

## ESTUDIO DE LA DISTRIBUCIÓN DE BORO EN FUENTES DE AGUA DE LA CUENCA DEL RÍO DUERO, MÉXICO, UTILIZANDO ANÁLISIS ESTADÍSTICO MULTIVARIADO

Martha A. VELÁZQUEZ, José Luis PIMENTEL y Manuel ORTEGA

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Michoacán. Justo Sierra No. 28 Col. Centro, Jiquilpan, Michoacán 59510 mvelazquezm@ipn.mx

*(Recibido mayo 2009, aceptado octubre 2010)*

Palabras clave: contaminación, agua subterránea, agua superficial, Michoacán, México.

### RESUMEN

La distribución de boro en el río y aguas subterráneas de la cuenca del río Duero y la relativa contribución de fuentes naturales y antrópicas es poco conocida. Trabajos previos han mostrado que el B se adiciona a las aguas superficiales de la cuenca a través de las aguas residuales, en tanto que las aguas subterráneas pueden ser una fuente de B de origen geotérmico. En este trabajo se analizó la distribución del B en las aguas subterráneas y superficiales de la cuenca del río Duero y su potencial efecto tóxico en la salud humana y en los cultivos de la zona, buscando con ello plantear medidas para un uso más sustentable de los recursos hídricos. Para ello, se colectaron 49 muestras de agua de pozos agrícolas y urbanos, norias, manantiales y río Duero, en una área aproximada de 2500 km<sup>2</sup>. Las muestras fueron analizadas para pH, conductividad eléctrica, calcio, magnesio, sodio, cloruros, sulfatos, bicarbonatos, metales pesados disueltos, fósforo y boro. Los parámetros de calidad de agua mostraron una amplia variación (conductividad de 152-1518  $\mu\text{S cm}^{-1}$  y concentración de B de 0-11 268  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Esto se debe a que las aguas discurren sobre una extensa área conformada por acuíferos basálticos y acuíferos libres con influencia de diversas formaciones geológicas: basaltos volcánicos terciarios y cuaternarios y sedimentos calcáreos en zonas geotérmicas. La concentración media de B fue de 13, 54 y 850  $\mu\text{g L}^{-1}$  en los manantiales, aguas del río y aguas subterráneas, respectivamente. Los pozos se clasificaron en: 1) pozos sin concentración apreciable de B (sur y centro de la cuenca), y 2) pozos con altas concentraciones de B (365-11 268  $\mu\text{g L}^{-1}$ , norte de la cuenca). La relación B/Cl fue de 1.6 en los manantiales, 13.9 en el río y 27.7 para los pozos, mostrando un enriquecimiento de B en estas fuentes. El uso de esta agua en el riego agrícola representa un peligro de acumulación de B en los vertisoles de la región, el cual deriva en efectos tóxicos y disminución de rendimientos en cultivos sensibles como la fresa. Las elevadas concentraciones de B en algunos pozos urbanos confirman el peligro sanitario potencial para las poblaciones que usan esta agua para consumo humano.

Keywords: pollution, groundwater, surface water, Michoacán, México.

### ABSTRACT

The distribution of boron in the river water and groundwater of the Duero River Basin and the relative contribution of natural and anthropic sources is not yet well known. Earlier studies have shown that boron enters surface water in the Basin through

wastewater, while groundwater may well constitute a geothermic source of boron. In this study, the distribution of boron in groundwater and surface water in the Duero River Basin and the potentially toxic effects of this element on human health and agricultural crops grown in the area were analyzed in order to suggest measures for a more sustainable use of these hydric sources. A total of 49 water samples were gathered from agricultural and urban wells, springs, waterholes and the Duero River itself from an area of approximately 2500 km<sup>2</sup>. The samples were tested for pH, electrical conductivity, calcium, magnesium, sodium, chlorides, sulphates, bicarbonates, dissolved heavy metals, phosphorus and boron. The parameters of water quality showed a broad variation (conductivity from 152-1518 mS cm<sup>-1</sup> and boron concentrations of 0-11 268 mg L<sup>-1</sup>). This is due to the fact that the waters flow over an extensive area that includes both basaltic and free aquifers, where they are subject to the effects of a variety of geological formations, including tertiary and quaternary volcanic basalts and calcareous sediments in geothermic zones. The mean boron concentrations were 13, 54 and 850 mg L<sup>-1</sup> in the springs, river water and groundwater, respectively. The wells were classified as follows: 1) wells with no appreciable concentration of boron (southern and central areas of the Basin); and, 2) wells with high concentrations of boron (365-11 268 mg L<sup>-1</sup>, northern area of the Basin). The ratio of B/Cl was 1.6 in the springs, 15.3 in the river and 27.7 in the wells. The use of this water for agricultural irrigation represents a risk of boron accumulation in the region's vertisol, soils that facilitate the absorption of boron in soil minerals which causes toxic effects and the yield reduction of sensitive crops such as strawberries. High concentrations of boron in some urban wells confirm the potential sanitary risk to people that use this water for human consumption.

---

## INTRODUCCIÓN

El boro (B) en altas concentraciones es de relevancia en los estudios de calidad del agua debido a su toxicidad tanto en animales como en plantas cultivadas (Elefteriou 2001). A bajas concentraciones el B es esencial para el desarrollo de las plantas (Brady y Weil 2002) y los efectos tóxicos pueden presentarse si la concentración en aguas de riego es superior a 1000 µg L<sup>-1</sup> (Ayers y Westcot 1989). En humanos y animales, el B es un elemento nutricional benéfico, si no esencial, y es posible que su deficiencia pueda derivar en riesgos potenciales a la salud (Coughlin 1998). Las frutas, vegetales y nueces son fuente de B en la dieta humana y una ingesta diaria aceptable es de 0.3 mg kg<sup>-1</sup> de peso (Murray 1998). Los límites máximos permitidos de B en el agua potable varían con las diversas normativas que existen al respecto. Para México, la norma oficial de agua para uso y consumo humano (SSA 1996) no incluye valores de referencia para el B y los criterios ecológicos de calidad del agua (SEDUE 1989) indican un máximo permisible de 1 mg L<sup>-1</sup> (1000 µg L<sup>-1</sup>) para uso público urbano, valor que coincide con el indicado por la Directiva Europea (Weinthal *et al.* 2005). La Organización Mundial de la Salud lo sitúa en 500 µg L<sup>-1</sup> (WHO 2008), aunque actualmente revisa este límite de

concentración de B y provisionalmente lo marca en 2.6 mg L<sup>-1</sup> (WHO 2010). Los problemas sanitarios asociados a un consumo excesivo de B van desde daños al sistema digestivo (estómago, intestino), hígado, riñones, cerebro, hasta la muerte (Selinus 2004, WHO 2008).

