Calidad del agua subterránea: acuífero sur de Quintana Roo, México

- Joan Alberto Sánchez* Teresa Álvarez El Colegio de la Frontera Sur, México *Autor para correspondencia
- Julia Guadalupe Pacheco Universidad Autónoma de Yucatán, México
 - Laura Carrillo El Colegio de la Frontera Sur, México
- Roger Amílcar González Universidad Autónoma de Yucatán, México

Resumen

Sánchez, J. A., Álvarez, T., Pacheco, J. G., Carrillo, L., & González, R. A. (julio-agosto, 2016). Calidad del agua subterránea: acuífero sur de Quintana Roo, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 75-96.

Este estudio se llevó a cabo con la finalidad de conocer el estado de la calidad del agua subterránea del acuífero sur de Quintana Roo, seguido de intentos por investigar la distribución espacial y temporal de los parámetros fisicoquímicos para identificar las zonas con mejor potencial aptas para consumo humano. Para este propósito se aplicaron en conjunto el índice de calidad del agua (ICA) y los sistemas de información geográfica (SIG). Los datos estudiados corresponden a las temporadas de lluvias de los años 2002 y 2012. Los parámetros fisicoquímicos analizados fueron pH, temperatura (T°), sólidos totales disueltos (SDT), dureza total, sodio (Na+1), sulfatos (SO₄2-), cloruros (Cl-) y nitratos (NO₃-). En la interpretación de los resultados se emplearon estadísticos descriptivos y mapas de distribución espaciotemporal de concentraciones, así como el valor del ICA. Los resultados denotaron condiciones de heterogeneidad espacial en las concentraciones de los iones analizados a través del medio acuífero, debido a la propia geología del lugar; procesos, como la disolución de minerales de rocas carbonatadas, dolomías y evaporitas; mezcla de agua dulce-marina y una posible contaminación antropogénica, principalmente por aguas residuales domésticas y el uso de fertilizantes. Los constituyentes químicos que excedieron el límite permisible de la NOM-127-SSA1-1994 fueron: STD (22% en 2002, y 42% en 2012); dureza total (60%); Na+ (9.8%); Cl⁻ (9.9%), y NO₃- (3%, 2012). El ICA demostró que la calidad química del agua subterránea para consumo humano es aceptable para la mayoría de los sitios estudiados.

Palabras clave: aguas subterráneas, carst, Quintana Roo, índice de calidad del agua, límites permisibles, distribución espacial.

Abstract

Sánchez, J. A., Álvarez, T., Pacheco, J. G., Carrillo, L., & González, R. A. (July-August, 2016). Groundwater Quality: Quintana Roo, Mexico, Southern Aquifer. Water Technology and Sciences (in Spanish), 7(4), 75-96.

This study was conducted in order to know the status of the groundwater quality of the aquifer south of Quintana Roo, followed by attempts to investigate the spatial and temporal distribution of physicochemical parameters to identify to identify places with the best quality for drinking consume within the study area. This goal has been achieved with the combined use of the Water Quality Index (WQI) and a geographical information system (GIS). The analyzed data correspond to the rainy seasons of 2002 and 2012. Physicochemical parameters analyzed were pH; temperature (T °); total dissolved solids (TDS); total hardness; sodium (Na⁺); sulfate (SO₄²⁻); chlorides (Cl⁻), and nitrate (NO₃⁻). Descriptive statistics and maps of spatiotemporal distribution and ICA were used in the interpretation of the results. The results denoted conditions of spatial heterogeneity of the medium aquifer, due to processes such as mineral dissolution of carbonate rocks, dolomites and evaporates, the mixing of freshsalt water and possible anthropogenic pollution, mainly by domestic sewage and fertilizer use. The chemical constituents that exceeded the allowable limit of NOM-127-SSA1-1994 were STD (22% in 2002, and 42% in 2012); total hardness (60%); Na+ (9.8%); Cl-(9.9%), and NO_3^- (3%, 2012). The ICA showed that the chemical quality of groundwater for human consumption is acceptable to most of the sites studied.

Keywords: Groundwater, carst, Quintana Roo, water quality index, permissible limits, spatial distribution.

Recibido: 06/04/2015 Aceptado: 15/03/2016

Introducción

En la zona sur del estado de Quintana Roo, México, al igual que en toda la península de Yucatán, el acuífero es la principal fuente de abastecimiento de agua para todas las actividades humanas; no obstante, es altamente vulnerable a la contaminación debido a sus características cársticas, que permiten infiltración y arrastre de contaminantes. Aunada a esta situación, las perspectivas de crecimiento demográfico y económico impulsado por la industria turística han traído consigo una creciente demanda de agua y, por consiguiente, una creciente generación de aguas residuales y desechos sólidos (CNA, 1997).

Aparentemente, las características propias de la península deberían proporcionar abundantes suministros de agua; sin embargo, la combinación de factores, como el clima y la hidrogeología, han generado un sistema hidrológico en el que el agua dulce es escasa, teniéndose inclusive un suministro restringido en algunas regiones (Ward, Weidie, & Back, 1985).

Dadas estas condiciones, se han empezado a desarrollar diversos programas de ordenamiento, con la firme intención de garantizar el abastecimiento de agua potable para zonas urbanas, así como establecer las bases para que el agua que se extraiga para uso público en zonas rurales se mantenga en condiciones adecuadas de calidad y en cantidad suficiente como para satisfacer la demanda de manera oportuna y permanente.

No obstante, para impulsar la gestión adecuada del agua es fundamental contar con información necesaria sobre el estado de este recurso, pues así será posible guiar la toma de decisiones y definir acciones. En este sentido, el conocimiento de la composición química y su distribución espacial a través de la calidad del agua es fundamental desde el punto de vista de su aptitud para el consumo humano, al igual que por la información que pueden aportar acerca de la dirección y extensión de los sistemas de flujo subterráneo (CCPY, 2012); más aún, puede indicar cambios estacionales y

temporales en la medida que sus constituyentes químicos estén presentes en el acuífero (Sajil & James, 2013). El índice de calidad del agua (ICA) es una de las herramientas más efectivas para resumir los datos de calidad de las aguas subterráneas en un formato fácilmente expresable y comprensible, capaz de ser utilizado por los responsables políticos y ciudadanos interesados (Lateef, 2011). Se define como una técnica de clasificación que engloba la influencia compuesta de cierto grupo de parámetros de calidad del agua en un solo valor general (Aly, Al-Omran, & Alharby, 2014).

En el mundo se han desarrollado diferentes ICA para aguas superficiales y subterráneas, entre los que destaca el de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF), desarrollado por Brown, McClelland, Deininger y Tozer (1970) para ríos de Estados Unidos, y ampliamente empleado en diferentes estudios internacionales. Dinius (1987) desarrolló un ICA similar, teniendo como valor agregado el planteamiento de rangos de clasificación basados en usos específicos, entre los que destaca el del consumo humano. Backman, Bodis, Lahermo, Rapant y Tarvainen (1998) crearon un índice para evaluar y asignar la cantidad de contaminación del agua subterránea, y lo aplicaron en el suroeste de Finlandia y Eslovaquia central. De forma más reciente se han planteado ICA para la evaluación del recurso hídrico a ser destinado al consumo humano, previo tratamiento, que incluye parámetros fisicoquímicos y microbiológicos relacionados con el nivel de riesgo sanitario presente en el agua. Avvannavar y Shrihari (2008) mostraron los resultados de su intento por desarrollar un índice mediante seis parámetros fisicoquímicos para evaluar la calidad del agua superficial del río Netravathi en India. Saeedi, Abessi, Sharifi y Meraji (2010) aplicaron ocho parámetros diferentes, incluyendo K+, Na+, Ca2+, Mg2+, SO₄²⁻, Cl⁻, pH y STD, como los componentes más importantes del agua para el desarrollo de un índice de calidad de aguas subterráneas en Irán. El trabajo de Ketata-Rokbani, Gueddari y Bouhlila (2011) informa de la creación de ICA para las aguas subterráneas y los resultados de su aplicación, a fin de evaluar la calidad del agua

subterránea en El-Khairat, acuífero profundo de Túnez.

