



**TRENDS IN THE BIOGEOCHEMISTRY OF GROUNDWATER IN THE
AGRO-INDUSTRIAL REGION IN NORTHEAST YUCATÁN †**
[TENDENCIAS EN LA BIOGEOQUÍMICA DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN
LA REGION AGROINDUSTRIAL DEL NORESTE DE YUCATÁN]

**Felix Antonio Cupul Caamal¹, Daniel Nathan Isaiah Smith^{2,3},
Daniela Ortega Camacho², Grisel Anahí Cervantes Cocom¹
and Eduardo Cejudo^{2*}**

¹ *Tecnológico Nacional de México – Instituto Tecnológico Superior de Valladolid.
Carretera Valladolid-Tizimín Km 3.5. CP. 97780. Valladolid, Yucatán, México.*

² *CONACYT – CICY A.C. Unidad de Ciencias del Agua. Calle 8, No. 39, Mz 29, SM
64. CP. 77524. Cancún, Quintana Roo, México. Email: Eduardo.cejudo@cicy.mx*

³ *Belize Water Services 7, Central American Boulevard, Belize City. Main Office.*

**Corresponding author*

SUMMARY

Background: The state of Yucatan has a significant amount of groundwater, but it is vulnerable to pollution due to agro-industrial contamination given the characteristics of thin soil and calcareous rocks that allow rapid infiltration of water, making easy for dissolved substances to reach the aquifer. The agro-industrial activities in the northeast of the peninsula of Yucatán promote changes in the geochemistry of groundwater in the region. **Objective:** Hereby, we present the observed changes in the geochemistry of groundwater by comparing three years of groundwater measurements from the agroindustrial area of Yucatan. **Methodology:** We measured physicochemical parameters, nutrients and ions during three years (2017 - 2019) in 14 wells of the municipalities of Sucilá, Panabá and Tizimín (east Yucatán). **Results:** Our results of three years show that ammonium, sulfate, chloride and calcium had an increasing trend; whereas nitrate and phosphate show a slight decrease. The agronomic indices SAR, CROSS_f and RSC were evaluated to identify risk of sodification or alkalization of the soil for irrigation. The water-rock interaction imparts special characteristics to groundwater that should be considered for its use in irrigation. **Implications.** This research updates information on the quality of water for irrigation and provides useful agronomic indices for better agro-industrial practices in the northeast region of Yucatán. **Conclusion:** The grouping of wells did not completely respond to the spatial location; rather, it might be a combination of seasonal effects, livestock, animal feeding operations and the use of manure and fertilizers, among others. With this research, we propose to establish the groundwater monitoring of the agro-industrial region of the northeast of Yucatan in the medium (5-10 years) and long term (> 20 years).

Keywords. Agronomic index; livestock; husbandry; monitoring.

RESUMEN

Antecedentes: El estado de Yucatán posee una cantidad importante de agua subterránea, pero ésta es vulnerable a contaminación agroindustrial debido a las características del suelo delgado y rocas calcáreas que permiten la rápida infiltración del agua, por lo cual muchas sustancias disueltas llegan fácilmente hasta el acuífero. En el noreste de la península se llevan a cabo actividades agroindustriales que promueven cambios en las propiedades del agua subterránea de la región. **Objetivo:** En esta investigación presentamos los cambios en la geoquímica de mediciones del agua subterránea comparando tres años de muestreo en el área agroindustrial de Yucatán. **Métodos:** Se midieron parámetros fisicoquímicos, nutrientes y iones durante tres años (2017-2019) en 14 pozos de los municipios de Sucilá, Panabá and Tizimín (este de Yucatán). **Resultados:** Los resultados de los análisis entre años muestran que los iones amonio sulfatos, cloruros y calcio se encontraron con tendencias de incremento, mientras que los nutrientes nitrato y fosfato muestran una ligera disminución. Se evaluaron los índices agronómicos RAS, CROSS_f y CSR para identificar riesgo de sodificación o alcalinización del suelo por uso del agua subterránea para riego. La interacción agua – roca imparte características especiales al agua subterránea que debe ser tomado en cuenta para su uso en irrigación. **Implicaciones.** Esta investigación actualiza información sobre la calidad del agua para riego y proporciona índices agronómicos útiles para mejores prácticas agroindustriales en la región noreste de Yucatán. **Conclusión:** El agrupamiento de pozos no respondió completamente a su ubicación espacial, sino que se posiblemente se explica por una combinación de estacionalidad, manejo de ganado y parcelas y uso de fertilizantes y estiércol entre otros. Con esta investigación

[†] *Submitted April 6, 2020 – Accepted November 6, 2020. This work is licensed under a CC-BY 4.0 International License.
ISSN: 1870-0462.*

proponemos establecer el monitoreo de agua subterránea en la región agroindustrial del noreste de Yucatán a mediano (5-10 años) y largo plazo (>20 años).

Palabras clave: Ganadería; índice agronómico; monitoreo.

INTRODUCCIÓN

La calidad del agua a nivel mundial está siendo afectada por actividades agroindustriales (Burri *et al.*, 2019) y el agua subterránea en regiones cársticas puede contaminarse con mayor facilidad y rapidez que regiones no cársticas (Kačaroğlu, 1999). En México, la Comisión Nacional del Agua instaló sitios de monitoreo de calidad de agua. En 2018 contaba con 5080 sitios en todo el país, de los cuales 3774 son de agua superficial y 1187 de agua subterránea. El 41.5 % de los sitios de agua subterránea tuvieron límites aceptables, 18.7% excedía ciertos límites máximos permisibles y el restante 39.8% fue calificado con muy mala calidad del agua (sina.conagua.gob.mx). En Yucatán, la principal fuente de abastecimiento de agua es el agua subterránea (CONAGUA, 2018), la cual está en riesgo de recibir contaminantes que provienen de la superficie (Graniel-Castro *et al.*, 2003, SEDUMA, 2011, Polanco Rodríguez *et al.*, 2018). En la zona, se han registrado distintos niveles de deterioro de la calidad del agua por efecto de la contaminación. Por ejemplo, Batllori-Sampedro (2016) indica que las principales causas de contaminación son el acelerado desarrollo de actividades económicas como el turismo y la expansión de áreas agroindustriales que promueven el cambio de uso del suelo. Gonzalez Herrera *et al.* (2018) estimaron la vulnerabilidad intrínseca y riesgo a la contaminación del agua subterránea produciendo un mapa de peligrosidad; encontraron que la zona agroindustrial del este de Yucatán es de peligrosidad baja, pero de vulnerabilidad moderada a alta. El estudio realizado por Pacheco Avila *et al.* (2004) indica que los cloruros, la dureza total, nitratos y sodio excedieron los límites permisibles para consumo humano en diversos municipios de Yucatán. De acuerdo con sus resultados, el 52.8% de las muestras fueron de “calidad baja”, puesto que entre dos y tres parámetros excedieron los límites máximos permisibles.