El B es un elemento ubicuo que entra en las aguas superficiales y subterráneas a través de dos vías principales: intemperismo de rocas que contienen boro (i.e. borosilicatos del tipo turmalina y axinita) y aguas residuales donde el B se deriva de productos de limpieza y residuos de industrias de pinturas y barnices, textiles, curtido de pieles, electrónica, entre otras (Dyer y Caprara 2009). Las aguas residuales derivadas de sistemas de tratamiento poco eficientes pueden alcanzar las corrientes de agua superficial y subterránea y provocar un problema de contaminación (Wolf *et al.* 2004, Schmidt 2007). Una fuente adicional de B en las aguas superficiales son las aguas de drenaje agrícola (Seiler 2007), tal como se ha detectado en las zonas áridas del oeste de EUA (Lemly *et al.* 2009). En áreas de vulcanismo activo donde las aguas subterráneas son influenciadas por elevadas temperaturas (~200 °C), el B se encuentra regularmente en concentraciones que pueden alcanzar los 150 mg L<sup>-1</sup> (Morell *et al.* 2008). La relación del B con áreas de vulcanismo es de relevancia en México considerando que se han reconocido unas

2 332 manifestaciones geotérmicas, de las cuales aproximadamente 71 se localizan en el estado de Michoacán (Iglesias *et al.* 2005).

En trabajos previos sobre calidad del agua en la cuenca del río Duero, en el occidente del estado de Michoacán, se ha encontrado que el B se adiciona a las aguas superficiales del río Duero a través de las descargas de aguas residuales en la red hidrográfica, en tanto que las aguas subterráneas pueden contener altas concentraciones de B de origen geotérmico (Velázquez y Pimentel 2006). Estas concentraciones de B pueden representar un peligro potencial de toxicidad para los cultivos de la zona y problemas sanitarios en la población si estas fuentes se utilizan para consumo humano. A pesar de su importancia ambiental, a la fecha no se conoce la distribución del B en las fuentes de agua de la cuenca del río Duero; no se cuenta tampoco con datos sobre el aporte relativo de B a las aguas subterráneas y superficiales a partir de fuentes naturales y antrópicas. A partir de estos antecedentes, en el presente trabajo se planteó como objetivo analizar la distribución del B en las aguas subterráneas y superficiales de la cuenca del río Duero y su potencial efecto tóxico en los cultivos y en la salud humana, esto último a través de los límites máximos permisibles establecidos por la normativa mexicana para distintos usos del agua.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Zona de estudio

La cuenca del río Duero se ubica al noroeste del estado de Michoacán, en las coordenadas 19°40'32" a 20°20'42" N y 101°52'54" a 102°40'30" W y cubre una superficie de 3 512 km<sup>2</sup> (CONAGUA 2004; **Fig. 1**). La cuenca forma parte de la Faja Volcánica Transmexicana que incluye las subprovincias volcánicas del graben de Chapala y el vulcanismo cuaternario del estado de Michoacán. El graben se compone de una serie de fallas normales de dirección NW-SE entre las que sobresalen la de Ixtlán-El Encinal, con longitud de unos 30 km, la de Pajacuarán de 20 km y la de Los Nogales de unos 6 km y que son consideradas áreas importantes de recarga en la porción norte de la cuenca; el relleno del graben se compone de sedimentos aluviales y lacustres de profundidad máxima de 800 m. La intensa actividad volcánica que se ha desarrollado en la zona desde el Mioceno Superior hasta el Pleistoceno Superior, conformó un edificio geológico cuya base son andesitas y basaltos calcoalcalinos en la porción norte (Viggiano-Guerra y Gutiérrez-Negrín 2007), mientras que en el sur estas

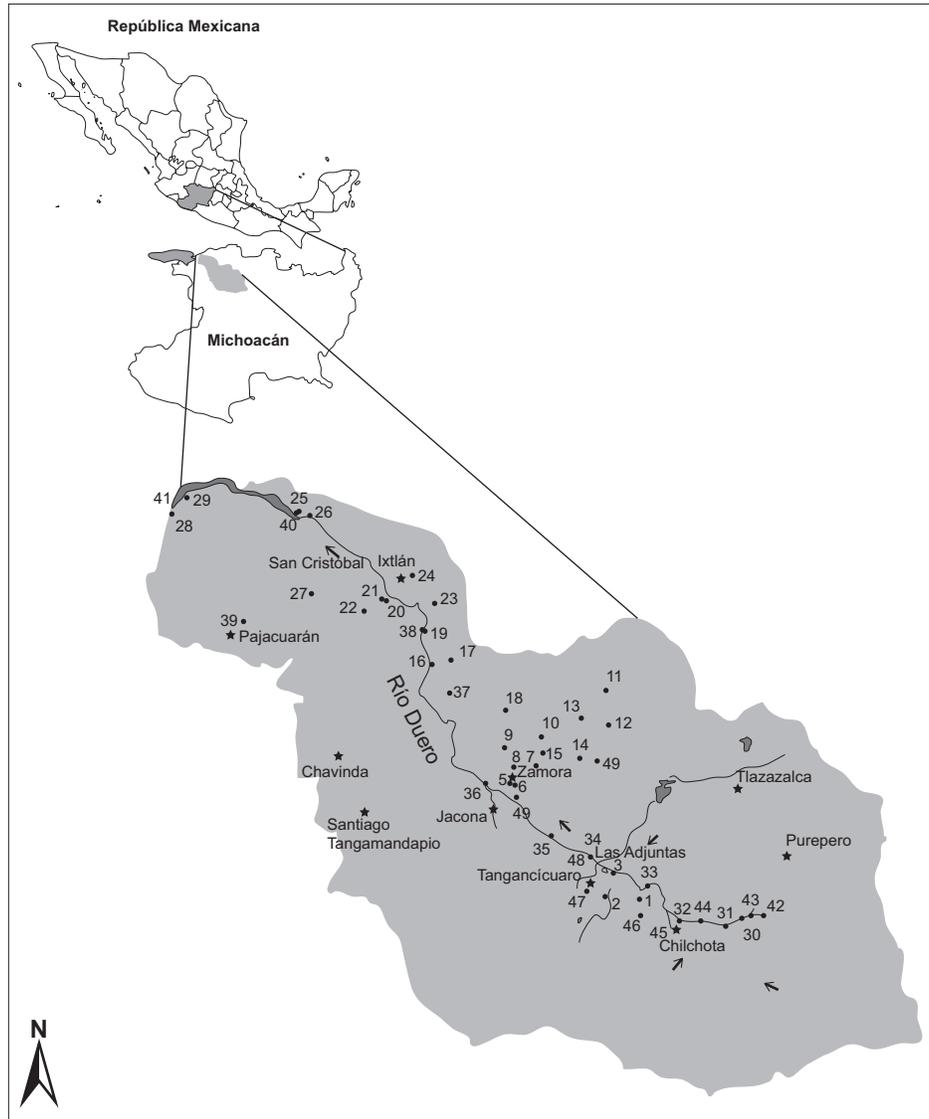
rocas se alternan con potentes espesores de cenizas volcánicas del Cuaternario. Los basaltos cuaternarios que constituyen los cerros circundantes a los valles aluviales se encuentran dispuestos en amplias y fluidas coladas de lava; su color es pardo, negro o gris oscuro e incluyen en su composición minerales como plagioclasa y olivino (Silva-Mora 1988).