En México, a principios de la década de 1970, se desarrolló un índice de calidad del agua compuesto por 18 parámetros como sistema cualitativo para hacer comparaciones de los niveles de contaminación en diferentes áreas. Este ICA define el grado de contaminación existente en el agua a la fecha de un muestreo, expresado como un porcentaje de agua pura, donde 0% del ICA representa agua altamente contaminada y 100%, agua en excelentes condiciones. Este ICA sigue vigente en la actualidad. No obstante, para fines exclusivos de evaluación, se ha decidido utilizar tres parámetros indicadores: demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST), que muestran la influencia antropogénica desde el punto de vista de afectación por la presencia de centros urbanos e industriales.

Si bien este ICA incluye gran cantidad de parámetros indicadores elegidos a partir de las estaciones de medición de la Red Nacional de Monitoreo de la Comisión Nacional del Agua, es de mencionar que los distintos pesos relativos (Wi) asignados a cada parámetro para su sistematización no corresponden con las características geohidrológicas de cada región; no se toma en cuenta la injerencia de cada parámetro en su entorno, como puede ser la geología del suelo e incluso el uso de suelo. Se sustenta más bien en una estandarización lineal homogénea, tomando como base que el recurso hídrico para el abastecimiento de poblaciones se obtiene de fuentes superficiales y no subterráneas, como es el caso de la península de Yucatán.

En este estudio se propone un sistema estimativo de la calidad del agua subterránea a través del ICA basado en la medición física de siete parámetros fisicoquímicos. Cada uno de ellos con diferentes pesos relativos (*Wi*), enmarcados según el grado de contaminación del agua del acuífero y los diversos impactos sobre los usos de este recurso hídrico.

Se ilustra y explica además el comportamiento de siete parámetros fisicoquímicos, donde se pretende realizar una valoración cuantitativa y cualitativa de la calidad de las aguas subterráneas de manera espacial y temporal en el acuífero del sureste de Quintana Roo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio forma parte de dos subregiones hidrológicas (RH): la 33-A, conocida como Bahía de Chetumal y Otras, y la 33-B, conocida como Cuencas Cerradas (figura 1). Se localiza geográficamente al sureste de la península de Yucatán, en las coordenadas 17° 49' a 20° 12' de latitud norte, y entre los 87° 30′ y 89° 27′ de longitud oeste, cubriendo una extensión total de 37 896 420 km². Colinda hacia el nororiente con el mar Caribe y hacia el suroriente por una línea que está definida por la bahía de Chetumal, por el límite nacional con Belice en un tramo de límite natural constituido por el río Hondo y enseguida por el límite político con Belice (UQROO, 2002). Esta área tiene un notable contraste topográfico. Hacia el norte y la franja costera se observa un relieve topográfico plano con elevaciones que van de 0 a 20 msnm, mientras que al sur-suroccidente se observa un relieve ondulado con elevaciones que van de 50 a 340 msnm (Bauer-Gottwein, Gondwe, Charvet, & Marín, 2011). La temperatura promedio anual es de 26.15 °C, con temperaturas máximas entre 36 y 38 °C, y mínimas entre 12 y 14 °C (CCPY, 2012). De acuerdo con la clasificación climática de Köppen-Geiger, la región cuenta con un clima aw2 (i); cálido subhúmedo con abundantes lluvias en verano y parte de invierno (CNA, 2006). La precipitación media anual es de 1 365 mm, aproximadamente 600 mm más alta que el promedio nacional, el cual es 772 mm (JICA, 2004; Alcocer, Lugo, Sánchez, & Escobar,1999). La temporada de lluvias se presenta en los meses de mayo a octubre, con una lámina media mensual de 150 a 220 mm, mientras que la temporada de estiaje o secas comprende los meses de noviembre a abril, durante los cuales las láminas llovidas son menores que 60 mm (UQROO, 2002).

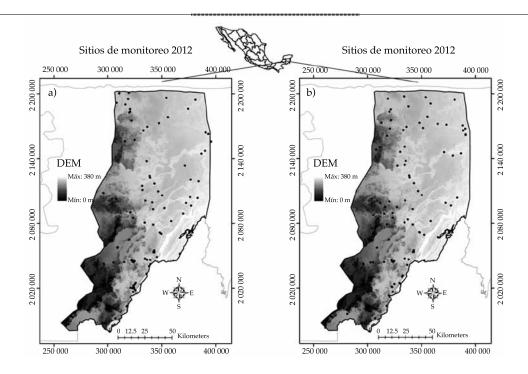


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio. La figura (a) muestra los sitios de monitoreo del año 2012; la figura (b) muestra los sitios de monitoreo del año 2002. El fondo en sombreado gris indica el Modelo Digital de Elevación (DEM), modificado de INEGI (2014). El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

Marco hidrogeológico

El área de estudio se define como una unidad geológica cubierta casi en su totalidad de sedimentos calcáreos de origen marino del Terciario reciente (Butterlin & Bonet, 1960; López-Ramos, Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Testo de 2016 1972). Se sabe por Isphording (1975) que la geología estructural de la región de estudio está conformada por una secuencia de rocas de edad Terciaria, constituida de evaporitas intercaladas con rocas calizas y minerales, como dolomita, aragonita, yeso y halita (figura 2). Estas rocas carbonatadas son altamente permeables y solubles, por lo que al ser disueltas dejan escaso residuo, razón por la cual se presentan espesores de suelo muy reducidos, que a su vez resultan en la presencia de un sistema acuífero cárstico maduro con amplias fisuras, fracturas y cuevas (Beddows, Smart, Whitaker, & Smith, 2002; Hausman, 2009; JICA, 2004).

Fisiográficamente, el área de estudio se ubica en la unidad "Planicie Central", caracterizada

por tener una superficie plana, ligeramente rugosa y ondulada (López-Ramos, 1972).

Por sus características físicas y litológicas, las rocas presentes hacia la carretera de Ucum-La Unión y González Ortega (figura 2) forman parte de un acuífero de calizas de características variadas y depósitos aluviales, cuya permeabilidad primaria es mayor en las porciones que contienen fracturamiento y carsticidad, y menor en los estratos de caliza masiva (CAPA, 2012a; Perry, Paytan, Pedersen, & Velázquez-Oliman, 2009).

La mayor parte de la región carece de un sistema de drenaje superficial y sólo en algunas áreas se ha formado una red hidrológica desintegrada no muy bien definida, que desaparece en resumideros o cuerpos de agua superficial. El acuífero se explota por medio de múltiples alumbramientos; los tipos de captación son norias, pozos someros y pozos profundos, que se utilizan para diferentes usos, como público urbano, agrícola y de servicios, entre otros (JICA, 2004).

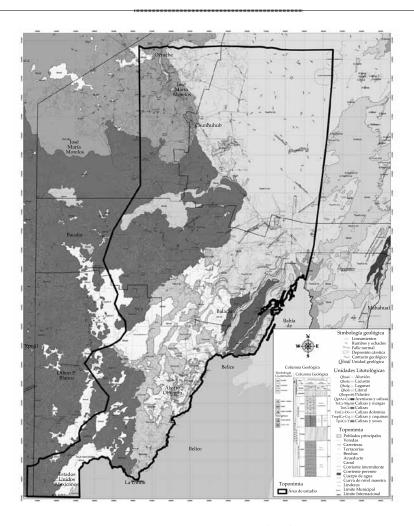


Figura 2. Mapa geológico de la península de Yucatán, modificada de SGM (2007). El contorno en negro representa el área de estudio. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q)

La recarga del acuífero tiene lugar durante los meses de mayo a octubre (UQROO, 2002). De esta manera, gran parte de la precipitación pluvial se infiltra al subsuelo a través de fracturas, oquedades y conductos cársticos en las calizas y evaporitas (CCPY, 2012). El agua fluye por el subsuelo, alcanzando las costas por donde es descargada al mar; el resto se pierde por evapotranspiración. El espesor saturado de agua dulce decrece desde el interior hacia la costa (CNA, 2006, 2009).

En el área de estudio se identifican dos regiones de acuíferos: la primera corresponde a un acuífero compuesto por rocas carbonatadas

del periodo del Eoceno-Paleoceno, ubicado hacia las porciones con mayor altitud del sursuroccidente; la segunda está compuesta por rocas carbonatadas del periodo del Mioceno-Plioceno, distribuida a largo de la costa (JICA, 2004). De acuerdo con Marín, Perry, Essaid y Steinich (2004), ambas regiones se pueden describir como acuíferos de porosidad triple, donde el flujo del agua subterránea circula a través de la matriz, fracturas y un sistema de cavernas interconectadas con orientación NNO-SSE, casi perpendicular a la costa.