La agroindustria agrupa todas las actividades cuyo fin es transformar materias primas agrícolas en productos con valor añadido, generando ingresos, empleo y contribuyendo al desarrollo económico global (FAO, 2010). El crecimiento de la población demanda mayor cantidad de alimentos, y se estima que para el 2050 se necesitará incrementar la producción de alimentos en un 60% a fin de garantizar la seguridad alimentaria global (Jury y Vaux, 2007, Grafton *et al.*, 2015). El incremento en abasto de productos significa incremento en la demanda de agua, ya que las actividades agroindustriales ocupan el primer lugar como usuarios del agua por volumen (WWAP 2019). El sector agroindustrial en el noreste de Yucatán es

considerado una de las principales fuentes económicas de la población; los tres municipios en estudio son los que tienen una mayor superficie utilizada para la producción de ganado bovino principalmente (aproximadamente 325 000 ha; Ramírez Cancino y Rivera Lorca, 2010). La ganadería es considerada una de las actividades que más afectaciones producen al medio ambiente, ya que producen una gran cantidad de gases de efecto invernadero y además pueden contaminar el suelo y el agua (FAO y GDP, 2018) y ser posible causa de eutrofización en ecosistemas como lagos y la zona costera (Aranda Cirerol *et al.*, 2011).

Estudios de agua subterránea en zonas agrícolas han mostrado que alto contenido de sales limita su uso en irrigación y que cierto tipo de agua no es apta para riego (Baccaro *et al.*, 2006, Smith *et al.*, 2015). Algunas regiones de México con actividad agroindustrial han mostrado que compuestos como los fosfatos, boro, sulfatos, sodio, cloruros y conductividad eléctrica (CE) exceden el límite apto o sugerido para uso agrícola (Lesser Carrillo *et al.*, 2011, Sarabia-Meléndez *et al.*, 2011). La Península de Yucatán, al ser una plataforma calcárea con procesos de carstificación, los sólidos totales disueltos, sodio, cloruros y dureza total son elevados a razón de la interacción agua - roca (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011, Sánchez *et al.*, 2016). Para preservar la integridad del acuífero, es necesario conocer, estudiar y evaluar amenazas, vulnerabilidad y riesgo al que está expuesto en zonas de alta intensidad de actividades agroindustriales, que representan un mayor riesgo al agua subterránea.

El objetivo de esta investigación fue evaluar la composición química del agua subterránea en la región agroindustrial del noreste de Yucatán, para identificar tendencias de cambio en la geoquímica del agua y reconocer cambios en el tiempo, así como posibles efectos agronómicos mediante comparación de los datos obtenidos en tres años de muestreo en 14 pozos de ranchos con sistema de riego. Con esta investigación proponemos sentar las bases de un monitoreo de agua subterránea en la zona este de Yucatán para evaluar las modificaciones interanuales en el acuífero y sus implicaciones en el manejo del recurso hídrico. Esta información podrá ser utilizada en relación con la intensidad y tipo de cultivo, cambio de uso de suelo, número de cabezas de ganado por hectárea (entre otras) como herramienta imprescindible para toma de decisiones en esta región de gran importancia económica. Nuestros resultados también podrían ser utilizados para realizar comparaciones con resultados de otras regiones que

posean características climáticas y edafológicas similares, lo aumentará el conocimiento del comportamiento de los nutrientes en regiones cársticas tropicales.

MATERIALES Y METODOS

La Península de Yucatán es una estructura geológica porosa de gran tamaño (aproximadamente 165,000 km²) compuesta fundamentalmente de caliza del Pleistoceno y Terciario. La sección más superficial está formada por calcita recristalizada y coquinoides de alta permeabilidad (Graniel-Castro y Gil-García, 2010, Andrade-Gómez *et al.*, 2019). Por sus características de porosidad y permeabilidad, permite flujo de agua subterránea (Cabrera Sansores *et al.*, 2002) siendo un acuífero de tipo no confinado, poco profundo (profundidad promedio de 30 metros), donde el flujo predominante de agua subterránea es desde tierra adentro hacia la costa norte y este (Perry *et al.*, 2002).

Es una región de poco relieve con clima tropical subhúmedo, precipitación promedio de 1432.3 mm/año y temperatura que oscila entre 23 y 28 °C

(CONAGUA, 2018). De acuerdo con varios autores (Delgado *et al.*, 2010, Smith *et al.*, 2020) existe una estacionalidad marcada, que distingue la temporada de lluvias de la sequía y la temporada de frentes fríos. El área tiene suelo delgado, principalmente Leptosols, Histosols, Vertisols y Gleysols (Fragoso-Servón *et al.*, 2017). La vegetación original era bosque tropical con crecimiento secundario, actualmente grandes extensiones de los tres municipios han sido convertidas a la agroindustria.

Se colectaron muestras de agua subterránea en 14 pozos perforados e instrumentados por la CONAGUA (aproximadamente a 15 m de profundidad) en los municipios de Panabá, Sucilá y Tizimín (Yucatán, Figura 1 y Tabla 1) como parte del programa K135 *Infraestructura de riego y temporal tecnificado* (CONAGUA, 2015). Se realizaron las colectas en 2017 (octubre), 2018 (febrero y mayo) y 2019 (octubre). Las muestras fueron tomadas directamente de las llaves y aspersores instalados en el sistema de riego y se almacenaron en botellas de HDPE de 250 mL, previamente lavadas (detergente libre de fosfatos, HCl 10% y agua Tipo I).

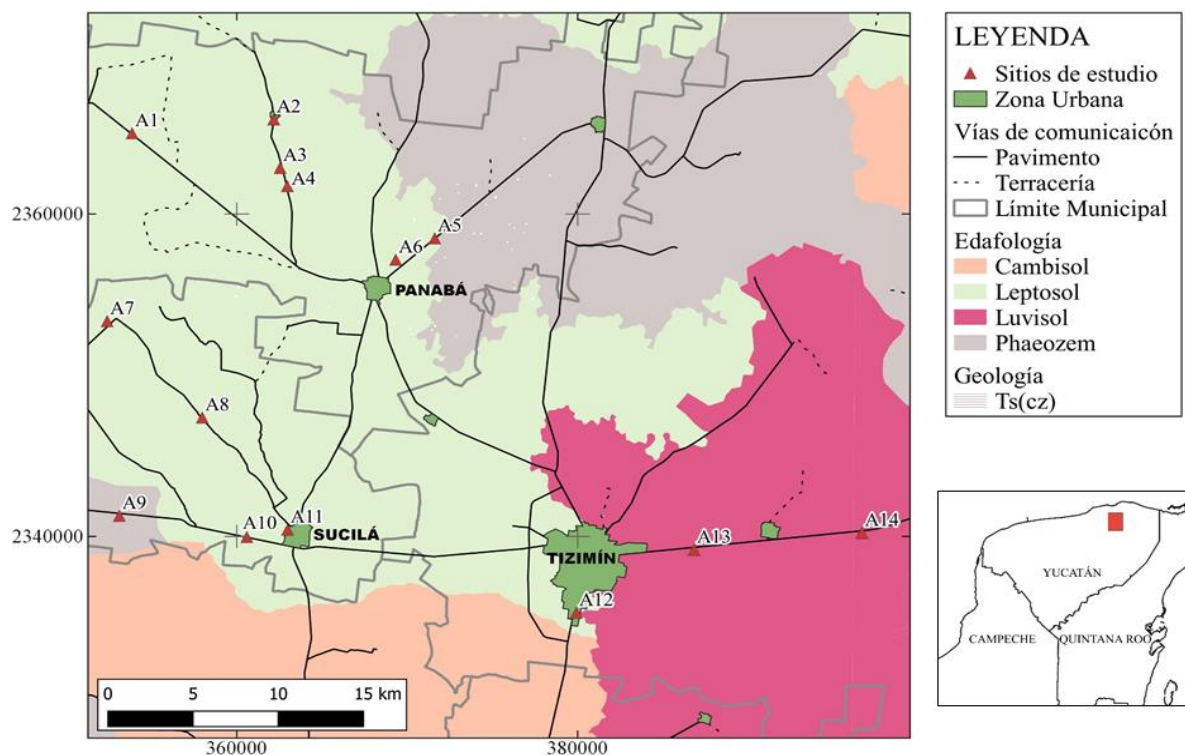


Figura 1. Mapa de ubicación de los sitios de estudio en la zona agroindustrial del noreste de Yucatán. Datos edafológicos obtenidos de cartas 1:250000 (INEGI 2007).

