibido: 18/09/2011

Aceptado: 20/02/2013

Referencias

- ACADEMIA MEXICANA DE CIENCIAS. *El agua en México vista desde la Academia* [en línea]. Academia Mexicana de Ciencias, 2005. Consultado: 8/01/2011. Disponible en *World Wide Web*: http://cisnex.amc.edu.mx/amc/amc_agua.pdf.
- ADDINSOFT, INC. *Paquete estadístico XLSTAT* [en línea]. Addinssoft, Inc., 2010. Consultado: 11/05/2010. Disponible en *World Wide Web*: <http://www.xlstat.com/es/home/>.
- APPELO, C.A.J. and POSTMA, D. *Geochemistry, groundwater and pollution*. 2nd. edition. Boca Raton: CRC Press, 2005, 649 pp.
- ARMAS, V.F. *Modelación y simulación hidrodinámica del sistema acuífero Zamora en Michoacán, México*. Tesis de maestría. México, D.F.: UNAM, 2010, 114 pp.
- AUGUSTITHUS, S.S.P. *Atlas of the textural patterns of ore minerals and metallogenic processes*. Berlin-New York: De Gruyter, 2010, pp. 1-76.

- ÁLVAREZ-SILVA, M. y URIBE, S.A. *Presencia de arsénico en la Comarca Lagunera y su solución desde el punto de vista técnico*. Saltillo, México: Cinvestav, 2006, pp. 24-29.
- ARMIENTA, M.A., RODRÍGUEZ, R., AGUAYO, A., CENICEROS, N., VILLASENOR, G., and CRUZ O. Arsenic contamination of groundwater at Zimapán, México. *Hydrogeol. J.* Vol. 5, 1997, pp. 39-46.
- ARMIENTA, M.A., VILLASEÑOR, G., RODRÍGUEZ, R., ONGLEY, L.K., and MANGO, H. The role of arsenic-bearing rocks in groundwater pollution at Zimapán, Valley, México. *Environmental Geology*. Vol. 40, No. 4-5, 2001, pp. 571-581.
- AYERS, R.S. y WESTCOT, D.W. *La calidad del agua y su uso en la agricultura*. Estudio FAO Riego y Drenaje 29, rev. 1. Traducción al español por J.F. Alfaro (Water Quality and use in agricultura). Roma: FAO, 1989, 174 pp.
- BAIRD, C. Metales tóxicos pesados. Cap. 7. *Química Ambiental*. Barcelona: Editorial Reverté, 2001, pp. 391-429.
- BIJLOOR, A.R. and VENKATESH, T. Genetic susceptibility to lead poisoning – A case report. *Indian Journal of Clinical Biochemistry*. Vol. 22, No. 29, 2007, pp. 162-163.
- BLANCO-HERNÁNDEZ, A.L., ALONSO-GUTIÉRREZ, D., JIMÉNEZ-DE BLAS, O., SANTIAGO-GUERVÓS, M. y DE MIGUEL-MANZANO, B. Estudio de los niveles de plomo, cadmio, zinc y arsénico en aguas de la provincia de Salamanca. *Revista Española de Salud Pública*. Vol. 72, 1998, pp. 53-65.
- BOKAR, H., JIE, T., and NIANFENG, L. Hydrochemistry and mapping of the groundwater contamination index in Changchun City, China. *Journal of Environmental Hydrology*. Vol. 11, No. 15, 2003, pp. 1-12.
- BURAU, R.G. Lead. In: *Methods of soil analysis*. Part 2. Chemical and microbiological properties. Page, A.L. (editor). Agronomy Monograph No. 9. Madison: ASA-SSSA, 1982.
- CARRILLO-RIVERA, J.J., CARDONA, A., and EDMUNDS, W.M. Use of abstraction regime and knowledge of hydrogeological conditions to control high-fluoride concentration in abstracted groundwater: San Luis Potosí basin, Mexico. *J. Hydrology*. Vol. 261, 2002, pp. 24-47.
- CONAGUA. *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Zamora, Estado de Michoacán*. Documento Interno. México, D.F.: Comisión Nacional del Agua, 2002, 25 pp.
- CONAGUA. Estadísticas del agua en México, Edición 2011. [en línea]. Consultado: 15/05/2011. México, D.F.: Comisión Nacional del Agua, 2011. Disponible en *World Wide Web*: <http://www.conagua.gob.mx/OCB07/Contenido/Documentos/EstadisticaAguamexico2011.pdf>.
- CORONA-CHÁVEZ, P., REYES-SALAS, M., GARDUÑO-MONROY, V.H., ISRADE-ALCÁNTARA, I., LOZANO-SANTA CRUZ, R., MORTON-BERMEA, O. y HERNÁNDEZ-ÁLVAREZ, E. Asimilación de xenolitos graníticos en el Campo Volcánico Michoacán-Guanajuato: el caso de Arócutin Michoacán, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. Vol. 23, núm. 2, 2006, pp. 233-245.
- DAS, J. Geochemistry of trace elements in the ground water of Cuttack City, India. *Water, Air and Soil Pollution*. Vol. 147, 2003, pp. 129-140.
- DAVIS, J.M. and GRANT, L.D. Experiencias de la instauración de normas relativas al contenido de plomo en aire y el agua, en los Estados Unidos de América. *Salud Pública de México*. Vol. 45, suplemento 2, 2003, pp. S237-S243.
- EATON, A.D., CLESCERI, L.S., RICE, E.W., and GREESBERG, A.E. (editors). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 21st edition. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2005, 1207 pp.
- EDMUNDS, W.M. Geochemical indicators in the groundwater environment of rapid environmental change. In: *Geoindicators. Assessing rapid environmental changes in earth systems*. Rotterdam: A.A. Balkema, 1996, pp. 135-150.
- GEE, G.W. and BAUDER, J.W. Particle-size analysis. In: *Methods of soil analysis*. Part 1-Physical and mineralogical methods. Second Edition. Klute, A. (editor). Madison, USA: Soil Sci. Soc. Amer., Inc., 1986, pp. 383-411.
- HUIZAR-ÁLVAREZ, R. Hydrochemistry of the aquifers in the río Las Avenidas basin, Pachuca, Hidalgo, México. *Water, Air and Soil Pollution*. Vol. 96, 1997, pp. 185-201.
- IKEM, A., OSIBANJO, O., SRIDHAR, M.K.C., and SOBANDE, A. Evaluation of groundwater quality characteristics near to waste sites in Ibadan and Lagos, Nigeria. *Water, Air and Soil Pollution*. Vol. 140, 2002, pp. 307-333.
- JIMÉNEZ, B., DURÁN, J.C. y MÉNDEZ, J.M. Calidad. En: *El agua en México: cauces y encauces*. Jiménez, B., Torregrosa, M.L. y Aboites, L. (editores). México, D.F.: Academia Mexicana de Ciencias-Conacyt, 2010, pp. 265-290.
- KLEIN, C. and HURLBUT, C.S. JR. *Manual de Mineralogía*. Vol. 2. Barcelona: Editorial Reverté, 1997, 679 pp.
- LIM, CH.H. and JACKSON, M.L. Dissolution for total elemental analysis. In: *Methods of soil analysis*. Part 2-Chemical and microbiological properties. Second edition. Page A.L. et al. (editors). Madison, USA: Soil Sci. Soc. Amer., Inc. 1982, pp. 1-12.
- LINDSAY, W.L. and NORVELL, W.A. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 42, 1978, pp. 421-428.
- MAHLKNECHT, J., STEINICH, B., and NAVARRO DE LEÓN, I. Groundwater chemistry and mass transfers in the Independence aquifer, central Mexico, by using multivariate statistics and mass-balance models. *Environmental Geology*. Vol. 45, 2004, pp. 781-795.
- MEJÍA, J.A., RODRÍGUEZ, R., ARMIENTA, A., MATA, E., and FIORUCCI, A. Aquifer vulnerability zoning as indicator of atmospheric pollutants input? Vanadium