En el subsuelo, el agua sigue diferentes trayectorias de flujo controladas por el desarrollo o

evolución del carst profundo (Velázquez, 1986). La dirección del flujo de agua subterránea se presenta de SO-NE en las zonas de mayor altitud y de O-E hacia la costa (Marín, Perry, Essaid, & Steinich, 2001; Gondwe, Hong, Wdowinski, & Bauer-Gottwein, 2010; Charvet, 2009; JICA, 2004; CNA, 2001, 2007, 2009; Perry, Velazquez-Oliman, & Marin, 2002). La tendencia es en relación con la mayor densidad de fracturamiento de las formaciones geológicas que lo conforman (figura 3), moviéndose de las zonas de mayor precipitación hacia la costa, constituyendo hacia esta zona su área de descarga, alimentando a su

vez al sistema Bacalar-Río Hondo, la bahía de Chetumal y mar Caribe (Velázquez, 1986; CNA, 2007).

Metodología

Los datos fisicoquímicos de la calidad de las aguas subterráneas corresponden a dos periodos de muestreo (años 2002 y 2012) realizados durante la temporada de lluvias. La información del periodo 2002 forma parte del estudio de Aguas Subterráneas Serie II, realizado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía

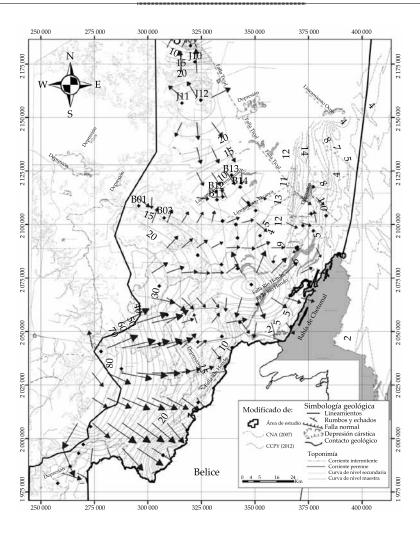


Figura 3. Mapa de flujo de agua subterránea a escala regional modificado de Sánchez-Sánchez, Álvarez-Legorreta, Pacheco-Ávila, González-Herrera y Carrillo-Bibriezca (2015). Las flechas indican las direcciones de flujo de agua subterránea según la referencia respectiva. El contorno en negro representa el área de estudio. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

(INEGI, 2002), del cual se obtuvieron 103 datos fisicoquímicos cubriendo la región de estudio. La información del periodo 2012 fue obtenida a partir un muestreo realizado por CAPA (2012b), cubriendo un total de 120 datos fisicoquímicos.

Según los informes de INEGI (2002) y CAPA (2012b), todas las muestras fueron colectadas de pozos de abastecimiento uniformemente distribuidos en el área de estudio. Todos los sitios contaban con su ubicación geográfica (coordenadas X, Y), obtenidas a partir del Sistema de Posicionamiento Global (GPS, por sus siglas en inglés) y representadas en el Sistema de Coordenadas Métricas UTM (del inglés, Universal Transverse Mercator). Además, estos informes mencionan que todas las mediciones de temperatura (°C), pH y conductividad eléctrica (CE) se verificaron en campo, usando un Hydrolab Quanta G, y los análisis químicos se determinaron en laboratorios certificados empleando las técnicas analíticas que establecen las Normas Oficiales Mexicanas (cuadro 1). Las muestras analizadas en el laboratorio para sus constituyentes químicos se determinaron de la siguiente manera: alcalinidad total y alcalinidad a la fenolftaleína por titulación con ácido sulfúrico 0.02N (NMX-AA-36-2001), dureza total y dureza de calcio por titulación con EDTA (NMX-AA-072-SCFI-2001), cloruros por titulación con nitrato de plata (NMX-AA-073-SCFI-2001), sólidos disueltos totales por el método gravimétrico (NMX-AA-034-SCFI-2001), nitratos por el método de reducción con cadmio cuperizado (NOM-AA-079-SCFI-2001), sulfatos por el método turbidimétrico (NMX-AA-074-SCFI-1981), sodio por el método potenciométrico (ion selectivo).

Índices de calidad del agua (ICA)

El índice de calidad del agua fue desarrollado por Brown *et al.* (1970) y mejorado por Deininger (Scottish Development Department, 1975). El ICA se define como una técnica de clasificación que engloba la influencia compuesta de cierto grupo de parámetros de calidad del agua en un solo valor general (Aly *et al.*, 2014). El método ICA ha sido utilizado debido a su capacidad de expresar de forma integral la información de la calidad del agua subterránea de alguna región determinada (Sadat-Noori, Ebrahimi, & Liaghat, 2014).

El ICA fue calculado con el fin evaluar la calidad del agua subterránea de la región de estudio de acuerdo con los límites máximos permisibles establecidos en la Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-1994). Se utilizaron siete parámetros químicos de calidad de agua (pH, SDT, dureza total, Na+, Cl-, SO₄2- y NO₂-) y el cálculo consistió de tres etapas. En la primera, a cada uno de los siete parámetros se les asignó una ponderación (w_i) acorde con su importancia relativa en la calidad del agua para consumo humano, así como de las condiciones geohidrológicas de la región de estudio (zona cárstica). La ponderación máxima fue de cinco y se asignó a sólidos totales disueltos y nitratos, en función de los efectos adversos en la salud humana

Cuadro 1. Técnicas analíticas según las Normas Oficiales Mexicanas.

Parámetro	Método	Norma oficial mexicana		
Alcalinidad total y alcalinidad a la fenolftaleína	Titulación con ácido sulfúrico 0.02N	NMX-AA-36-2001		
Dureza total y dureza de calcio	Titulación con EDTA	NMX-AA-072-SCFI-2001		
Cloruros	Titulación con nitrato de plata	NMX-AA-073-SCFI-2001		
Sólidos totales disueltos	Método gravimétrico	NMX-AA-034-SCFI-2001		
Nitratos	Método de reducción con cadmio cuperizado	NOM-AA-079-SCFI-2001		
Sulfatos	Método turbidimétrico	NMX-AA-074-SCFI-1981		
Sodio	Espectrofotómetro de absorción atómica	NMX-AA-051-1981		

(Camargo & Alonso, 2007; Pacheco, Cabrera, & Pérez, 2004). A los iones sodio y cloruro se les asignó una ponderación de cuatro, ya que son indicativos de mezcla con agua marina (intrusión salina) en zonas costeras. La ponderación de tres fue asignado a la dureza total y al ion sulfato; al pH se le asignó la ponderación mínima de uno debido a su variación mínima.

En la segunda etapa se determinó el peso relativo (W₂) de cada parámetro de acuerdo con la ecuación del método del peso aritmético (Brown et al., 1970; Horton, 1965):

$$Wi = \frac{vvi}{\sum_{i=0}^{n} vvi}$$
 (1)

Donde W_i es la ponderación relativa, w_i es el peso de cada parámetro y n es el número de parámetros.

En la tercera etapa se estableció una escala de valoración de la calidad para cada parámetro (qi). Para esto, se dividió la concentración resultante de cada muestra de agua analizada por su respectivo límite máximo permisible de acuerdo con NOM-127-SSA1-1994 y el resultado fue multiplicado por 100:

$$qi = \frac{Ci}{Si} \times 100 \tag{2}$$

Donde q_i es la calificación de la calidad, C_i es la concentración de cada parámetro químico en cada muestra de agua en mg/l y S_i es el valor estándar de agua potable en mg/l (cuadro 2).

Finalmente, para calcular el ICA se determinó el SIi usando la ecuación (3):

$$SIi = (Wi)(qi) \tag{3}$$

Donde SIi es el subíndice de cada parámetro y q_i es la calificación de la calidad:

$$ICA = \sum SIi$$
 (4)

Donde ICA es el índice de calidad del agua y SIi es el subíndice de cada parámetro.

El resultado final son valores clasificados en cinco categorías de calidad del agua: excelente (< 50); buena (de 50 a < 100); pobre (de 100 a < 200); muy pobre (200-300), y no apta para consumo humano (> 300).

Se realizó un análisis estadístico descriptivo para comparar los valores de las medias, desviaciones estándar y varianza de cada parámetro (cuadro 3). Para determinar si existe diferencia en la calidad del agua entre las muestras de agua correspondientes a los años 2002 y 2012, se hizo la prueba de Kolmogorov-Smirnov debido a que los valores no se ajustaron a una distribución normal. Dichos análisis estadísticos se efectuaron a través del programa estadístico Statgraphics Centurion, v. XV.