Los parámetros fisicoquímicos registrados *in situ* fueron temperatura (° C), pH, conductividad eléctrica (mS/cm), potencial redox (ORP en mV) y sólidos disueltos totales (mg/L) con sondas HANNA previamente calibradas modelos HI98129 y HI98130. Las muestras se almacenaron en frío no más de 12 h. Al llegar al laboratorio, se separaron sub-muestras para alcalinidad (sin filtrar), nutrientes e iones (filtradas con membrana de nitrocelulosa de 0.45 µm).

La alcalinidad total se midió mediante valoración con ácido (NMX-AA-036-SCFI-2001). Los análisis de nutrientes se realizaron utilizando métodos colorimétricos con espectrofotómetro UV-VIS. Los nitritos se cuantificaron de acuerdo a Strickland y Parsons (1972), el ion amonio con el método de salicilato-hipoclorito (Bower y Holm-Hansen, 1980) y los ortofosfatos de acuerdo al Método EPA 365.3. Los nitratos, sulfatos, cloruro y cationes (Na⁺, K⁺, Mg²⁺ y Ca²⁺) se cuantificaron por cromatografía iónica utilizando un cromatógrafo de iones 822 IC (Metrohm), con un límite de detección de 0.1 mg/L.

Tabla 1. Localización de los sitios de estudio en la zona agroindustrial del noreste de Yucatán.

Municipio	Sitio	Longitud O	Latitud N
Panabá	A1	353859.48	2365010.38
	A2	362171.8	2365874.35
	A3	362545.76	2362865.15
	A4	362971.25	2361736.05
	A5	371616.7	2358493.26
	A6	369330.11	2357169.62
	A7	352400.42	2353355.79
	A8	357978.01	2347374.38
Sucilá	A9	353113	2341278
	A10	360593.91	2339962.36
	A11	362983.35	2340418.96
	A12	379924.16	2335262.82
Tizimín	A13	386834.94	2339167.83
	A14	396685.40	2340221.34

Se graficaron los promedios anuales (± 1 d.e) para mostrar las tendencias en la concentración de sustancias disueltas por el periodo de estudio sin distinción de municipios (Tabla 2). Posteriormente, se les aplicó una prueba de normalidad Anderson Darling (Minitab ver. 18); los resultados con distribución normal se analizaron con un ANOVA de un factor ($\alpha = 0.05$); mientras que los datos que no mostraron distribución normal fueron analizados con la prueba no paramétrica Kruskal Wallis ($\alpha = 0.05$) para comparar diferencias entre años y entre municipios.

Se realizó un dendrograma considerando todas las variables fisicoquímicas medidas en el agua durante los tres años de muestreo para visualizar el agrupamiento formado (enlace completo, distancia Euclidiana y 80% de similitud, Minitab 18). La interpretación del dendrograma se completó con los resultados de 30 entrevistas realizadas a dueños y administradores de propiedades que tuvieran pozo del programa K135 *Infraestructura de riego y temporal tecnificado*. Las entrevistas obtuvieron información sobre la superficie de la propiedad, profundidad del pozo, tiempo de riego (h/día), número de cabezas de ganado, uso de fertilizantes y estiércol y tiempo de operación en actividades agroindustriales.

Con los resultados de los elementos mayores se realizó el diagrama de Piper para identificar las familias de agua, y se produjo la gráfica de Wilcox para determinar su clasificación para irrigación (USDA, 1954). Para estos análisis se usó el software Diagrammes (versión 6.61, Simler 2020).

Finalmente, se calcularon índices y relaciones usadas en estudios agronómicos para evaluar la calidad del agua para riego (Ayers y Westcot 1994, Delgado *et al.*, 2010, Castellón-Gomez *et al.*, 2015, Smith *et al.*, 2015). El índice de salinidad potencial (SP) estima el riesgo de salinización por sales de cloruro y sulfato y se calcula con la ecuación 1

$$SP = Cl^- + \frac{1}{2} SO_4^{2-} \quad (1)$$

La salinidad efectiva (SE) se emplea para estimar el riesgo de precipitación de sales menos solubles (carbonatos de calcio y magnesio, sulfato de calcio) por efecto de la evaporación (Delgado *et al.*, 2010), y es especialmente importante en agua con alto contenido de carbonatos y bicarbonatos y se calculan con reglas de decisión específicas (Palacios Aceves, 1970, Castellón-Gomez *et al.*, 2015). En nuestro caso la regla de decisión aplicable es que $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) < (CO_3^{2-} + HCO_3^-)$, con lo que se estima con la ecuación 2

$$SE = (\sum cationes \text{ o } \sum aniones) Ca^{2+} Mg^{2+} \quad (2)$$

Donde se elige el valor mayo de cationes o aniones para cada caso-. Ambos SP y SE se calculan cuando la conductividad eléctrica es mayor a 0.25 mS/cm.

Se calculó la relación de adsorción de sodio (RAS, ecuación 3) para evaluar riesgo de sodificación.

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{(Mg^{2+} + Ca^{2+})/2}} \quad (3)$$

La relación de carbonato de sodio residual (CSR, ecuación 4) para evaluar riesgo de alcalinización del suelo

$$CSR = (CO_3^{2-} + HCO_3^{-}) - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \quad (4)$$

El índice $CROSS_f$ (por sus siglas en inglés *Cation Ratio of Structural Stability*, ecuación 5), es una generalización del RAS con la misma escala de riesgo, con la diferencia que evalúa el efecto dispersivo del sodio y potasio comparado con el poder floculante de calcio y magnesio del agua de riego (Oster *et al.*, 2016).

$$CROSS_f = \frac{Na+0.56K}{\sqrt{(Ca+0.60Mg)/2}} \quad (5)$$

Todos los iones están expresados en meq/L.

RESULTADOS

Los resultados de los parámetros fisicoquímicos, nutrientes y iones se muestran en la tabla 2. El análisis de normalidad Anderson Darling indica que solo el calcio tiene una distribución normal ($p=0.183$). El ANOVA de un factor para calcio indica que no hay diferencia entre municipios ($F=0.08$, $p=0.920$) pero si hay diferencias entre años ($F=8.75$, $p=0.001$), siendo menor su concentración en 2017 (Tukey HSD, $\alpha=0.05$). Los resultados de comparaciones mediante la prueba Kruskal Wallis para el resto de los parámetros se muestran en la tabla 3. Es importante destacar que solamente el potencial de oxidación-reducción y los nitratos no mostraron diferencia entre municipios ni entre años, y el sodio mostró diferencias entre municipios y años.