La temperatura y precipitación media anual oscila de 16 a 22 °C y de 750 a 2000 mm, respectivamente. La evaporación es de 1000 a 2300 mm anuales y muestra un gradiente inverso a la precipitación y similar a la temperatura (Garduño *et al.* 2003). La cuenca incluye la zona geohidrológica de Zamora, constituida por un acuífero basáltico en la porción sur y un acuífero somero o de relleno en los valles que alimentan al río Duero, afluente del río Lerma. El río Duero tiene un gasto medio anual de 10.6 m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup> y sus flujos son empleados principalmente en el riego de unas 18 000 ha donde se cultivan hortalizas, frutillas (fresa, zarzamora) y granos (CONAGUA 2002).

La zona de estudio comprendió un área aproximada de 2500 km<sup>2</sup> en una extensión de ocho municipios de la cuenca del río Duero en Michoacán: Chilchota, Tangancícuaro, Jacona, Zamora, Ixtlán, Pajacuarán, Vista Hermosa y Briseñas. Se seleccionaron tres fuentes de agua para el estudio: 1) pozos y norias (sitios 1-29, **Fig. 1**), 2) río (sitios 30-41, **Fig. 1**) y 3) manantiales (sitios 42-49, **Fig. 1**), con un total de 49 sitios de muestreo distribuidos en una franja cercana a la corriente del río Duero. Los sitios de muestreo incluyeron 8 manantiales (uso urbano y recreativo), 27 pozos (4 de uso agrícola, 22 de uso urbano y 1 de uso acuícola), 2 norias (una de uso agrícola y otra de uso doméstico) y 12 sitios de la corriente del río Duero. La distancia entre los sitios de muestreo en el río osciló de 2.3 a 18.9 km, iniciando en el lugar del nacimiento del río y siguiendo el flujo de la corriente hasta su final, marcando un desnivel topográfico entre el punto de inicio y de terminación de 469 m.

### Muestreo y análisis de agua

Se realizaron dos muestreos: abril de 2005 (río) y febrero 25 a marzo 7 de 2007 (río, pozos, manantiales y norias). 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. En las norias se tomó la muestra



**Fig. 1.** Localización de la cuenca del río Duero y sitios de muestreo

directamente con un recipiente de polipropileno. La profundidad de los pozos varió de 100 a 200 m y de las norias de 5 a 10 m. Para el agua de río y de manantial la muestra fue obtenida 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.

La colecta de las muestras se realizó en botellas de polipropileno con capacidad de un litro, las cuales fueron previamente lavadas dos veces con agua destilada y una vez con agua bidestilada. Se cuidó que el llenado de la botella fuera total eliminando en lo posible las burbujas de aire introducidas con el agua para reducir con ello las posibles reacciones del fluido con el oxígeno. En campo se midieron

pH y CE (medidor multiparamétrico Marca Orion). Las muestras se analizaron en el Laboratorio de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, donde se determinaron:  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  por titulación con versenato;  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  por flamometría (Flamómetro L-653) y cloruro de cesio como inhibidor de ionización;  $\text{Cl}^-$  por precipitación con nitrato de plata;  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$  por titulación con ácido sulfúrico;  $\text{SO}_4^{2-}$  por precipitación con cloruro de Bario; P disuelto determinado por el método del ácido ascórbico (Eaton *et al.* 2005); Pb, Cu, Fe, Mn y Zn por espectrometría de plasma acoplado inductivamente (ICP-AES Modelo Liberty II Secuencial, Marca Varian), empleando agua desionizada para la preparación de patrones y soluciones de referencia de  $1.0 \mu\text{g mL}^{-1}$  preparadas

a partir de estándares de  $100 \mu\text{g mL}^{-1}$  (Laboratorios Hycel de México). El boro fue analizado por el método de la azometina-H el cual tiene un rango de detección de  $0.5$  a  $10 \mu\text{g mL}^{-1}$  (Bingham 1982). Los datos analíticos de iones mayores ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) se seleccionaron considerando que el error en el balance iónico no excediera el 10%.

### Datos hidrológicos

Con la finalidad de relacionar las variables analíticas con algunas de las características hidrológicas de la cuenca se obtuvieron los datos sobre caudales generados en la cuenca del Duero, medidos en dos puntos estratégicos del río, y en las dos fechas de muestreo. Estos valores se usaron en el cálculo de la producción hídrica en la cuenca, misma que se contrastó con la concentración de B en los dos muestreos realizados.

### Análisis estadístico

El análisis estadístico incluyó la descripción estadística de los parámetros de calidad de agua (media, desviación estándar y rango) y análisis de correlación. Se usaron las relaciones geoquímicas y el análisis multivariado (conglomerado jerárquico) para agrupar los pozos estudiados (muestreo 2007).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Generalidades

Los parámetros de calidad de agua mostraron una amplia variación, encontrándose valores de conductividad eléctrica en un rango de  $152$ - $1518 \mu\text{S cm}^{-1}$  en las manantiales, pozos y río; en el centro de la zona geotérmica (Ixtlán) la concentración electrolítica alcanzó valores de  $1952 \mu\text{S cm}^{-1}$  (**Cuadro I**). Esto se debe a que las aguas subterráneas bajo estudio discurren sobre una extensa área conformada por acuíferos basálticos y acuíferos libres con influencia de diversas formaciones geológicas: basaltos volcánicos terciarios y cuaternarios y sedimentos calcáreos en zonas geotérmicas. Las aguas superficiales se ven sometidas a su vez a los efectos del vertido de las aguas residuales domésticas y los drenajes agrícolas a la red hidrográfica, siendo éstas las dos fuentes principales de sales en el río; una tercera fuente son los flujos geotérmicos localizados en la parte baja de la cuenca.

Las concentraciones electrolíticas más bajas se detectaron en las aguas de los manantiales y en los primeros tramos del río; también algunos pozos ubicados en las inmediaciones de las sierras circundantes presentaron concentración salina baja, lo que muestra la influencia basáltica sobre los acuíferos asociados a estas aguas y una edad reciente de los flujos.

**CUADRO I.** ESTADÍSTICA DE LOS PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA EN DIVERSAS FUENTES DE AGUA EN LA CUENCA DEL RÍO DUERO