- in the Salamanca aquifer, Mexico. *Water, Air and Soil Pollution*. Vol. 185, 2007, pp. 95-100.
- MORENO-SÁNCHEZ, R. y DEVARS, S. Abundancia de los metales pesados en la biósfera. *Contaminación ambiental por metales pesados. Impacto en los seres vivos*. Cervantes, C. y Moreno-Sánchez, R. (editores). México, D.F.: A.G.T. Editor, 1999, pp. 1-10.
- OMS. *Guías para la calidad del agua potable. Primer apéndice a la tercera edición*. Vol. I Recomendaciones [en línea]. Organización Mundial de la Salud, 2006. Disponible en *World Wide Web*: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/es/index.html. Consultado 22/03/2011.
- PAWAR, N.J. and NIKUMBH, J.D. Trace elements geochemistry of ground water from Behedi basin, Nasik district, Maharashtra. *J. Geol. Soc. India*. Vol. 54, 1999, pp. 501-514.
- PIMENTEL, J.L., VELÁZQUEZ, M. y PALERM, J. Capacidad organizativa y participación social en el abasto de agua doméstica en comunidades rurales del valle de Zamora, Michoacán. *Memorias 2º Congreso de la Red Temática del Agua-Conacyt*, Cuernavaca, Morelos, 2010, 10 pp.
- RICHTER, B.C. and KREITLER, C.W. *Geochemical techniques for identifying sources of ground-water salinization*. Boca Raton: CRC Press, 1993, 258 pp.
- RODRÍGUEZ, C.R., MEJÍA, J.A. y BERLÍN, J. Agua subterránea. Gradientes de metales en el agua subterránea del Bajío. Caso Salamanca. *Memorias Expo Agua*, Guanajuato, México, noviembre de 2003, pp. 24-29.
- SÁNCHEZ-MARTOS, F., PULIDO-BOSCH, A., CALAFORRA-CHORDI, J.M. y NAVARRETE, F. Algunos aspectos de la contaminación en el Bajo Andarax (Almería). *Jornadas sobre la Contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente* [en línea], 1998, Consultado el 10/06/2009. Disponible en *World Wide Web*: <http://aguas.igme.es/igme/publica/pdflib3/sanchezm.pdf>.
- SEDUE. *Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Aguas CE-CCA-001/89. DOF 13/12/1989*. México, D.F.: Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, 1989.
- SHOTYK, W. and LE ROUX, G. Biogeochemistry and cycling of lead. In: *Metal ions in biological systems*. Sigel, A., Sigel, H., and Sigel, R.K.O. (editors). Boca Raton: Taylor & Francis, 2005, 301 pp.
- SILVA-MORA, L. Algunos aspectos de los basaltos y andesitas cuaternarios de Michoacán Oriental. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. Vol. 7, 1988, pp. 89-96.
- SSA. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización [en línea]. Secretaría de Salud, 2009. Consultado: 10/10/ 2009. Disponible en *World Wide Web*: <http://bibliotecas.salud.gob.mx/cgi-bin/library>.
- STUMM, W. and MORGAN, J.J. *Aquatic Chemistry. Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. Third Edition. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1996.
- VELÁZQUEZ, M.A. y PIMENTEL, J.L. Plomo y metales tóxicos en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. *Memorias. II Coloquio Internacional de Medio Ambiente y Desarrollo*, CIEMAD-IPN, del 25 al 27 de noviembre de 2008, México.
- VELÁZQUEZ, M., PIMENTEL, J.L. y ORTEGA, M. Estudio de la distribución del boro en fuentes de agua de la cuenca del río Duero, México, utilizando análisis estadístico multivariado. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. Vol. 27, núm. 1, 2011, pp. 19-30.
- VIGGIANO-GUERRA, J.C. y GUTIÉRREZ-NEGRÍN, L.C. Petrographic study and preliminary conceptual model of the Ixtlán de los Hervores geothermal zone, Michoacán, Mexico. *Hydraulic Engineering in Mexico*. Vol. XXII, No. 4, October-December, 2007, pp. 61-73.
- WEDEPOHL, K.H. The composition of the upper earth crust and the natural cycles of selected metal. In: *Metals and their compounds in the environment*. Merian, E. (editor). New York: VCH, 1991, pp. 3-17.
- WILCOX, R.E. Petrology of Paricutin Volcano, Mexico. *United States Geological Survey Bulletin*. Vol. 965C, 1954, pp. 281-353.