Si bien, no siempre hay diferencias significativas en los promedios de las concentraciones de iones, es relevante destacar la tendencia de incremento entre 2017 y 2019 en el pH, amonio y calcio en el agua subterránea; mientras que la conductividad eléctrica, potencial de oxidación-reducción, nitratos, fosfatos, magnesio y sodio muestran tendencias de disminución. Notablemente hay una tendencia de incremento en concentración de iones de sur (Tizimín) a norte (Panabá, Figuras 2,3,4 y Material Suplementario 1). La composición química del área no es homogénea, hay diferencias entre las concentraciones de HCO_3^{-} y Cl^{-} por parte de los aniones y de Na^{+} y K^{+} por parte de los cationes. La característica común es la concentración de sulfato; en todos los sitios y años, es la más baja de todos los aniones mayores.

La mayoría de los pozos del municipio de Panabá se congregan entre ellos en el grupo 1 (A1, A3 - A6). El pozo A2 se agrega con dos pozos de Sucilá (A10 y A11) y dos pozos de Tizimín (A12 y A14) en el grupo 2. El grupo 3 incluye pozos de Sucilá (A7 - A9) con un

pozo de Tizimín (A13; ver Figura 5). Es importante destacar que el grupo algunos ranchos cercanos entre ellos (p. ej. A13 y A14) no se observan en el mismo grupo, mientras que cinco ranchos de Panabá se concentran en el Grupo 1, lo que sugiere que el agrupamiento no responde solamente a la distribución espacial. La mayoría de los pozos de Panabá tienen clara predominancia de Cl^{-} y Na^{+} (exceptuando al sitio A2). Los demás sitios (A7-A14) tienen una composición distinta de cationes y aniones y al parecer sus concentraciones son dependientes de la ubicación geográfica o de las condiciones puntuales del rancho.

Las entrevistas realizadas a 30 dueños o administradores de propiedades indican que la intensidad de riego (estimada por tiempo de operación de bombas) es de una a tres horas por día en el 63% de los casos, mientras que alrededor del 20% de los ranchos riegan por más de cinco horas por día, especialmente en temporada de sequía; no activan las bombas durante la temporada de lluvias. De acuerdo con su conocimiento de la propiedad, el 77% de los pozos esta perforado entre 10 y 30 m de profundidad (≈ 15 m). Respecto al área de las propiedades, el 70% de los ranchos tiene una superficie total menor a 100 ha con 30 o más cabezas de ganado. En el 67% de los casos se usan fertilizantes, mientras el restante 33% aplica estiércol o no usa fertilizantes, aplicándose principalmente en la temporada de lluvias. El 60% de los entrevistados respondió que la ganadería en esas propiedades se ha llevado a cabo entre 5 y 20 años, solo el 30% de los entrevistados mencionan que el rancho ha operado por más de 30 años (Material suplementario 2).

La zona de estudio muestra la siguiente tendencia de los aniones $HCO_3^{-} \geq Cl^{-} > SO_4^{2-}$. La tendencia de los cationes es $Ca^{2+} > Na^{+} > Mg^{2+}$. El agua subterránea de los municipios de este estudio se divide en tres familias de agua principalmente. Los municipios de Sucilá y Tizimín tienen agua bicarbonatada cálcica y clorurada cálcica; mientras que Panabá se encuentra dividido entre agua clorurada cálcica y clorurada sódica-potásica (Figura 6). El municipio de Panabá tiene cierta dispersión debida a la variabilidad que existe en sus cationes (específicamente en sodio y potasio) y al enriquecimiento del ion cloruro. En la Figura 6 (triángulo de cationes, inferior izquierdo) se observa que Panabá tiene valores ligeramente mayores que los demás municipios (de 0 a 0.2 mg K^{+}/L), algunos de ellos atípicos en agua subterránea (mayores a 0.8 mg K^{+}/L y de hasta 1.7 mg K^{+}/L). De manera similar, en el triángulo inferior derecho (aniones) se observa la diferencia de la concentración de cloruros de este municipio con respecto a los demás, lo cual repercute en la familia de agua. En cuanto a los cambios con respecto al tiempo, son también más evidentes las diferencias en Panabá, mientras que los demás no

muestran cambios significativos en su hidroquímica con respecto al tiempo.

Índices Agronómicos

Los índices estimados para los tres años de muestreo muestran gran variabilidad, hasta en el doble del valor máximo respecto al mínimo (Tabla 4), lo cual sugiere heterogeneidad inter-anual. Los índices SP y SE muestran moderado a elevado riesgo de salinización en su uso para riego. Solo 2 pozos representan riesgo leve (A2 y A12). Esto significa que hay alto riesgo de

salinización por sales de cloruro, sulfato y carbonatos, éstos últimos, los dominantes en el agua subterránea. De acuerdo al RAS, únicamente el pozo A1 en Panabá (Grupo 1) muestra riesgo de salinización de ligero a moderado; mientras que el índice CROSS_f (ligeramente mayor a RAS) es una evaluación más conservadora, por lo que el riesgo es de ligero a moderado en la mayor parte de los pozos del Grupo 1, y algunos pozos del Grupo 2 (A7 y A8). En el Grupo 3 no se observa riesgo por salinización. El índice CSR indica riesgo severo de alcalinización para casi todos los sitios.

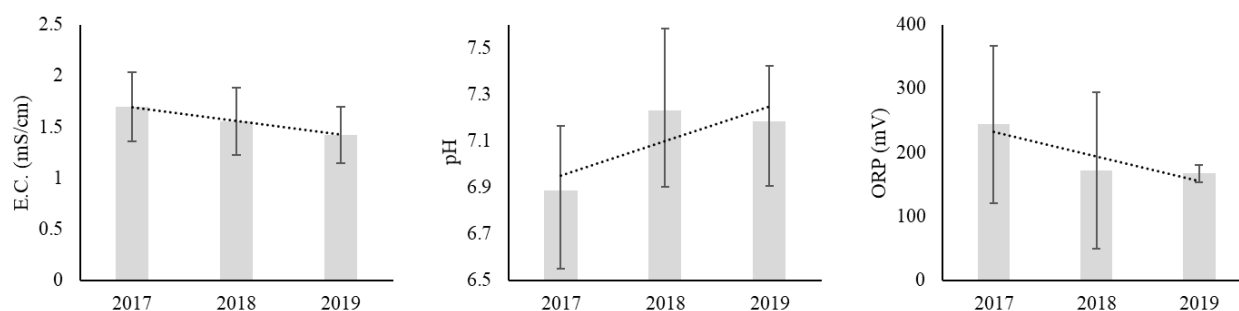
Tabla 2. Valor promedio (± 1 d.e.) de los parámetros fisicoquímicos, nutrientes y iones en zona agroindustrial del noreste de Yucatán medidos entre 2017 y 2019.