Parámetro	Manantiales <sup>a</sup>			Río <sup>b</sup>			Pozos y norias <sup>c</sup>		
	Rango	Media	SD <sup>d</sup>	Rango	Media	SD	Rango	Media	SD
pH	6.6-7.4	6.9	0.24	6.6-7.2	6.9	0.2	6.7-8.0	7.14	0.29
CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	131-499	198.2	122.3	152-390	244.1	83.0	152-1952	635.8	469.9
$\text{Ca}^{2+}$ meq $\text{L}^{-1}$	0.37-1.67	0.60	0.44	0.47-1.02	0.73	0.21	0.37-3.98	1.5	1.0
$\text{Mg}^{2+}$ meq $\text{L}^{-1}$	0.56-1.95	0.90	0.45	0.28-1.67	0.98	0.39	0.65-3.92	1.8	1.0
$\text{Na}^+$ meq $\text{L}^{-1}$	0.16-1.20	0.42	0.33	0.2-1.13	0.61	0.26	0.1-16.66	2.7	3.5
$\text{K}^+$ meq $\text{L}^{-1}$	0.02-0.08	0.03	0.02	0.02-0.24	0.07	0.06	0.01-0.7	0.2	0.2
$\text{CO}_3^{2-}$ meq $\text{L}^{-1}$	nd <sup>e</sup>	-	-	nd	-	-	nd	-	-
$\text{HCO}_3^-$ meq $\text{L}^{-1}$	1.04-4.06	1.62	0.99	1.23-2.71	1.9	0.5	1.23-12.6	4.6	3.0
$\text{Cl}^-$ meq $\text{L}^{-1}$	0.2-0.4	0.25	0.09	0.1-0.6	0.3	0.2	0.2-5.3	1.0	1.3
$\text{SO}_4^{2-}$ meq $\text{L}^{-1}$	0.02-0.34	0.07	0.11	0.02-0.34	0.13	0.13	0.02-3.3	0.5	0.8
B $\mu\text{g L}^{-1}$									
2005				82.0-474.0	285.7	117.7			
2007	nd*-32.0	13.0	14.8	nd-649	54.0	187.3	nd-11268	850.1	2184
P mg $\text{L}^{-1}$	0.12-0.22	0.15	0.03	nd-1.18	0.40	0.4	nd-1.28	0.19	0.27
Pb $\mu\text{g L}^{-1}$	nd-149	56.1	52.4	nd-202	78.2	48.2	nd-181	69.2	47.9
Fe $\mu\text{g L}^{-1}$	nd	-	-	nd-138	15.7	41.2	nd-268	14.2	51.9
Cu $\mu\text{g L}^{-1}$	43-64	50.7	7.8	46-79	61.9	11.3	40-107	59.5	16.5
Zn $\mu\text{g L}^{-1}$	3-85	22.1	26.0	nd-93	21.5	25.1	nd-276	80.2	90.7
Mn $\mu\text{g L}^{-1}$	24-32	27.9	3.0	25-68	38.0	16.7	25-1414	161.3	339.2
$\text{Na}^+/\text{Cl}^-$	0.48-3.0	1.6	0.79	1.4-2.5	2.5	2.8	0.5-6.9	3.1	1.9
B/ $\text{Cl}^-$	0-4.5	1.6	1.8	0-183.0	15.3	52.8	0-94.3	9.6	19.5

<sup>a</sup> n = 8; <sup>b</sup> n = 12; <sup>c</sup> n = 29; <sup>d</sup> SD= desviación estándar (sólo pH = 2 sigma de la SD, resto de variables fue 1 ó menor a 1 sigma de la SD); <sup>e</sup> nd = no detectable por el método empleado.

El pH fue ligeramente superior en las aguas de los pozos, en relación con las aguas de manantial y del río como consecuencia de la mayor saturación de  $\text{CO}_2$  en las aguas subterráneas y el incremento de la solubilidad del  $\text{CaCO}_3$  en las rocas y minerales asociados (Baird 2001).

Las aguas subterráneas presentaron un incremento en la concentración de sales y un cambio en las relaciones catiónicas en la dirección de flujo sureste-noroeste, encontrándose una mayor proporción de aguas sódico-bicarbonatadas en la parte baja de la cuenca (noroeste) mientras que en la porción inicial de la cuenca (suroeste) predominaron las aguas del tipo magnésico-bicarbonatada y mixta-bicarbonatada. Este cambio en la composición iónica corresponde a una evolución geoquímica normal (Cabrera *et al.* 2001) debido a las reacciones reversibles de intercambio de bases donde el  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  de las aguas que se infiltran en el subsuelo desplazan al  $\text{Na}^+$  de las arcillas. Además de esto, durante la fase de ascenso de las soluciones salinas ocurren procesos de reequilibrio y precipitación de los iones de  $\text{Ca}^{2+}$  que disminuyen su concentración en solución.

La menor concentración de  $\text{Ca}^{2+}$  en las aguas subterráneas frente al  $\text{Na}^+$  se ve acentuada fuertemente en dirección noroeste a causa también de los flujos salinos con alta concentración relativa de  $\text{Na}^+$  que existen en la zona geotérmica, localizada en la parte baja de la cuenca (Ciénega de Chapala). El factor más importante asociado con el cambio en la composición iónica de estas aguas fue la distancia recorrida a partir del extremo sur de la cuenca, en Carapan, hasta su límite en el noroeste, aun cuando se observaron variaciones locales atribuidas a cambios litológicos y al relieve del área.

El  $\text{Mg}^{2+}$  predominó sobre los otros cationes en las aguas de los manantiales y río como consecuencia del discurrir de las aguas meteóricas a través de las formaciones rocosas basálticas ricas en este elemento y que se encuentran ampliamente distribuidas en la cuenca (CONAGUA 2002). El  $\text{Na}^+$  se encontró en exceso sobre el  $\text{Cl}^-$  en todas las aguas bajo estudio (media de la relación  $\text{Na}/\text{Cl} = 1.6, 2.5$  y  $3.1$  en manantiales, río y pozos, respectivamente). En los manantiales, el origen del  $\text{Na}^+$  puede estar asociado con la alteración de feldespatos de composición sódica asociados a los basaltos, encontrándose en una concentración todavía en equilibrio o en estado de subsaturación con estos minerales.

En general, el incremento de los iones mayores siguió el orden: manantiales < río < pozos. Los metales pesados disueltos observaron las siguientes tendencias: el Pb, Cu, Fe y Mn incrementaron ligeramente sus concentraciones en el río en relación con la

concentración detectada en los manantiales; estos cambios pueden estar relacionados con los vertidos de aguas residuales y drenajes agrícolas. La concentración de Zn y Mn fue significativamente mayor en las aguas de los pozos comparada con la encontrada en manantiales y río. El Zn fue en promedio mayor en los pozos de la parte baja de la cuenca que en la parte alta, resultando el mismo caso para el Mn. Ambos elementos están correlacionados positivamente con la conductividad eléctrica de las aguas, aunque el valor es pequeño ( $r = 0.38$  y  $0.39$ , respectivamente), indicando una mineralización Zn-Mn en esa porción de la cuenca.

## Distribución del B

### 1. Manantiales

El B de las aguas de los manantiales alcanzó una media de  $13 \mu\text{g L}^{-1}$ , la menor encontrada en las tres fuentes de agua bajo estudio. Este B proviene del intemperismo de los silicatos asociados a los basaltos, rocas ampliamente distribuidas en la zona de recarga de los acuíferos de la cuenca (CONAGUA 2002). De los ocho manantiales estudiados, cuatro de ellos mostraron una concentración de B de 16 a  $32 \mu\text{g L}^{-1}$  (sitios 42, 43, 45 y 48, **Fig. 1**); en los cuatro restantes (sitios 44, 46, 47 y 49, **Fig. 1**) no se detectó este elemento.