Abstract

INOCENCIO-FLORES, D., VELÁZQUEZ-MACHUCA, M.A., PIMENTEL-EQUIHUA, J.L., MONTAÑEZ-SOTO, J.L. & VENEGAS-GONZÁLEZ, J. *Hydrochemistry of groundwater in the Duero River basin and regulations for domestic use. Water Technology and Sciences (in Spanish). Vol. IV, No. 5, November-December, 2013, pp. 111-126.*

This work was carried out in the Duero River basin, in the northwest portion of the State of Michoacán. Its main objective was to evaluate the chemical composition of groundwater for domestic use, with an emphasis on heavy metals due to their potential effects on human health. Regulations for drinking water quality control were reviewed so as to discuss the implications and limitations of their implementation based on the results obtained. The physicochemical composition of samples from 17 sites was analyzed on two different sampling dates to determine pH, EC, t(°C), major ions and heavy metals using standard methodologies. Data was processed using multivariate statistical analysis techniques (principal components analysis, PCA). EC varied from 135 to 880 mS cm⁻¹ and pH ranged from 6.28 to 7.83. The main water families found were: magnesium-bicarbonate, calcium-bicarbonate and sodium-calcium-bicarbonate. Zn, Mn, Cu and Fe concentrations were within safe limits for human consumption. Pb was detected at all the sampling sites and exceeded the maximum allowable limits for human consumption. The factors associated with the source of the chemical components of the water were: basaltic rocks with olivine and feldspars minerals and calcite. Pb concentration was associated with volcanic clasts (siliceous sands).

Keywords: heavy metals, Pb, regulations, water types.

Dirección institucional de los autores

M.C. Daniela Inocencio Flores
Dra. Martha Alicia Velázquez Machuca
Dr. José Luis Montañez Soto
Dr. José Venegas González

CIIDIR-IPN-Michoacán
Justo Sierra 28, Col. Centro
59510 Jiquilpan, Michoacán, MÉXICO
Teléfono y fax: +52 (353) 5330 218
dinocencio@cofepris.gob.mx
mvelazquezm@ipn.mx
montasoto@yahoo.com.mx
jvenegasg@ipn.mx

Dr. José Luis Pimentel Equihua

Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo
Km. 35.5, carretera Texcoco-México
56230 Montecillo, Estado de México, MÉXICO
Teléfono: +52 (55) 5121 504
jequihua@colpos.mx