Variable	Año	Media	d.e.	Variable	Año	Media	d.e.
Fisicoquímicos				Nutrientes			
Temp (°C)	2017	28.4	2.7	N-NO ₂ ⁻ mg/L	2017	0.03	0.07
	2018	27.6	2.2		2018	0.02	0.07
	2019	28.7	1.5		2019	0.15	0.46
CE (mS/cm)	2017	1.70	0.34	N-NO ₃ ⁻ mg/L	2017	7.67	5.11
	2018	1.55	0.33		2018	5.77	3.60
	2019	1.42	0.28		2019	6.08	4.28
SDT (g/L)	2017	0.85	0.17	N-NH ₄ ⁺ mg/L	2017	0.20	0.19
	2018	0.77	0.16		2018	0.09	0.06
	2019	0.71	0.14		2019	0.26	0.35
pH	2017	6.9	0.3	P-PO ₄ ⁻³ mg/L	2017	0.53	0.24
	2018	7.2	0.4		2018	0.05	0.03
	2019	7.2	0.2		2019	0.11	0.11
ORP (mV)	2017	243.9	123.6				
	2018	172.4	122.7				
	2019	167.1	14.0				
Aniones				Cationes			
S-SO ₄ ⁻² mg/L	2017	19.1	6.8	Mg ²⁺ mg/L	2017	67.6	22.0
	2018	15.8	5.5		2018	55.1	17.2
	2019	22.5	13.6		2019	50.2	10.6
Cl ⁻ mg/L	2017	316.8	143.1	Ca ²⁺ mg/L	2017	79.8	30.7
	2018	291.4	131.8		2018	115.5	38.4
	2019	343.4	142.8		2019	126.0	5.4
HCO ₃ ⁻ mg/l	2017	n.c.	n.c.	Na ⁺ mg/L	2017	171.4	70.5
	2018	481.1	53.4		2018	128.8	85.4
	2019	470.8	38.2		2019	158.5	58.4
				K ⁺ mg/L	2017	11.4	16.3
					2018	7.4	9.1
					2019	9.0	11.3

Temperatura en °C, CE: conductividad eléctrica, SDT: Sólidos disueltos totales, ORP: potencial de óxido-reducción. NO₂⁻ nitritos, NO₃⁻ nitratos, NH₄⁺ amonio, PO₄⁻³ fosfatos, SO₄⁻² sulfatos, Cl⁻ cloruros, HCO₃⁻ bicarbonato, Mg²⁺ magnesio, Ca²⁺ calcio, Na⁺ sodio y K⁺ potasio.

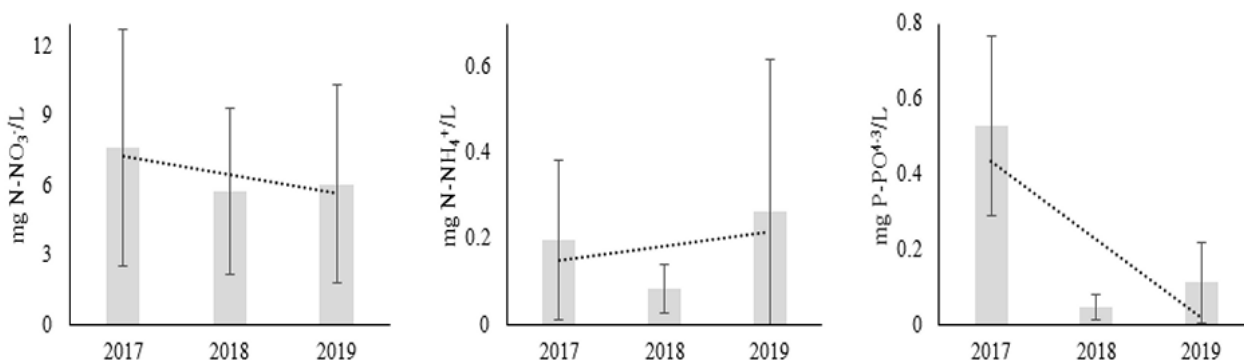
Tabla 3. Resultados de la prueba Kruskal Wallis ($\alpha=0.05$) de los parámetros fisicoquímicos, nutrientes y iones en la zona agroindustrial del noreste de Yucatán. *n.s.* no significativo.

Parámetro	Significancia		Mediana (Valor Z)
	Temporal	Espacial	
Conductividad eléctrica (mS/cm)	<i>n.s.</i>	H=23.7, $p<0.0001$	Tizimín < Sucilá < Panabá
pH	H=9.97, $p=0.007$	<i>n.s.</i>	2017 < 2019 \approx 2018
Redox (mV)	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	
Nitritos (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	H=7.12, $p=0.028$	<i>n.s.</i>	2019 < 2018 \approx 2017
Nitratos (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	
Amonio (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	H=13.26, $p=0.001$	<i>n.s.</i>	2018 < 2017 < 2019
Fosfatos (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	H=30.69, $p<0.0001$	<i>n.s.</i>	2018 < 2019 < 2017
Sulfatos (mg S-SO ₄ ⁻² /L)	<i>n.s.</i>	H=26.26, $p<0.0001$	Tizimín < Sucilá < Panabá
Cloruros (mg Cl ⁻ /L)	<i>n.s.</i>	H=19.09, $p=0.001$	Tizimín < Sucilá < Panabá
Magnesio (mg Mg ²⁺ /L)	<i>n.s.</i>	H=18.52, $p<0.0001$	Tizimín < Sucilá < Panabá
Sodio (mg Na ⁺ /L)	H=6.22, $p=0.045$	H=12.25 $p=0.002$	2018 < 2019 < 2017
Potasio (mg K ⁺ /L)	<i>n.s.</i>	H=26.9, $p<0.0001$	Tizimín < Sucilá < Panabá

**Figura 2.** Tendencia trienal (2017-2019) de la conductividad eléctrica (mS/cm), valor de pH y potencial de oxidación-reducción (mV) en la zona agroindustrial del noreste de Yucatán.

La grafica de Wilcox (Figura 7) indica que la clasificación del agua para riego corresponde a agua de alta salinidad (conductividad eléctrica en clase C2 y C3), con bajo a medio contenido de sodio (RAS 1 y 2).

Dos muestras del municipio de Panabá tienen agua con muy alta salinidad (C4 RAS 2), la cual no es recomendable para irrigación.

**Figura 3.** Tendencia trienal (2017-2019) de los nutrientes nitratos (mg N-NO₃⁻/L), amonio (mg N-NH₄⁺/L) y fosfatos (mg P-PO₄⁻³/L) en la zona agroindustrial del noreste de Yucatán.