### 2. Corriente del río Duero

Las aguas del río presentaron concentraciones de B mayores que las de manantial, con promedio de  $54.1 \mu\text{g L}^{-1}$  y extremos de 0 a  $649 \mu\text{g L}^{-1}$  (muestreo 2007, **cuadro I**); en el muestreo de 2005 se detectaron concentraciones mayores que en 2007 (promedios de  $54.1$  y  $285 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente), posiblemente asociadas a procesos de dilución derivados de un mayor caudal en el río en el mes de febrero en relación con el mes de abril cuando se obtuvieron las muestras de agua. Tanto en el año 2005 como en el año 2007, las mayores concentraciones de B se encontraron en la parte baja de la cuenca, corriente abajo del sitio San Cristóbal y dentro de la Ciénega de Chapala. El B en las aguas del río Duero tiene un origen múltiple, donde intervienen factores como la geología del lugar, los vertidos de las aguas residuales y las emanaciones geotérmicas que discurren superficialmente en la parte baja de la cuenca. Las aguas residuales, fundamentalmente por su contenido de detergentes a base de boratos y perboratos, son una fuente importante de B (Carriker y Brezonik 1978).

El efecto de la dilución de los contaminantes en el sistema hidrográfico del Duero se analizó a través de la producción hídrica (Debels 1998) en dos tramos

del río y su relación con la concentración media de B. Los tramos de río considerados fueron: i) *Las Adjuntas*, con los sitios: Carapan, Ichán, Huáncito, Santo Tomás, Chilchota, Etúcuaro y Las Adjuntas; ii) *San Cristóbal*, con los sitios: Los Espinos, Dren A, San Simón y San Cristóbal.

Para determinar la producción hídrica de la cuenca, expresada como caudal generado por unidad de superficie ( $L\ m^{-2}día^{-1}$ ), se tomaron como base los dos sitios que tiene marcados la Comisión Nacional del Agua sobre el río para la medición de los caudales: 1) *Las Adjuntas*, utilizado para calcular la producción hídrica generada en las dos subcuencas localizadas aguas arriba (subcuenca Cañada de los Once Pueblos y subcuenca valle de Guadalupe), y 2) *San Cristóbal*, que sirvió para el cálculo de la producción hídrica de la subcuenca valle de Zamora-Jacona. Los datos sobre los caudales mensuales en esos puntos fueron tomados de los archivos de CONAGUA (2007) y se promediaron por día para dos meses de los años 2005 y 2007. Los datos sobre superficie de las dos regiones estudiadas fueron obtenidos a través de sistemas de información geográfica (SIG). Los resultados se muestran en el **cuadro II**.

La mayor producción hídrica detectada en febrero de 2007 en relación con abril de 2005 indica procesos de dilución que pudieron afectar negativamente la concentración de B en aquella fecha. A partir del **cuadro II** podemos observar que la parte baja de la cuenca, representada en este caso por el sitio San Cristóbal, se caracteriza por una baja producción hídrica la cual disminuye conforme se acentúa la temporada de sequía. Este dato es relevante si tomamos en cuenta que en esta zona se han detectado las concentraciones más altas de B de la cuenca. Estos dos factores, baja producción hídrica y altas concentraciones de B, estarían incrementando el riesgo potencial de contaminación de las aguas superficiales con este elemento.

### 3. Aguas subterráneas

En las aguas subterráneas el B fue detectado en diez de los veintinueve aprovechamientos estudiados,

ubicados éstos en la parte baja de la cuenca (Ciénega de Chapala), y corresponden a cinco pozos de uso doméstico (sitios 20, 21, 22, 25 y 27, **Fig. 1**), uno de uso acuícola (sitio 23), dos de uso agrícola (sitios 26 y 29) y a la surgencia del géiser de Ixtlán (sitio 24). Este último se consideró, para fines de este trabajo, como un aprovechamiento subterráneo. El promedio de concentración de B en las aguas de pozo fue la más elevada ( $850.1\ \mu g\ L^{-1}$ ) en relación con las aguas de manantiales y río. Los pozos se clasificaron en: 1) pozos sin concentración detectable de B, ubicados en la parte sur y centro de la cuenca (sitios 1-19, **Fig. 1**), y 2) pozos con altas concentraciones de B ( $365-11\ 268\ \mu g\ L^{-1}$ ), localizados en la parte baja de la cuenca o Ciénega de Chapala (sitios 20-29, **Fig. 1**). En esta última área, el B se relaciona fundamentalmente con la actividad geotérmica local, cuyo epicentro lo constituye el géiser de Ixtlán. Aquí los fluidos geotérmicos distribuyen el B en una amplia porción de la Ciénega de Chapala, desde el poblado de El Limón hasta el poblado de Ibarra, éste último ubicado en las cercanías de la confluencia del río Duero con el río Lerma. Las emisiones geotérmicas pueden depositar grandes cantidades de B en los suelos, que en algunos lugares pueden alcanzar cifras de  $126\ kg\ ha^{-1}año^{-1}$  (Lang *et al.* 1986).

### La relación geoquímica B/Cl

En el estudio de las aguas subterráneas es de utilidad la relación  $B/Cl^{-}$  debido a que, por su carácter conservativo, las concentraciones de  $Cl^{-}$  reflejan con cierta aproximación las condiciones iniciales del agua de recarga. En las aguas superficiales esta relación geoquímica puede ser de utilidad en la comprensión de los procesos de enriquecimiento de los flujos con B, razón por la cual se incluyó este indicador en las aguas de los manantiales y del río. Considerando las concentraciones de B y  $Cl^{-}$  en unidades de  $\mu g\ L^{-1}$  y  $mg\ L^{-1}$ , respectivamente, los valores promedio de la relación  $B/Cl^{-}$  fueron de 1.6, 15.3 y 9.6 para los manantiales, río y pozos, respectivamente. Esta relación se ilustra gráficamente en la **figura 2** para las distintas fuentes de agua analizadas.

**CUADRO II.** PRODUCCIÓN HÍDRICA PARA DOS SITIOS DE LA CUENCA DEL RÍO DUERO Y CONCENTRACIÓN MEDIA DE BORO

Sitio	Área drenada (km <sup>2</sup> )	Caudal promedio (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )		Producción hídrica (L m <sup>-2</sup> día <sup>-1</sup> )		Concentración media de B (μg L <sup>-1</sup> )	
		Abril 2005	Feb 2007	Abril 2005	Feb 2007	Abril 2005	Feb 2007
Las Adjuntas	1225.77006	7.18	8.51	0.51	0.60	204.3	0.0
San Cristóbal	735.51140	2.49	5.17	0.28	0.61	345.5	108.2

La comparación de las relaciones  $B/Cl^-$  entre las distintas fuentes, donde los manantiales pueden considerarse como fuentes no contaminadas con B, muestra que las aguas del río Duero están sometidas a un enriquecimiento de B. La fuente de este elemento en la parte alta del río la conforman muy probablemente las aguas residuales; sin embargo, hacen falta datos más exhaustivos sobre la variación en la composición química de estas aguas en la zona. Por otro lado, cabe destacar que en las aguas residuales el B procede tanto de productos químicos de uso doméstico como de la misma agua potable que después de ser usada pasa a formar parte importante de los vertidos domésticos. Esta influencia del B de las aguas subterráneas de uso doméstico sobre el B de las aguas residuales será notoriamente más fuerte en la Ciénega de Chapala que en la parte alta de la cuenca.