Cuadro 2. Pesos relativos de los parámetros considerados para el cálculo del índice de calidad de agua subterránea según su importancia para la salud humana.

		importa	ncia para la salud humana.		
Parámetros	Unidad		ite máximo permisible México IOM-127-SSA1-1993	Ponderación (wi)	Ponderac relativo <i>Wi</i>
рН	Rango pH	6.5	8.5	1	0.04
SDT	mg/l		1 000	5	0.20
Dureza total	mg/l		500	3	0.12
NO ₃ -	mg/l		10	5	0.20
Cl-	mg/l		250	4	0.16
SO ₄ =	mg/l		400	3	0.12
Na ⁺	mg/l		200	4	0.16
7	Total			25	1.00

Parámetro	Unidad	Número de muestras	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar	Coeficiente de variación (%)	Sesgo
pН		103	7.15	8.23	7.63	0.21	2.81	0.32
T	°C	103	25.1	31.3	27.25	1.04	3.80	1.25
SDT	mg/l	103	228.2	2 877	847.15	448.51	52.94	2.2
Dureza total	mg/l como CaCO ₃	103	140.61	2 304.84	693.49	381.03	54.94	1.64
Na ⁺	mg/l	103	13.79	531.07	89.83	84.64	94.22	2.98
Cl-	mg/l	103	17.37	911.07	139.2	144.76	103.99	3.47
SO ₄ =	mg/l	103	4.32	1 845.79	326.31	385.52	118.15	1.82
NO ₃ -	mg/l	103	0.062	8.8	1.6827	1.92	114.09	1.95

Cuadro 3. Estadística descriptiva del agua subterránea durante la temporada de lluvias de 2002.

Uso de los sistemas de información geográfica (SIG)

En este estudio, la modelación de los patrones de distribución espacial de cada parámetro de calidad del agua se desarrolló con base en técnicas geoestadísticas, usando la interpolación Kriging. A través de estas técnicas se pueden estimar los valores espaciales en aquellos sitios no muestreados o en el que no se ha hecho algún tipo de medición. El método Kriging se sustenta sobre modelos estadísticos que incluyen la autocorrelación y generación de superficies de predicción con elevado grado de certeza (Goovaerts, 1997). Kriging comprende tres etapas: análisis estadístico-exploratorio de los datos, modelo del variograma (ajuste teórico) y creación de la superficie de predicción (García, 2004). Su ecuación general es la siguiente:

$$\widehat{Z}(0) = \sum_{i=1}^{N} \lambda_i Z(X_i)$$
 (5)

Donde $\widehat{Z}(0)$ es la predicción de la variable de interés, Z, en el punto X_0 , $Z(X_i)$ es el valor observado en el punto (base) X_i con i=1,2,...N, y λ_i es un coeficiente de ponderación con i=1,2,...N. Estas ponderaciones se estiman considerando la correlación espacial y configuración de observaciones a través de los modelos del variograma

equiparados a los variogramas experimentales (Castiglioni, Castellarin, & Montanari, 2009).

Se elaboraron los mapas de distribución espacial de cinco variables hidrogeoquímicas (dureza total, Na⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻). Los mapas se crearon utilizando el programa *ArcGIS 10.3*. El ajuste teórico del variograma se realizó a través del programa *GS plus*, versión 9.

Resultados y discusiones

Análisis estadístico descriptivo

El resumen estadístico de la composición química de las muestras del agua subterránea para los años 2002 y 2012 se tiene en los cuadros 3 y 4. Las muestras de agua subterránea presentaron valores de pH de 6.71 a 8.23, indicando que el agua fue moderadamente alcalina para los periodos estudiados. No obstante, ninguna de las muestras analizadas estuvo fuera de los límites permisibles de la NOM-127-SSA1-1994.

Los STD para el periodo 2002 variaron entre 228.2 y 2 877.0 mg/l, con una media y desviación estándar de 847.15 \pm 448.51 mg/l. Para el periodo 2012, el contenido de STD varió entre 288.6 y 7 466.85 mg/l, con una media de 1 182.04 \pm 880.26 mg/l (figura 4a). Además de exhibir una gran dispersión, se observó para el periodo

Parámetro	Unidad	Núm. muestras	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar	Coeficiente de variación (%)	Sesgo
pН		120	6.71	8	7.18	0.22	3.13	0.68
T	°C	120	21.0	32	27.64	1.3	4.70	-1.09
SDT	mg/l	120	288.6	7 466.85	1 182	880.26	74.47	4.1
Dureza total	mg/l como CaCO ₃	120	122.5	2 160	658.02	380.72	57.86	1.19
Na ⁺	mg/l	120	1.0	1 060	106.44	125.92	118.31	4.54
Cl-	mg/l	120	14.0	1 578	148.65	188.65	126.91	5.18
SO ₄ =	mg/l	120	0.01	2 000	334.15	393.02	117.62	2.05
NO ₃ -	mg/l	120	0.002	9.36	1.47	1.98	139.74	2.14

2002, que más de 22% de las muestras rebasó el límite máximo permisible establecido en la NOM-127-SSA1-1994 (1 000 mg/l), mientras que para 2012, más de 42% de las muestras excedió dicho límite (figura 4b). En general, las menores concentraciones de SDT se localizaron en la planicie interna del área de estudio, con valores entre 500 y 1 000 mg/l, incrementándose gradualmente hacia las costas hasta alcanzar concentraciones mayores a 2 800 mg/l para 2002 y mayores a 7 400 mg/l para 2012 (figura 4b). La magnitud y diferencia de los valores encontrados demuestran el efecto de salinización que da origen a aguas de mala calidad en algunas regiones del área de estudio, en especial en la Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto zona norte. Esto coincide con lo reportado por CCPY (2012), en el que reportan que la gran dispersión del contenido de STD entre la porción norte y sur del área de estudio sugiere que el emplazamiento de las aguas subterráneas se da en materiales litológicamente diferentes, unos más solubles que otros; sin embargo, hacia la porción noreste, la menor variación indica la presencia de materiales muy solubles.

La temperatura (T °C) no presentó mayores cambios en ambos años, teniendo valores medios alrededor de 27 °C, con una desviación estándar de ±1 aproximadamente. El orden de abundancia de los aniones ($SO_4^{2-} > Cl^- > NO_3^-$) fue similar para ambos años. La amplitud encontrada en los valores máximos y mínimos

de los cationes y aniones revela heterogeneidad espacial del medio acuífero debido al cambio dinámico entre los diferentes procesos hidrogeoquímicos presentes en el área de estudio, como la disolución de minerales de rocas carbonatadas, dolomías y evaporitas, y la mezcla de agua dulce-marina.

Análisis geoestadístico

La prueba Kolmogorov-Smirnof (K-S) indicó que los valores de dureza total, Na+, Cl- y SO₄2no presentaron diferencias estadísticamente significativas para ambos periodos, por lo que se agruparon para formar un solo conjunto de datos. Por el contrario, los valores de NO₃- exhibieron diferencias estadísticamente significativas (p > 0.05). Se obtuvo la media aritmética para aquellos valores que coincidieron en un mismo sitio en ambos periodos.

A partir de los resultados de la prueba de K-S se construyeron los variogramas omnidireccionales para cada variable química con ajuste a un modelo teórico isotrópico (cuadro 5). En ningún caso se consideró la existencia de anisotropía debido al número de datos disponibles.

Los modelos teóricos a los que se ajustaron los semivariogramas experimentales fueron el modelo esférico, modelo exponencial y modelo gaussiano. De éstos, el parámetro con mejor coeficiente de determinación (R2) fue el ion

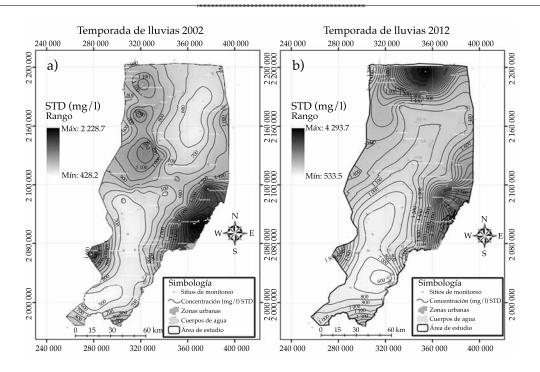


Figura 4. Concentraciones de sólidos totales disueltos (a) 2002 y (b) 2012) en el agua subterránea de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q) .

Cuadro 5. Modelo teórico de variograma con mejor ajuste para los parámetros hidroquímicos.