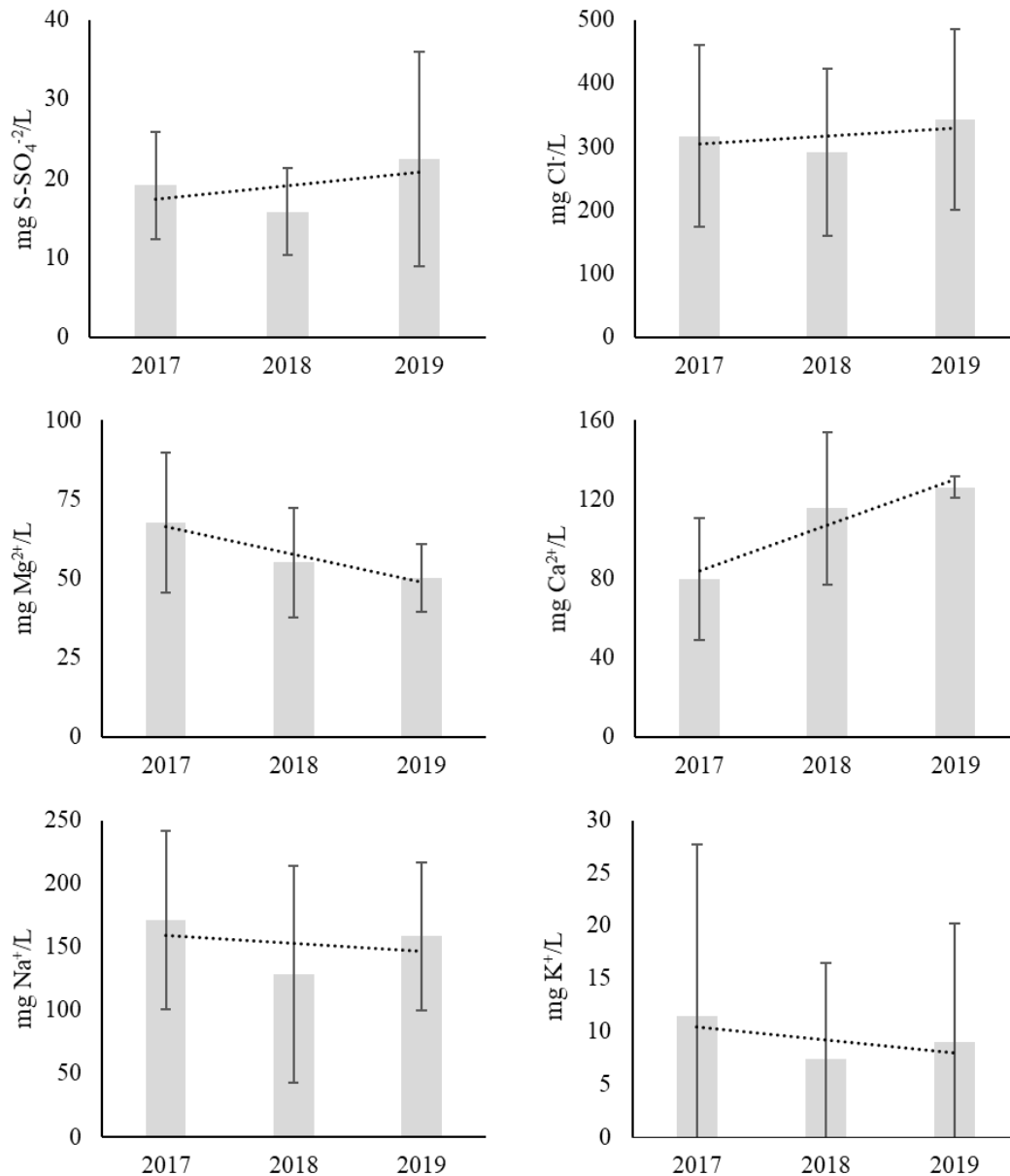


Figura 4. Tendencia trienal (2017-2019) de aniones (sulfato y cloruro) y cationes (magnesio, calcio, sodio y potasio) en la zona agroindustrial del noreste de Yucatán.

DISCUSIÓN

De acuerdo con los tres años de análisis geoquímicos del agua subterránea de la región agroindustrial del oriente de Yucatán, observamos tendencias de cambio en las variables fisicoquímicas más frecuentemente medidas en agua (conductividad eléctrica, pH, iones y nutrientes), así como variabilidad en la calidad del agua para irrigación. Los parámetros medidos que registraron tendencia de disminución son los nutrientes nitratos y fosfatos, la conductividad eléctrica, el potencial redox y algunos iones como son magnesio,

sodio y potasio. Solo en el caso de los nutrientes y el sodio la diferencia interanual es significativa. Consideramos que estas variaciones pueden deberse al régimen de riego o cambio en ella intensidad de uso de fertilizantes y estiércol. Otra posibilidad es la variabilidad en la precipitación pluvial interanual, desafortunadamente no contamos con datos meteorológicos de estos tres años para corroborar nuestra hipótesis. Smith *et al.* (2020) encontraron tendencia a la baja en ciertos iones en respuesta a la variación intra-anual en precipitación pluvial, atribuida a un efecto de dilución.

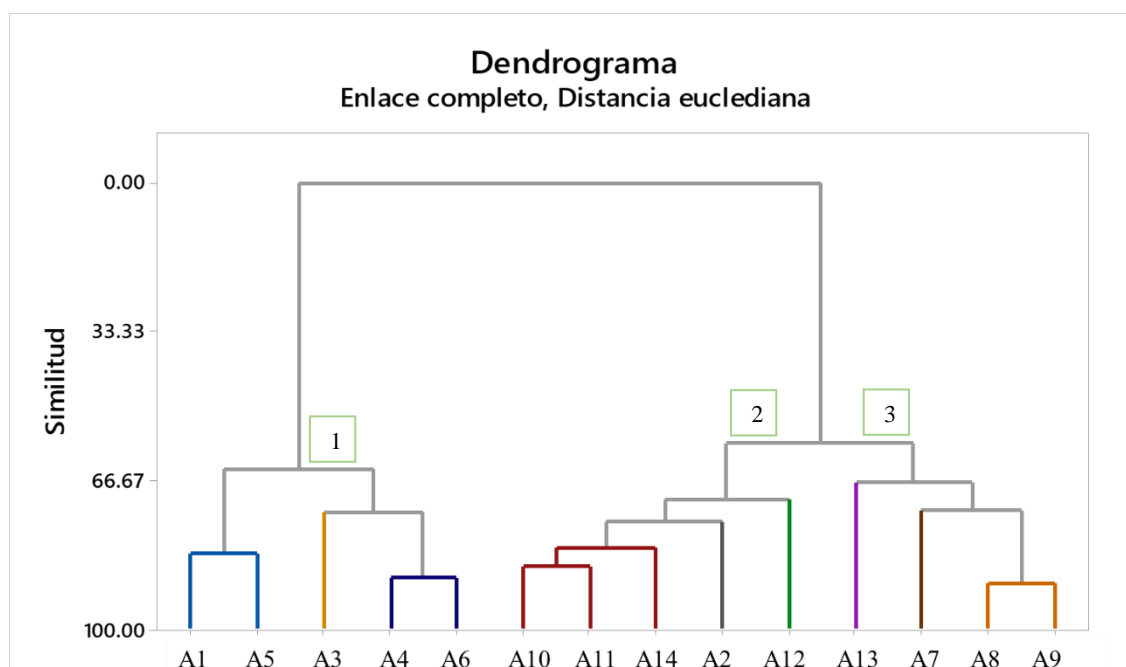


Figura 5. Dendrograma de agrupamiento de pozos de riego en la zona agroindustrial del noreste de Yucatán. 80% de similitud.