El valor promedio de la relación  $B/Cl^-$  en las aguas subterráneas (9.6) fue menor que para el caso del río (15.3), aunque si se incluyen solamente los diez pozos donde fue detectado el B esta relación adquiere un valor de 27.7. En estos diez pozos la variación en la relación  $B/Cl^-$  fue de 4.9 a 94 y los mayores valores se distribuyeron en las cercanías al géiser (**Fig. 2**), con excepción del pozo en el poblado La Luz donde se obtuvo una relación  $B/Cl^-$  de 32.0, más alta que en otros sitios cercanos a la surgencia geotérmica. Esto probablemente esté asociado a una mayor intensidad geotérmica en ese sitio que incrementa la concentración relativa de B.

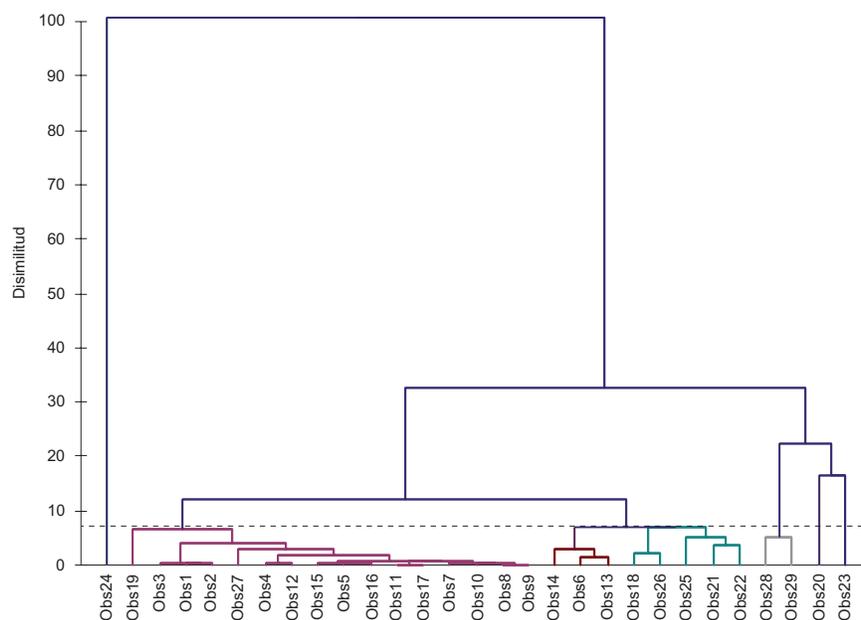
### Análisis estadístico multivariado para las aguas subterráneas

Con el propósito de agrupar los pozos a partir de propiedades similares de estas aguas, se recurrió al análisis de conglomerados o análisis tipo conglomerado jerárquico utilizando las variables pH, CE,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $HCO_3^-$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ , B y P. El proceso de agrupamiento se realizó tanto para los pozos (conglomerado de pozos) como para las variables analíticas determinadas (conglomerado de variables). En el primer caso se hizo uso del cálculo del cuadrado de la distancia euclídea (suma del cuadrado de las distancias entre todas las variables consideradas); de manera que a menor distancia entre las variables mayor es su similitud o proximidad. En el segundo caso, el conglomerado de variables determinó la similitud entre las distintas variables (datos analíticos) mediante el uso del coeficiente de Pearson. Los cálculos fueron realizados con el paquete estadístico XLSTAT (Addinsoft, Inc. 2007).

### Agrupamiento de pozos

El método separa de manera general las aguas subterráneas de la parte alta de la cuenca, regularmente de baja concentración electrolítica y bajos contenidos de B, de aquellas que se encuentran en la parte baja, con mayor concentración de sales y de B, formando 7 agrupamientos de interés hidrogeológico (**Fig. 3**).

El primer agrupamiento está formado por 16 pozos que muestran una gran semejanza (pozos 1-5, 7-12, 15-17, 19 y 27) y se encuentran princi-



**Fig. 2.** Conglomerado de los pozos estudiados (observaciones) en la cuenca del río Duero

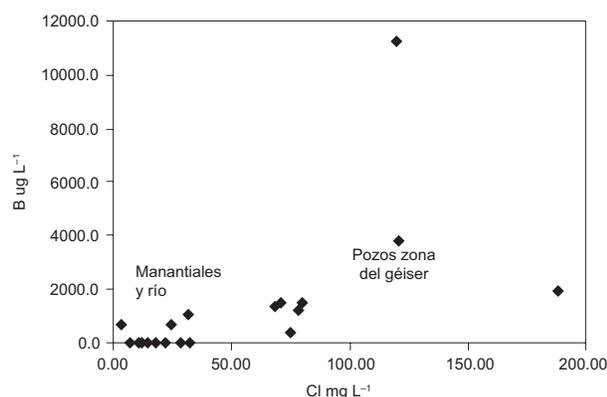


Fig. 3. Gráfica de la relación B/Cl<sup>-</sup> en las aguas de pozos y norias de la cuenca del río Duero

palmente en la parte alta de la cuenca. El segundo agrupamiento separa las aguas de los pozos 6, 13 y 14 del grupo anterior, aun cuando presentaron distancias euclídeas muy bajas y también ocurren en la parte alta de la cuenca. Las aguas de los pozos 18, 21, 22, 25 y 26 conforman otro conglomerado relacionado con el grupo 2. Los pozos 28 y 29, ubicados en las cercanías del final del río, constituyen un cuarto conglomerado. Las aguas de los pozos 20, 23 y 24 constituyen otros tres conglomerados independientes y sin relación implícita con ninguno de los anteriores; sin embargo, la ordenación de las clases tiende a aproximar los pozos 20 y 23 preferentemente al grupo 4. El pozo 24 no guarda relación con ninguno de los anteriores grupos, lo cual es entendible dado que esta es la surgencia del géiser principal en la zona geotérmica circundante; estas aguas se caracterizan por la mayor concentración de sales y de B encontrada en los pozos analizados. En general, los siete agrupamientos marcan otras tantas calidades del agua considerando todas las variables en estudio, sobresaliendo la conductividad eléctrica

y concentración de B. Se observa también que la calidad del agua decrece en el orden en que fueron calculados los agrupamientos de los pozos.

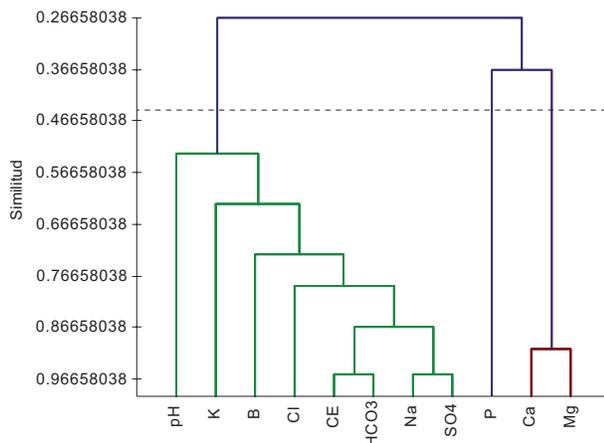
### Agrupamiento de variables

Las variables seleccionadas para el análisis de conglomerados fueron: pH, CE, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, B y P. En el **cuadro III** y **figura 4** se puede observar que las variables tienden a conformar tres agrupamientos principales, dos de ellos con coeficientes de correlación superiores a 0.66; se exceptúa el pH, el K<sup>+</sup> (de muy baja concentración) y el P. Este último no guarda una relación significativa con ninguna de las variables debido probablemente a que procede de infiltraciones de las aguas superficiales que recogen drenajes agrícolas y vertidos domésticos.