Parámetro	Modelo		Pepita		Meseta		Rango		R^2	
	2002	2012	2002	2012	2002	2012	2002	2012	2002	2012
NO ₃	Exponencial	Exponencial	0.19	0.88	1.63	4.07	20 700	31 200	0.67	0.69
Dureza total	Esférico		0.	07	0.	27	53	600	0.	84
Cl	Gaussiano		0.	24	0.	63	79	155	0.	89
SO ₄	Exponencial		0.33 0.6		61	24	300	0.	72	
Na	Esférico		0.	29	0.	86	77	500	0.	81

cloruro con 89%, mientras que el ion NO₃ del periodo 2002 fue el que menor coeficiente de determinación mostró con 67%. Se utilizó el método de interpolación Kriging ordinario, para la elaboración de los mapas de distribución espacial para cada variable química.

Mapas de distribución nitratos

La presencia de nitratos en el agua subterránea puede tener diversos orígenes relacionados con actividades humanas, como la agricultura; disposición de los desechos de humanos y de animales; infiltración de aguas residuales sin tratamiento, y en pequeña proporción la precipitación (Pacheco *et al.*, 2004; Price, 2003). En contraste con el ion amonio, el nitrato puede moverse con libertad a través del acuífero, por lo que difícilmente precipita (Hounslow, 1995). Diversos estudios acerca de la contaminación por nitratos en aguas subterráneas han mostrado que por lo general existe una relación inversa entre las concentraciones de nitratos y profundidad por debajo del nivel freático (Free-

ze & Cherry, 1979; Ritter & Chirnside, 1984). Pacheco (1985) reportó para una región rural al norte del estado de Yucatán que la tendencia de las concentraciones de este contaminante en el agua subterránea es de naturaleza estacional, con las mayores concentraciones asociadas con los centros poblacionales.

Las figuras 5a y 5b muestran que existió una diferencia en la distribución espacial de NO₃para los periodos 2002 y 2012, como resultado posible de las actividades agrícolas, por lo que sus cantidades pueden variar de una temporada a otra o de un año a otro (Velasco, 2012). Todos los valores de NO₃ del periodo 2002 y 2012 se encontraron por debajo del límite máximo permisible (10 mg/l) establecido en la NOM-127-SSA1-1994.

Es importante señalar que cuando el nitrato está en concentraciones de 10 mg/l o superiores, el agua es indeseable para consumo humano debido al posible efecto tóxico que puede tener sobre los niños (cianosis) (Hernández, 2008; Mora & Alfaro, 1999; Pacheco & Cabrera, 2003).

Dureza total

La dureza total representa la suma de las durezas individuales debidas a los iones de calcio, magnesio, y es expresado como mg/l de CaCO₃ (Appelo & Postma, 1996; Manahan, 1991). Las aguas duras son por lo general incrustantes, mientras que las blandas suelen ser agresivas (Lillo, 2007). Dependiendo de varios aspectos, como pH del agua y concentración de carbonatos de calcio y magnesio, pueden producir procesos de corrosión o incrustación en las tuberías utilizadas para el abastecimiento de aguas domésticas (Mora & Alfaro, 1999).

Los valores de dureza total de las aguas subterráneas en el área de estudio variaron entre 122.5 y 2 304.84 mg/l como CaCO₃. Los valores obtenidos se agruparon en tres categorías: las dos primeras cumplen con lo establecido en la NOM-127-SSA1-1994 (< 500 mg/l) y la tercera presentó valores que excedieron dicho límite (figura 6).

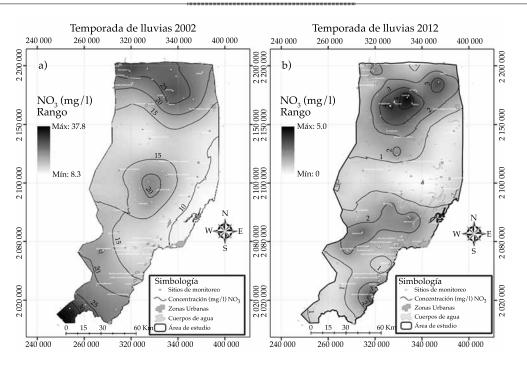


Figura 5. Concentraciones de nitratos (a) 2002 y b) 2012) en el agua subterránea de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

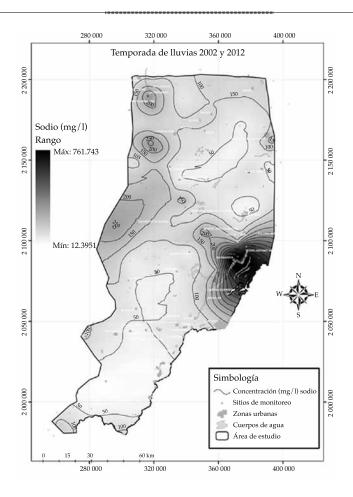


Figura 6. Concentración de dureza total en el agua subterránea de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

En el área de estudio, 60% de las muestras rebasó la norma, siendo el valor máximo encontrado de 2 304.84 mg/l como CaCO₃. Con base en la clasificación de Custodio y Llamas (1976), el agua subterránea del área de estudio se clasificó como de dura a muy dura, lo que pudiera explicarse por la presencia de minerales disueltos, como carbonatos (CaCO₃), dolomita (CaMg (CO₃)₂) y anhidrita (CaSO₄), característicos del sistema cárstico de la península de Yucatán (CCPY, 2012; Pacheco *et al.*, 2004).

Es importante señalar que el problema que afronta la población al utilizar aguas muy duras no sólo radica en una mala cocción de los alimentos, o en la generación de sarro e incrustaciones en los utensilios de cocina, y en la poca disolución del jabón, sino además predispone a los pobladores a padecer ciertas enfermedades. Por ejemplo, en el estado de Yucatán, Medina, Zaidi, Real y Orozco (2002) reportaron que el antecedente familiar y la dureza extrema (\geq 400 mg/l de CaCO $_3$) del agua empleada para consumo humano son factores que predisponen el desarrollo de la enfermedad de urolitiasis, la cual se incrementa de forma notable con la edad.

Sodio

El sodio no se encuentra libre en la naturaleza, la fuente común de los niveles de sodio en el agua subterránea se debe, en algunos casos, a la presencia de rocas evaporitas, al efecto de la

intrusión marina, o bien a la inadecuada disposición de desechos de humanos y animales (Basavaraddi, Kouser, & Puttaiah, 2012; Lillo, 2007; Pacheco et al., 2004). Los valores de las concentraciones del sodio de las aguas subterráneas en el área de estudio oscilaron entre 1.0 y 1 060 mg/l. Con base en el límite máximo permisible de 200 mg/l, establecido en la NOM-127-SSA1-1994, se estimó que 9.8% de los aprovechamientos rebasó la norma (figura 7).

Con el fin de identificar los procesos geoquímicos que originan la presencia del sodio en el agua subterránea del área de estudio, se elaboró un diagrama con la relación Na⁺/Cl⁻ en mEq/l

(figura 8). De manera general, se observó que las aguas subterráneas del área de estudio se encontraban ligeramente enriquecidas en sodio. Además, la mayoría de las muestras estaba por debajo de 10 y 15 mEq/l para Cl⁻ y Na⁺, respectivamente.

Algunos estudios de toxicidad del sodio en las aguas subterráneas y su efecto adverso en la salud humana revelan que la ingestión de sodio en altas concentraciones puede causar hipertensión, falla del corazón, enfermedades renales, cirrosis hepática, toxemias del embarazo, enfermedad de Menier (afección del oído interno que causa vértigo), e hipernatremia (elevado

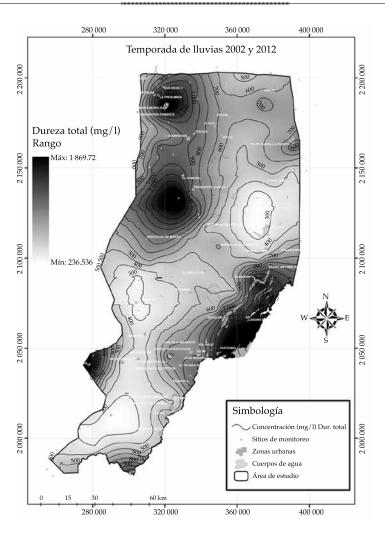


Figura 7. Concentración de sodio en el agua subterránea de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

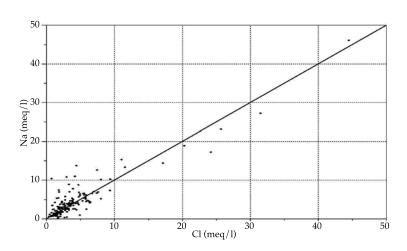


Figura 8. Relación del Na+ y Cl-. Los puntos representan las muestras.

nivel de sodio en la sangre) en los niños (Catalán, 1981). Asimismo, como cloruro de sodio puede causar náuseas, vómitos, inflamación del tracto gastrointestinal, conmutación muscular, convulsiones e incluso la muerte (Basavaraddi *et al.*, 2012).