Tabla 4. Índices agronómicos de riesgo a salinización (CE), sodificación (*Relación de Absorción de Sodio RAS* y Cation Ratio of Structural Stability $CROSS_r$) y alcalinización (*Carbonato de sodio residual CSR*) por riego con agua subterránea en zona agroindustrial del noreste de Yucatán. Riesgo: 0 – Ninguno, 1 – Ligero, 2 – Moderado, 3 – Severo.

Sitio	Municipio	C.E. (mS/cm)	SP		SE			RAS			$CROSS_r$			CRS		
			Min	Max	Min	Max	Riesgo	Min	Max	Riesgo	Min	Max	Riesgo	Min	Max	Riesgo
A1	Panabá	1.8 - 2.3	15.0	16.9	12.3	16.9	3	4.0	8.1	1-2	4.5	9.3	1-2	4.6	11.8	3
A2		1.1 - 1.4	3.7	6.2	2.6	4.7	1-2	0.5	1.2	0	0.8	1.8	0	6.6	10.2	3
A3		1.6 - 1.9	13.6	16.8	8.4	15.8	3	3.3	6.5	0	3.8	8.0	1-2	0.9	10.9	2 - 3
A4		1.7 - 2.2	11.2	15.6	7.3	14.0	3	1.4	4.9	0	1.6	5.7	0	6.4	7.5	3
A5		1.7 - 2.1	13.3	15.4	13.1	15.0	3	4.1	5.8	0	4.6	6.6	1-2	6.9	11.8	3
A6		1.7 - 2.1	11.9	14.6	9.5	12.9	2	2.6	4.5	0	3.0	5.2	0	6.8	10.8	3
A7	Sucilá	1.2 - 1.7	6.5	10.0	3.4	9.5	2	1.2	3.9	0	1.4	4.4	1-2	2.6	10.5	2 - 3
A8		1.3 - 1.6	7.5	8.4	6.8	7.8	2	1.9	2.9	0	2.3	3.5	0-1	6.7	11.4	3
A9		1.4 - 1.8	7.7	11.0	4.4	10.3	2	1.1	4.2	0	1.3	4.9	0	6.7	10.6	3
A10		1.1 - 1.4	4.4	5.7	2.9	6.3	2	1.1	2.2	0	1.3	2.3	0	9.3	12.1	3
A11	Tizimín	1.3 - 1.6	6.0	9.2	3.9	9.5	2	1.4	2.6	0	1.6	3.1	0	4.7	12.5	3
A12		1.2 - 1.8	3.5	7.5	3.7	6.4	1-2	1.0	2.4	0	1.1	2.7	0	6.9	8.6	3
A13		1.2 - 1.5	6.4	7.9	4.0	7.5	2	1.2	2.9	0	1.3	3.2	0	7.8	9.7	3
A14		1.1 - 1.3	5.0	7.0	4.6	7.4	2	1.7	2.5	0	2.0	2.8	0	7.8	10.5	3

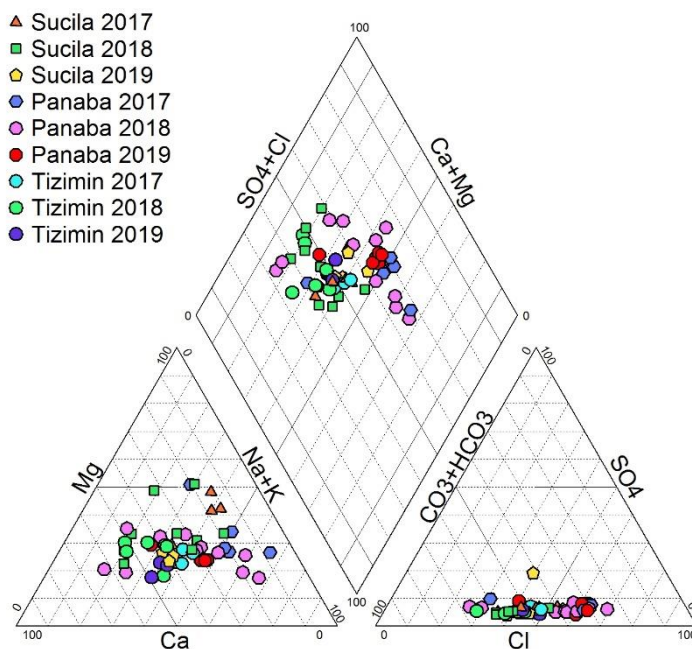


Figura 6. Diagrama de Piper. Los municipios de Sucilá y Tizimín tienen agua de tipo bicarbonatada cálcica y clorurada cálcica. Panabá tiene agua de tipo clorurada cálcica y clorurada sódica-potásica.

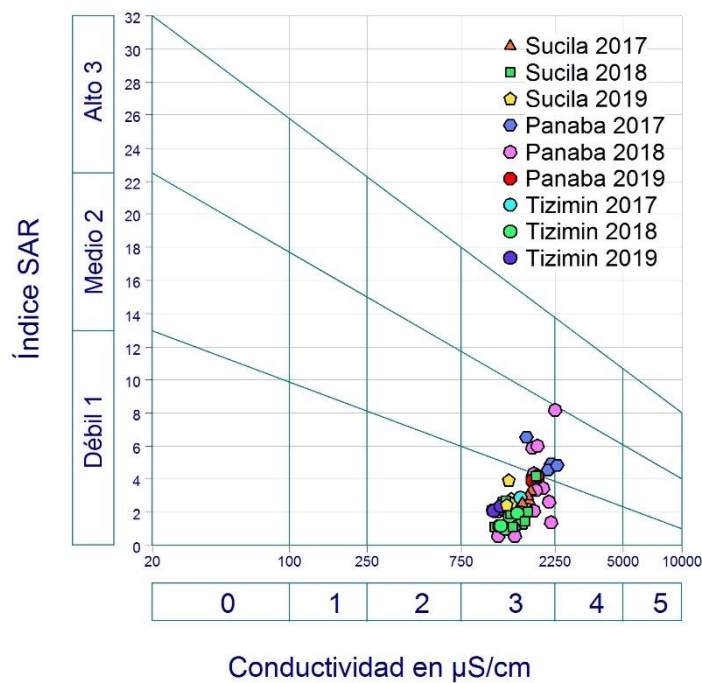


Figura 7. Diagrama de Wilcox para la clasificación de agua de riego. Categorías de conductividad eléctrica: 1 – baja; 2 – media; 3 – alta; 4 – muy alta.

Otra posible causa de la disminución en las concentraciones de nutrientes es la reducción en la aplicación de fertilizantes o el mejor aprovechamiento de éstos. De acuerdo con entrevistas con los productores, es común el uso de estiércol, el cual tiene un alto contenido de potasio y nitrógeno (López-Martínez *et al.*, 2001, Long *et al.*, 2018). La disminución en el uso de estiércol podría verse reflejado como menor entrada de nutrientes al acuífero. Nuestros resultados sugieren que la variabilidad que existe en las concentraciones de potasio está relacionada con variaciones intra- e interanuales y probablemente por la intensidad y uso de fertilizantes. Los pozos de Tizimín parecen tener la composición común de agua subterránea en cuanto a potasio se refiere (Pérez-Ceballos *et al.*, 2012).