El primer agrupamiento lo constituyen las variables pH, K<sup>+</sup>, B, Cl<sup>-</sup>, CE, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Na<sup>+</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. De estas, los pares Na<sup>+</sup>-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y CE-HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> son las mejor correlacionadas ( $r = 0.96$ ), seguidas de la conductividad (CE-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>,  $r = 0.92$ ; CE-Na<sup>+</sup>,  $r = 0.91$ ). Este grupo de variables está influenciado fundamentalmente por los flujos geotérmicos, con un marcado gradiente suroeste-noroeste en la cuenca. El B se correlacionó positivamente con el Na<sup>+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, CE y pH ( $r = 0.89, 0.82, 0.69$  y  $0.64$ , respectivamente). Los mayores valores de las correlaciones B-Na<sup>+</sup> y B-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> indican que estos iones y el B son los componentes químicos principales de las emisiones geotérmicas en la zona, dentro del conjunto de variables fisicoquímicas determinadas en este trabajo. Las investigaciones que se han llevado a cabo sobre composición química de los fluidos geotérmicos (Viggiano-Guerra y Gutiérrez-Negrín 2007) indican una composición clorurado-sódica, característica de este tipo de emanaciones. La com-

CUADRO III. MATRIZ DE PROXIMIDAD O SIMILITUD (VALORES ABSOLUTOS DEL COEFICIENTE DE PEARSON) PARA ONCE VARIABLES DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS (POZOS Y NORIAS) DE LA CUENCA DEL DUERO. MUESTREO 2007

	pH	CE	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	B	P
pH	1	0.48	-0.03	-0.12	0.65	0.54	0.43	0.45	0.51	0.64	0.06
CE	0.48	1	0.68	0.57	0.91	0.70	0.96	0.83	0.92	0.69	0.28
Ca <sup>2+</sup>	-0.03		1	0.91	0.33	0.45	0.74	0.44	0.44	-0.01	0.39
Mg <sup>2+</sup>	-0.12	0.57	0.91	1	0.19	0.28	0.63	0.39	0.28	-0.10	0.34
Na <sup>+</sup>	0.65	0.91	0.33	0.19	1	0.68	0.82	0.81	0.96	0.89	0.15
K <sup>+</sup>	0.54	0.70	0.45	0.28	0.68	1	0.74	0.42	0.64	0.59	0.18
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.43	0.96	0.74	0.63	0.82	0.74	1	0.64	0.80	0.59	0.37
Cl <sup>-</sup>	0.45	0.83	0.44	0.39	0.81	0.42	0.64	1	0.87	0.63	0.05
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.51	0.92	0.44	0.28	0.96	0.64	0.80	0.87	1	0.82	0.12
B	0.64	0.69	-0.01	-0.10	0.89	0.59	0.59	0.63	0.82	1	0.00
P	0.06	0.28	0.39	0.34	0.15	0.18	0.37	0.05	0.12	0.00	1



**Fig. 4.** Conglomerado de variables para los pozos estudiados de la cuenca del río Duero

posición sulfático-sódica que se determinó en este trabajo probablemente sea el resultado de mezcla de fluidos geotérmicos con aguas del acuífero somero donde el ion predominante es el sulfato.

El segundo agrupamiento relaciona las variables  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , presentando una alta correlación entre ellas ( $r = 0.91$ ). Estos iones se encuentran en esta agua en proporciones similares, con valores promedio de las relaciones  $\text{Ca}^{2+}/\text{cationes}$  y  $\text{Mg}^{2+}/\text{cationes}$  de 0.26 y 0.38, respectivamente. Esta característica de las aguas subterráneas refleja la composición de las rocas basálticas y basalto-andesitas que constituyen el basamento geológico de los acuíferos en la zona (CONAGUA 2002) e indica un origen similar del  $\text{Ca}^{2+}$  y el  $\text{Mg}^{2+}$ .

### Efectos potenciales del B

El uso de las aguas subterráneas de la parte baja de la cuenca (Ciénega de Chapala) en el riego agrícola representa un peligro de toxicidad a cultivos sensibles como la fresa, cebolla, trigo y frijol; estas plantas soportan una concentración límite de B de 500-1000  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Ayers y Westcot 1989). Dado que las aguas de algunos aprovechamientos subterráneos en la zona exceden esos valores (pozos 20, 21, 22, 23, 24, 25, 27 y 29), podría esperarse que los rendimientos de esos cultivos sean afectados negativamente con el uso de estas aguas en el riego. Sumado a esto, la irrigación histórica de estos terrenos agrícolas con flujos de alta concentración de B puede causar una acumulación excesiva de este elemento en el perfil del suelo y, con el tiempo, liberar el B a la solución del suelo. El alto contenido de arcilla y el pH alcalino de los suelos favorecen la adsorción del B a los minerales del suelo (Communar y Keren 2007), condiciones que se cumplen en los suelos agrícolas de la Ciénega de Chapala (Venegas *et al.* 1991).

Tomando como referencia los valores establecidos en los criterios ecológicos de calidad del agua (SEDUE 1989), en el presente trabajo se encontró que cinco pozos de uso urbano, localizados en la Ciénega de Chapala, presentaron concentraciones de B superiores a 1000  $\mu\text{g L}^{-1}$ . La ingesta de esta agua podría causar severos problemas de salud en los pobladores de las comunidades de El Limón I, El Limón II, El Valenciano, El Capulín y La Luz (sitios 20, 21, 22, 25 y 27, respectivamente), pertenecientes a los municipios de Ixtlán e Ibarra. Para la primera localidad, los habitantes mencionan que el agua del pozo que les abastece no es buena para beber debido a que algunas personas han enfermado al ingerirla.

### CONCLUSIONES

Los manantiales, corriente del río Duero y pozos de la parte alta de la cuenca (SE) presentaron concentraciones de B dentro del límite permitido para cultivos y uso humano, siendo su origen probable el intemperismo de minerales que contienen B. En algunos sitios del río Duero se detectaron concentraciones elevadas, probablemente a causa de la incorporación de aguas residuales a la corriente del río, las cuales son afectadas por procesos de dilución. Las altas concentraciones de B se limitan a los pozos de la Ciénega de Chapala, en la parte noroeste de la cuenca y en dirección de la descarga; en esta zona el origen del B son los flujos geotérmicos de alta temperatura que caracterizan a la zona geotérmica de Ixtlán.

La concentración de B excede los límites máximos permitidos para uso urbano en cinco pozos de cuatro localidades ubicadas en la Ciénega de Chapala. El uso de esta agua para consumo humano implica un riesgo sanitario para estas poblaciones, lo cual coincide con la percepción que tienen los propios habitantes sobre la calidad de esta agua. Es recomendable implementar medidas para mejorar la calidad del agua que se usa para consumo humano en estas localidades, a fin de reducir riesgos sanitarios. El agua de algunas norias y pozos de uso agropecuario presentaron concentraciones de B mayores a 500-1000  $\mu\text{g L}^{-1}$ , indicando potenciales disminuciones de rendimiento en cultivos sensibles y de importancia económica en la cuenca como la fresa.

### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo otorgado por El Colegio de Michoacán, A.C. a través del proyecto

“Patrones históricos de uso y manejo del agua en la Cuenca Lerma-Chapala-Santiago” financiado por el CONACyT, para la realización de este trabajo.

## REFERENCIAS

- Eaton A.D., Clesceri L.S., Rice E.W. y Greesberg A.E. (eds.). (2005). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 21 Ed. American Public Health Association, Washington, DC. USA. 1207 pp.
- Ayers R.S. y Westcot D.W. (1989). *La calidad del agua y su uso en la agricultura*. Estudio FAO Riego y Drenaje 29 Rev. 1. Trad. Al español por J.F. Alfaro (*Water Quality and use in agriculture*). FAO, Roma, Italia. 174 pp.
- Baird C. (2001). *Química ambiental*. Reverté S.A., Barcelona, España. 622 pp.
- Bingham F.T. (1982). Boron. En: *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. (A. L. Page, Ed.). 2ª ed. SSSA, Inc. Madison, WIS EUA. pp. 431-447.
- Brady N.C. y Weil R.R. (2002). *The nature and properties of soils*. 13ª ed. Prentice Hall. Nueva Jersey, EUA. 960 pp.
- Cabrera A., Blarasin M. y Villalba G. (2001). Groundwater contaminated with arsenic and fluoride in the Argentine Pampean Plain [en línea]. <http://www.hydroweb.com/jehabs/blaraabs.html.com/jehabs/blaraabs.html> 10/02/2007.
- Carriker N.E. y Brezonik P.L. (1978). Sources, levels and reactions of boron in Florida waters. *J. Environ. Qual.* 7, 516-522.
- Communar G. y Keren R. (2007). Effect of transient irrigation on boron transport in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 306-313
- CONAGUA (2002). Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Zamora, Estado de Michoacán. Comisión Nacional del Agua. Documento Interno. México, D.F. 25 pp.
- CONAGUA (2004). Informe de calidad de agua suministrada al distrito de riego 061, “Zamora”. Comisión Nacional del Agua. Zamora, México. Informe Técnico. 45 pp.
- CONAGUA (2007). Registro de aforo de las estaciones hidrométricas “Las Adjuntas” y “San Cristóbal”. Comisión Nacional del Agua. Zamora, México. Hojas mimeografiadas. 10 pp.
- Coughlin J.R. (1998). Inorganic borates: Chemistry, human exposure, and health and regulatory guidelines. *J. Trace Elem. Experim. Med.* 9, 137-151.
- Debels P. (1998). Características hidrológicas y producción hídrica. En: *Diagnóstico de la calidad del agua del río Damas, Xa Región. Lineamientos para un Plan de Prevención y/o descontaminación*. Centro EULA-CHILE. (P. Debels, Ed. ). Concepción, Chile. pp. 2-11.
- Dyer S.D. y Caprara R.J. (2009). A method for evaluating consumer product ingredient contributions to surface and drinking water: Boron as a test case. *Environ. Tox. Chem.* 16, 2070-2081.
- Eleftheriou P. (2001). Boron in groundwater of the island of Cyprus. [en línea]. <http://www.hydroweb.com/jehabs/eleftabs>. 12/11/2007.
- Garduño V., Corona P. e Israde I. (2003). *Atlas Geográfico del Estado de Michoacán*. EDDISA 2ª ed. Secretaría de Educación del Estado de Michoacán. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, México. 300 pp.
- Iglesias E., Arellano V. y Torres J.R. (2005). Estimación del recurso y prospectiva tecnológica de la geotermia en México [en línea]. [http://www.sener.gob.mx/web-Sener/res/168/A3\\_Gtermia.pdf](http://www.sener.gob.mx/web-Sener/res/168/A3_Gtermia.pdf) 12/06/2010.
- Lang F.J., Bingham F.T., Hendrix F.F. y Crane N.L. (1986). Boron deposition on soil and native vegetation from geothermal emissions. *J. Environ. Qual.* 15, 260-265.
- Lemly A.D., Finger S.E. and Nelson M.K. (2009). Sources and impacts of irrigation drainwater contaminants in arid wetlands. *Environ. Tox. Chem.* 12, 2265-2279.
- Morell I., Pulido-Bosch A., Daniele L. y Cruz J.V. (2008). Chemical and isotopic assessment in volcanic thermal waters: cases of Ischia (Italy) and São Miguel (Azores, Portugal) [en línea]. <http://www3.interscience.wiley.com/journal/118720600/> 12/05/2010.
- Murray F.J. (1998). Issues in boron risk assessment: Pivotal study, uncertainty factors, and ADIs. *J. Trace Elem. Exp. Med.* 9, 231-243.
- Schmidt K.D. (2007). Groundwater quality in the Cortaro area northwest of Tucson, Arizona. *J. Am. Water Res. Assoc.* 9, 598-606.
- Seiler R.L. (2007). Synthesis of data from studies by the National Irrigation Water-Quality Program. *J. Am. Water Res. Assoc.* 32, 1233-1245.
- SEDUE (1989). Norma CE-CCA-001/89. Acuerdo en por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Diario Oficial de la Federación. México, 13 de diciembre de 1989.
- Selinus O. (2004). Geología médica: una especialidad emergente [en línea]. <http://02/06/2008>.
- Silva-Mora L. (1988). Algunos aspectos de los basaltos y andesitas cuaternarios de Michoacán oriental. *Rev. Mex. Cienc. Geol.* 7, 89-96.
- SSA (1996). 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.

- Diario Oficial de la Federación. México. 18 de enero de 1996.
- Velázquez M. y Pimentel J.L. (2006). Salinidad, P, B y *E. coli* en el río Duero, Michoacán. Memorias XV Congreso Nacional 2006 de la Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. Guadalajara, Jal. 24 al 26 de mayo. 2006. CD-ROM.
- Venegas J., Velázquez M. y Pimentel J.L. (1991). Respuesta del maíz al fósforo en la Ciénega de Chapala. *Terra* 9, 197-203.
- Viggiano-Guerra J.C. y Gutiérrez-Negrín L.C. (2007). Estudio petrográfico y modelo conceptual preliminar de la zona geotérmica de Ixtlán de los Hervores, Michoacán, México. *Ing. Hidr. Mex.* XXII, 61-73.
- Weinthal E., Parag Y., Vengosh A., Muti A. y Kloppmann W. (2005). The EU Drinking Water Directive: the boron standard and scientific uncertainty. *Europ. Environ.* 15, 1-12.
- WHO (2008). Guidelines for drinking-water quality. Incorporating first and second addenda. Vol. 1, Recommendations. 3<sup>a</sup> ed. World Health Organization [en línea]. [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html) 12/04/2010.
- WHO (2010). Chemical hazards in drinking-water-boron. World Health Organization [en línea]. [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/boron/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/boron/en/) 12/04/2010.
- Wolf L., Held I., Eiswirth M. y Hötzl H. (2004). Impact of leaky sewers on groundwater quality. *Act. Hydroch. Hydrob.* 32, 361-373.