Cloruros

La mayor parte del cloruro que se encuentra en las aguas subterráneas suele proceder de cuatro fuentes naturales: 1) agua marina de sedimentación atrapada en el interior de sedimentos; 2) disolución de la sal común y minerales afines que existen en formaciones de evaporitas; 3) concentración por evaporación de los cloruros existentes en agua de lluvia, y 4) disolución de las partículas de material sólido existentes en la atmósfera (Davis & De-Wiest, 1971). De forma antropogénica, el aumento de cloruros puede ser motivado por ciertos desechos industriales, aguas residuales domésticas, retornos de aguas de riego o bien residuos de actividades en zonas pecuarias (Catalán, 1981; CCPY, 2012). El ion cloruro no forma sales de baja solubilidad, no se oxida ni se reduce en aguas naturales, tampoco es adsorbido de modo significativo ni entra a formar parte de procesos bioquímicos, por lo que se puede considerar como una propiedad

conservativa del agua, resultando en un buen trazador (Manahan, 1991).

La distribución espacial de los cloruros en el agua subterránea del área de estudio (figura 9) mostró un rango de concentraciones de 14.0 a 1 578 mg/l. El 9.9% de las muestras excedió los 250 mg/l, límite establecido en la NOM-127-SSA1-1994. Estos valores se ubican geográficamente hacia las porciones noreste y noroeste de la región de estudio. Esta distribución puede estar asociada con la influencia de aguas marinas, aunque no se descartan la relación con aguas derivadas de retornos de riego o aguas residuales derivadas de asentamientos humanos.

Sulfatos

El origen de los sulfatos está asociado principalmente con la disolución de sales sulfatadas de yeso y anhidrita (Hounslow, 1995; Lillo, 2007). El sulfato está sujeto a procesos de reducción, en especial en presencia de bacterias y materia orgánica; además, posee la capacidad de asociarse con facilidad con otros iones (Hem, 1986). En ambientes reductores (pH < 7), la forma reducida estable es el ácido sulfhídrico (H₂S), mientras que en soluciones alcalinas predomina el ácido sulfúrico (HS) (Lillo, 2007).

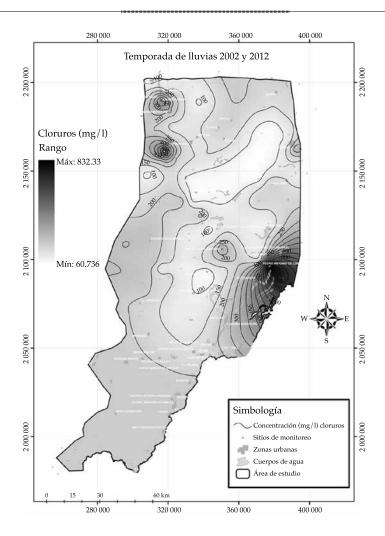


Figura 9. Concentración de cloruros en el agua subterránea de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Reservantes del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto del Agua, vol. La concentración del ion sulfato en las aguas de bebida ha sido motivo de atención debido a su acción catártica, habiéndose encontrado un efecto laxante de las aguas que contienen más de 750 mg/l (Cabrera 1986; Catalán, 1981). En la península de Yucatán, los sulfatos son uno de los principales iones que se encuentran en las aguas subterráneas y además difícilmente alcanzan la saturación debido a que su producto de solubilidad es muy alto (CCPY, 2012).

En el área de estudio, los valores del ion sulfato se encontraron en el rango de 0.01 a 2 000 mg/l. Dentro de este rango, 27.8% de los aprovechamientos rebasó el límite de 400 mg/l que

establece la NOM-127-SSA1-1994. La figura 10 muestra que la zona suroeste y la franja central del área de estudio son las que presentaron menores concentraciones de sulfatos; sin embargo, existen áreas dentro de estas zonas con concentraciones superiores a la establecida en la NOM. No obstante, estas últimas presentan de forma sorprendente concentraciones bajas en cloruros; ello sugiere que sus características provienen en específico de la disolución de evaporitas (yesos/ anhidritas) y no de la mezcla con agua de mar. Por otra parte, se observó un incremento gradual hacia las zonas noreste y noroeste, donde se llegaron a alcanzar concentraciones de hasta

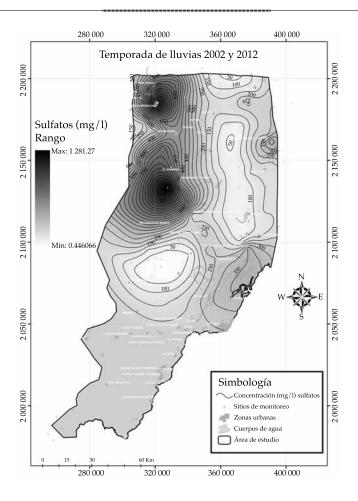


Figura 10. Concentración de sulfatos en el agua subterránea de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

2 000 mg/l de sulfatos. Este incremento puede estar asociado con tres factores: 1) la presencia de rocas evaporitas (yesos y anhidritas), lo que genera un incremento sustancial en la salinidad del agua subterránea (Perry, Velazquez-Oliman, & Wagner, 2011); 2) la descarga de las aguas de las zonas acuíferas de las porciones altas, y 3) la presencia de aguas marinas.

Índice de calidad del agua subterránea

Para los dos periodos analizados, se encontró una gran variación en los índices de calidad del agua. Respecto a 2002, el índice más bajo fue de 14 y el máximo de 174 (figura 11a). El valor medio del ICA es de 53 y la mediana de

47, lo que indica que para este periodo aproximadamente la mitad de los pozos se encontró en la categoría de "excelente". De los aprovechamientos muestreados, 58% se ubicó en la categoría de "excelente"; 36%, en la categoría "buena", y el 6% en la categoría "media". En cuanto a 2012, el índice más bajo encontrado fue de 18 y el máximo de 372 (figura 11b). El valor medio del ICA es de 74 y la mediana de 69. Estos valores permitieron constatar una degradación en la calidad del agua, pues la mitad de los pozos se clasificó en las categorías "excelente" y "buena". De los aprovechamientos muestreados, 34% se ubicó en la categoría de "excelente"; 48%, en la categoría "buena"; 15%, en la categoría "media"; 2% en la categoría

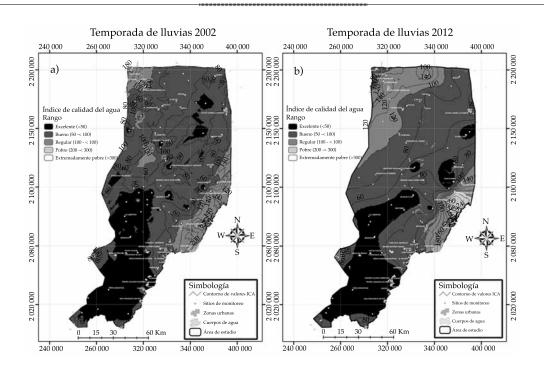


Figura 11. Índice de calidad del agua (a) 2002 y (b) 2012 de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

"pobre", y 1% en la categoría "extremadamente pobre". Estas dos últimas categorías se ubicaron geográficamente en la porción central este del área de estudio. Tal distribución puede estar asociada con el crecimiento poblacional de las dos comunidades que se localizan en esa región, ya que pasó de 870 habitantes en el año 2000 a 1 500 en 2010 (INEGI, 2014). Este crecimiento dio origen a la generación de más aguas residuales domésticas. Otra causa de dicha distribución es el uso de agroquímicos en actividades agrícolas (producción de piña) que se desarrollan en estas entidades. Respecto a los procesos hidrogeoquímicos que pudieran complementar el elevado ICA encontrado, los valores concuerdan con lo reportado por CCPY (2012), en el que se identificaron elevadas concentraciones de sólidos disueltos totales, sulfatos y cloruros en el pozo de abastecimiento de una localidad de esa región, con la posible influencia de aguas marinas, y la asociación con aguas derivadas de retornos de riego y aguas residuales.

De manera general, el mapa de distribución del ICA mostró un patrón espacial cualitativamente similar para ambos periodos. La calidad del agua subterránea disminuye desde el suroeste hacia el norte, exceptuando la parte sur suroeste, así como algunas zonas de la parte noreste del área de estudio, en donde se encontró la zona más segura en términos de calidad de agua para consumo humano. En estas regiones, casi todos los valores del ICA se encontraron en la categoría de "excelente". La disminución de la calidad se asocia de manera directa con el aumento gradual en las concentraciones de sulfatos, dureza total, cloruros y sodio.

Conclusiones

Los constituyentes químicos que mostraron concentraciones que excedieron el límite permisible de la NOM-127-SSA1-1994 fueron sólidos totales disueltos (22% en 2002 y 42% en 2012), sodio (9.8%), cloruros (9.9%) y dureza total (60%).

El uso de los sistemas de información geográfica en la elaboración de los mapas de distribución espacial de las concentraciones permitió observar que las menores concentraciones para los sólidos totales disueltos, cloruros, dureza total y sodio se localizaron en la planicie interna sur del área de estudio, incrementándose sus concentraciones gradualmente hacia la zona noroeste. El mapa de las concentraciones de nitratos mostró una diferencia en la distribución espacial para los periodos 2002 y 2012.

El ICA permitió demostrar que la calidad química del agua subterránea con fines de abastecimiento es aceptable para la mayoría de los sitios estudiados. No obstante, el análisis comparativo de los periodos 2002 y 2012 indica de manera general una degradación en la calidad del agua subterránea con los máximos valores del ICA ubicados hacia la parte noreste del área de estudio, que corresponde con zonas que presentaron un crecimiento de la población y de zonas agrícolas.

Este estudio demuestra con claridad que el uso de métodos como el valor ICA podría ser de gran utilidad para evaluar la calidad de las aguas subterráneas en sistemas cársticos, proporcionando valiosas herramientas a los tomadores de decisiones, a fin de comprender de forma integral el estado de la calidad del agua subterránea y tener la oportunidad de tomar decisiones adecuadas para un mejor uso en el futuro.

Por último, este estudio demuestra la necesidad de identificar zonas alternas para abastecer agua en aquellas poblaciones donde se reportan los valores más altos del ICA, pues sin duda se están suministrando aguas que sobrepasan los límites permisibles de la NOM-127-SSA1-1994.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca otorgada para la realización de los estudios de doctorado del primer autor en El Colegio de la Frontera Sur. Al arquitecto Humberto Vidal Russi y al ingeniero Marco Jiménez García por su valioso apoyo y atinadas sugerencias en la revisión de este artículo. Los recursos para esta investi-

gación fueron proporcionados por el Consejo de Cuenca de la Península de Yucatán, a través de la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Estado de Quintana Roo, mediante el contrato CAPA-CCPY-SE-001/2012.

Referencias

- Alcocer, J., Lugo, A., Sánchez, M., & Escobar, E. (1999).

 Contaminación del agua subterránea en la Península de Yucatán, México: Proyecto de Conservación y Mejoramiento del Ambiente (pp. 42-50). México, DF: Unidad de Investigación Interdisciplinaria en Ciencias de la Salud y la Educación (UIICSE).
- Aly, A. A., Al-Omran, A., & Alharby, M. (2014). The Water Quality Index and Hydrochemical Characterization of Groundwater Resources in Hafar Albatin, Saudi Arabia. *Arab. I. Geosci.* Doi: 10.1007/s12517-014-1463-2.
- Appelo, A. J., & Postma, D. (1996). Geochemistry, Groundwater and Pollution. Rotterdam, Netherlands: A. A. Balkema.
- Avvannavar, S. M., & Shrihari, S. (2008). Evaluation of Water Quality Index for Drinking Purposes for River Netravathi, Mangalore, South India. *Environ. Monit. Assess*, 143(1-3):279-290.
- Backman, B., Bodis, D., Lahermo, P., Rapant, S., & Tarvainen,T. (1998). Application of a Groundwater ContaminationIndex in Finland and Slovakia. *Environ. Geol.*, 36:55-64.
- Basavaraddi, S., Kouser, H., & Puttaiah, E. (2012). Sodium toxicity in Ground Water and its Hazardous Effect on Life –A Study in Tiptur Town and its Surrounding Areas. *Glo. Adv. Res. J. Microbiol.*, 1(9), 149-154.
- Beddows, P., Smart, P., Whitaker, F., & Smith, S. (2002).

 Density Stratified Groundwater Circulation on the Caribbean Coast of Yucatan Peninsula, Mexico. (212 pp.)

 In: Karst Waters Institute Special Publication 7: Hydrogeology and Biology of Post-Paleozoic Carbonate Aquifers. Martin, J., Wicks, C., & Sasowsky, I., (eds.). Special Publication 7. Leesburg, USA: Karst Waters Institute.
- Brown, R., McClelland, N., Deininger, R., & Tozer, R. (1970).
 A Water Quality Index: Do We Dare? Water Sewage Works, 117, 339-343.
- Camargo, J., & Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16(2), 98-110.
- Castiglioni, S., Castellarin, A., & Montanari, A. (2009).
 Prediction of Low-Flow Indices in Ungauged Basin through Physiographical Space-Based Interpolation. *J. Hydrol.*, 378, 272-280.
- Cabrera, A., (1986). Hidrogeoquímica del agua subterránea en acuíferos cársticos. Un caso de estudio. Tesis de maestría. Mérida, México: Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Ingeniería.

- Catalán, L. (1981). Química del agua. Madrid: Fuenlabrada.
- CAPA (2012a). Estudio geohidrológico y geofísico por resistividad eléctrica, para la evaluación del subsuelo con la finalidad de obtener un diagnóstico del problema de la calidad química del agua en la zona de pozos de Jesús González Ortega, municipio de Othón P. Blanco; Estado de Quintana Roo. Informe final. Chetumal, México: Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Estado de Quintana Roo.
- CAPA (2012b). Estudio de monitoreo en varias localidades del estado de Quintana Roo. Coordinación de Planeación. Informe final. Chetumal, México: Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Estado de Quintana Roo. Quintana Roo.
- Charvet, G. (2009). Exploration, Modeling and Management of Groundwater Resources in Northern Quintana Roo, Mexico. Tesis de maestría. Lyngby, Dinamarca: Universidad Técnica de Dinamarca.
- CNA (1997). Diagnóstico de la Región XII, Península de Yucatán. Mérida, México: Gerencia Regional de la Península de Yucatán, Comisión Nacional del Agua.
- CNA (2001). Actualización geohidrológica del acuífero de la zona norte del estado de Quintana Roo (poligonal comprendida entre Cancún, Nuevo Xcan, Coba y Tulum). Mérida, México: Subgerencia Técnica, Comisión Nacional del Agua.
- CNA (2006). Ampliación de la red piezométrica en la región costera norte del Estado de Quintana Roo, segunda parte: Informe final. Mérida, México: Subgerencia Técnica, Comisión Nacional del Agua.
- CNA (2007). Reactivación de la red piezométrica de la zona Costa Maya, Quintana Roo. Mérida, México: Subgerencia Técnica Regional, Comisión Nacional del Agua.
- CNA (2009). Establecimiento de una red piezométrica de la zona cañera de Álvaro Obregón, municipio de Othón P. Blanco, Quintana Roo. Chetumal, México: Subgerencia Técnica Regional, Comisión Nacional del Agua.
- CCPY (2012). Evaluación de la calidad del agua subterránea en varias localidades de los municipios de Othón P. Blanco, Bacalar y José María Morelos del estado de Quintana Roo. Informe Final. Chetumal, México: Consejo de Cuenca de la Península de Yucatán.
- Custodio, E., & Llamas, M. (1976). Hidrología subterránea. Barcelona: Omega.
- Davis, S., & De-Wiest, R. (1971). Hidrogeología. Barcelona: Ariel.
- Freeze, R., & Cherry, J. (1979). Groundwater. Englewood Cliffs: Prentice-Hall.
- Dinius, S. H. (1987) Design of an Index of Water Quality. Water Resources Bulletin, 23(11), 833-843.
- García, F. (2004). Aplicación de la geoestadística en las ciencias ambientales. Ecosistemas, 13(1), 78-86.
- Gondwe, B., Hong, S., Wdowinski, S., Bauer-Gottwein, P. (2010). Hydrologic Dynamics of the Ground-Water-Dependent Sian Ka'an Wetlands, Mexico, derived from InSAR and SAR data. Wetlands, 30(1), 1-13.

- Goovaerts, P. (1997). Geostatistics for Natural Resources Evaluation. New York: Oxford University Press.
- Bauer-Gottwein, P., Gondwe, B., Charvet, G., & Marín, L. (2011). Review: The Yucatán Peninsula Karst Aquifer, Mexico. Hydrogeology Journal, 19, 507-524.
- Hausman, H. (2009). Responsible Development in Tulum, Mexico: Considering Water Quality and Subaqueous Cave Locations. Tesis de maestría. Durham, USA: Nicholas School of the Environment of Duke University.
- Hem, J. D. (1986). Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. US Geological Survey Water-Supply Paper, 2254, 263.
- Hernández, J. (2008). Efecto de la evolución geoquímica en la calidad del agua subterránea en la porción central de la zona media del estado de San Luis Potosí (pp. 59-61). Tesis de maestría. San Luis Potosí, México: Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultades de Ciencias Químicas, Ingeniería y Medicina.
- Horton, R. (1965). An Index Number System for Rating Water Quality. J. Water Pollut. Control Fed., 37, 300-305.
- Hounslow, A. (1995). Source of Major Ions in Waters. In: Water Quality Data, Analyses and Interpretation. Stillwater, USA: Lewis Publishers.
- INEGI (2002 y 2014). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Consultado el 20-06-2014. Recuperado de http://www. inegi.org.mx/geo/contenidos/geodesia/ default.aspx.
- Isphording, W. C. (1975). The Physical Geology of Yucatan. Trans. Gulf Coast Assoc. Geol. Soc., 25, 231-262.
- JICA (2004). Estudio de manejo de saneamiento ambiental en la costa del estado de Quintana Roo en los Estados Unidos Mexicanos. Informe final. Chetumal, México: Agencia de Cooperación Internacional del Japón.
- Ketata-Rokbani, M., Gueddari, M., & Bouhlila, R. (2011). Use of Geographical Information System and Water Quality Index to Assess Groundwater Quality in El Khairat Deep Aquifer (Enfidha, Tunisian Sahel). Iran J. Energy Environ., 2(2):133-144.
- Lateef, K. (2011). Evaluation of Groundwater Quality for Drinking Purpose for Tikrit and Samarra Cities Using Water Quality Index. Eur. J. Sci. Res., 58(4), 472-481.
- Lillo, J. (2007). Técnicas hidrogeoquímicas. Tesis de maestría. Madrid: Universidad Rey Juan Carlos.
- López-Ramos, E. (1972). Estudio geológico de la península de Yucatán. Informe final. Mérida, México: Gerencia de Exploración Pemex.
- Manahan, S. (1991). Metal Ions and Calcium in Water. In Environmental Chemistry (5a ed.). Boca Ratón, USA: Lewis Publishers.
- Marín, L., Perry, E., Essaid, H., & Steinich, B. (2001). Hydrogeological Investigations and Numerical Simulation of Groundwater Flow in the Karstic Aquifer of Northwestern Yucatan, Mexico. First International Conference on

Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

- Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers Monitoring, Modeling, and Management, Essaouira, Morocco.
- Marín, L., Perry, E, Essaid, H., & Steinich, B. (2004). Hydrogeological Investigations and Numerical Simulation of Groundwater Flow in the Karstic Aquifer of Northwestern Yucatan, Mexico (pp. 257-278). In: Coastal Aquifer Management: Monitoring, Modeling and Case Studies. Cheng, A., & Ouazar, D. (eds). Boca Ratón, USA: CRC.
- Medina, M., Zaidi, M., Real, E., & Orozco, S. (2002). Prevalencia y factores de riesgo en Yucatán, México, para litiasis urinaria. *Salud Pública Méx.*, 44(6), 541-545.
- Mora, D., & Alfaro, N. (1999). Caracterización y distribución por cantones de la dureza del agua en las fuentes utilizadas para consumo humano en Costa Rica. Rev. Costarric. Salud Pública, 8(15), 1-15.
- Pacheco, J. (1985). Evaluación del contenido de nitratos del agua subterránea en una región al norte de la península de Yucatán. Tesis de maestría. Mérida, México: Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, México.
- Pacheco, J., & Cabrera A. (2003). Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Ingeniería*, 7(2), 47-54.
- Pacheco, J., Cabrera, A., & Pérez, R. (2004). Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México. *Ingeniería*, 8(2), 165-179.
- Perry, E., Velazquez-Oliman, G., & Marin, L., (2002). The Hydrogeochemistry of the Karst Aquifer System of the Northern Yucatan Peninsula, Mexico. *Int. Geol. Rev.*, 44, 191-221.
- Perry, E., Paytan, A., Pedersen, B., & Velázquez-Oliman, G. (2009). Groundwater Geochemistry of the Yucatan Peninsula, Mexico: Constraints on Stratigraphy and Hydrogeology. *Journal of Hydrology*, 367, 27-40.
- Perry, E., Velazquez-Oliman, G., & Wagner, N. (2011).

 Preliminary Investigation of Groundwater and Surface
 Water Geochemistry in Campeche and Southern Quintana
 Roo. In: Water Resources in México: Scarcity, Degradation,
 Stress, Conflicts, Management and Policy. Berlin: Springer-Verlag.
- Price, M. (2003). Agua subterránea. México, DF: Limusa.
- Ritter, W., & Chirnside, A. (1984). Impact of Land Use on Ground-Water Quality. In Southern Delaware. *Ground Water*, 22, 38-48.
- Sánchez-Sánchez, J. A., Álvarez-Legorreta, T., Pacheco-Ávila, J. G., González-Herrera, R. A., & Carrillo-Bibriezca, L. (2015). Caracterización hidrogeoquímica de las aguas subterráneas del sur del estado de Quintana Roo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 32(1), 62-76.
- Sadat-Noori, S., Ebrahimi, K., & Liaghat, A. (2014). Groundwater Quality Assessment using the Water

- Quality Index and GIS in Saveh-Nobaran aquifer, Iran. *Environ. Earth Sci.*, 71, 3827-3843.
- Saeedi, M., Abessi, O., Sharifi, F., & Meraji, H. (2010) Development of Groundwater Quality Index. *Environ. Monit. Assess*, 163:327-335.
- Sajil, P., & James, E. (2013). Development of Water Quality Index (WQI) Model for the Groundwater in Tirupur District, South India. Chin. J. Geochem., 32, 261-268.
- Scottish Development Department (1975). *Towards Cleaner Water*. Edinburgh: HMSO, Report of a River Pollution Survey of Scotland.
- SGM (2007). *Carta geológica de México, escala 1:2,000,000* (6a ed.). Pachuca, México: Servicio Geológico Mexicano.
- UQROO (2002). *Entorno geográfico: Chetumal, México*. Chetumal, México: Universidad de Quintana Roo.
- Velasco, H. (2012). Caracterización del agua subterránea por medio de índices de calidad en el departamento El Paraíso, Honduras. Tesis de licenciatura. Honduras: Departamento de Ambiente y Desarrollo, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Universidad de Zamorano.
- Velázquez, L., (1986). Aplicación de principios geoquímicos en la hidrología kárstica de la Península de Yucatán. Ingeniería Hidráulica en México, 1(3), 21-29.
- Ward, W., Weidie, A., & Back, W. (1985). Geology and Hydrogeology of the Yucatan and Quaternary Geology of Northeastern Yucatan Peninsula. New Orleans: New Orleans Geological Society, 160 p.

Dirección institucional de los autores

Dr. Joan Alberto Sánchez Dra. Teresa Álvarez Dra. Laura Carrillo

El Colegio de la Frontera Sur Ave. Centenario km 5.5 77900. Chetumal, Quintana Roo, México Teléfono: +52)(983) 8350 440 joan_ss21@yahoo.com teral@ecosur.mx lcarrillo@ecosur.mx

Dra. Julia Guadalupe Pacheco Dr. Roger Amílcar González

Universidad Autónoma de Yucatán
Facultad de Ingeniería
Av. Industrias No Contaminantes por Periférico Norte
Apartado Postal 150 Cordemex
97000 Mérida, Yucatán, México
Teléfono: +52 (999) 9300 550, 9300 553, 9300 555, 9300 566
pavila@uady.mx
gherrera@uady.mx