El potencial de oxidación-reducción tiene relación directa con oxígeno disuelto; sin embargo, medición indirecta en agua subterránea conlleva posibles errores puesto que, por el bombeo, el valor medido puede ser más alto que el valor verdadero por invasión del oxígeno atmosférico (Back y Barnes, 1965). Esta medición es común en acuíferos poco profundos (Back y Barnes, 1965, Kumar y Riyazuddin, 2012) y la medición de condiciones oxidantes (> 300 mV) se puede atribuir a la entrada reciente de agua (Fetter, 2000). Esta variable podría explicarse mejor mediante la variación intra-anual, pues los valores más positivos sugieren recarga y valores menos positivos, los periodos del año donde el oxígeno fue consumido. En estas circunstancias, podemos argumentar que posiblemente tenemos evidencia de entrada de agua al acuífero en 2017 y no en 2019, apoyados en la tendencia de disminución de los nitratos, que son aceptores de electrones en condiciones moderadamente reductoras. Simultáneamente, los sulfatos tienden a incrementar al no haber condiciones netamente reductoras. La tendencia de incremento de amonio durante el periodo de tres años pudiera también asociarse a la presencia de menor tensión de oxígeno, identificada como condiciones moderadamente reductoras en el acuífero (100 a 300 mV, Barcelona *et al.*, 1989).

Si bien los fosfatos son constituyentes naturales de rocas, su presencia en agua subterránea está claramente asociada con la aplicación de fertilizantes, estiércol o materia orgánica proveniente de residuos agrícolas (Lavie *et al.*, 2010, Tonderski *et al.*, 2017). La posibilidad de dilución de la concentración de fosfatos medida en el agua subterránea por efecto de lluvia contrasta con lo encontrado por Kilroy y Coxon (2005) en acuíferos kársticos. Ellos observaron que algunas especies de fósforo tienen una respuesta hidrológica, siendo movilizados cuando en eventos de lluvia o cuando hay exceso de humedad en el suelo. Es posible que mecanismos adicionales estén controlando la concentración y disponibilidad del fósforo en solución,

como la retención de fósforo en arcillas carbonatadas y no carbonatadas (Zhou y Li, 2001) o la tendencia de formar fosfato de calcio amorfo en condiciones de alta concentración de bicarbonato y magnesio (Cao y Harris, 2008). Además, existe evidencia en áreas de cultivo de regiones kársticas donde se retienen fósforo en mayor proporción de lo convencionalmente considerado (Jarvie *et al.*, 2014). La posible combinación de los fenómenos antes mencionados significa que el fosfato no siempre esté disponible en solución para su cuantificación, o bien, tiene cierta variabilidad intra-anual e inter-anual por efecto de la aplicación de fertilizantes o estiércol y la estacionalidad. Si la suposición de retención de fósforo en el acuífero es correcta, la liberación y movilización del fósforo retenido en el futuro será una fuente de P en las zonas de descarga de agua subterránea, ya sean terrestres o marinas.

El ion cloruro (Cl^-) es un trazador adecuado para zonas agrícolas por su carácter conservativo y la disminución de éste debe relacionarse a mezcla con agua de diferente concentración y la absorción del ion por parte de los cultivos (Lin *et al.*, 2013). Es decir, consideramos posible la dilución por efecto de diferente régimen e intensidad de riego entre ranchos, puesto que el cloruro muestra diferencias entre sitios, mas no entre años. Es importante resaltar que los pozos de Panabá muestran incremento en Cl^- en 2018 y 2019, atribuible a la agroindustria y la evaporación de agua de riego, ya que los valores en la mayoría de los pozos la relación Na/Cl difiere de la reportada para agua de mar y agua de lluvia (1-1.2 y 0.86; Jiang *et al.*, 2010, Møller, 1990). En los pozos muestreados de Sucilá y Tizimín, el origen o aporte de estos iones son dependientes de cada sitio.

La tendencia de incremento en pH sugiere ligeros procesos de alcalinización. Aunque la evidencia no es concluyente puesto que el periodo de análisis es corto. Medina-Gonzalez y Santos-Flores (2015) reportan que entre 1998 y 1999 en ranchos de Sucilá, midieron valores de pH frecuentemente menor a 7 y Perry *et al.* (2002) reporta pH=7.01 en un pozo de Panabá; lo cual apoya nuestras observaciones y tendencia de incremento en pH. Esta observación es apoyada por el CSR (Carbonato de sodio residual) que muestra tendencia de riesgo moderado y severo de alcalinización en el suelo por riego con el agua de los pozos muestreados.

En la zona central de Yucatán dominan los Leptosols, siendo de color rojo en las planicies y de color negro en los montículos. Una diferencia importante entre ellos es el contenido de carbonatos (hasta 45% en suelos negros y menos de 5% en suelos rojos); ambos suelos suelen ser someros lo que limita su uso para actividades agrícolas. (Estrada-Medina *et al.*, 2019). En la zona de muestreo de la región agroindustrial del

noreste de Yucatán, dominan los Leptosols con áreas de Luvisols y Cambisols (INEGI, 2013, Bautista *et al.*, 2015). Los Leptosols son suelos delgados, común en áreas erosionadas de potencial limitado, algunos suelos negros pueden tener alta concentración de materia orgánica y fósforo (Estrada-Medina *et al.*, 2016) pero la composición mineralógica es similar (Bautista-Zuñiga *et al.*, 2003) por lo cual suponemos que la diferencia en el contenido iónico del agua no es altamente modificada por el suelo, sino por la interacción agua-roca ésta es la que modifica considerablemente la química del agua usada para irrigación. El agua subterránea está frecuentemente saturada por magnesio por disolución de dolomita (Cejudo *et al.*, 2020) y puede estar correlacionado con sulfatos por la disolución de roca (Perry *et al.*, 2002). La procedencia de estos cationes es debida a la disolución de minerales carbonatados (Ledesma-Ruiz, 2015; Kumar *et al.*, 2009). Al no ser un área conocida por una geología con predominancia de yeso o rocas clásticas sino en su mayoría compuesta por roca caliza, los aportes de sulfato de otras fuentes (interacción agua roca o deposiciones atmosféricas) no son considerables (Jiang *et al.*, 2009).

El dendrograma de similitud sugiere que el agrupamiento de pozos no responde directamente a la distribución espacial, sino posiblemente a una combinación de factores como la intensidad de riego (McDowell y Houlbrooke, 2009), diferentes estrategias de rotación de ganado o número de cabezas por rancho (Stockdale, 1984), manejo de pastos, rotación o mezcla de especies forrajeras (Nobilly *et al.*, 2013), o una combinación de ellos. Las respuestas de las entrevistas indican que el riego dura entre 1 y 3 h/día, en buena medida por los costos energéticos que representa. El riego se realiza principalmente en la época de sequía, ya que durante las lluvias no es necesario el riego de los pastos o parcelas de pastoreo (*i.e.* potreros). Puesto que el número de cabezas de ganado es bajo para la superficie que se declara, suponemos que la productividad de biomasa vegetal no es suficiente, ya sea por características del suelo (ver *Índices agronómicos*) o el manejo de rotación que se hace en parcelas no sembradas. Por ejemplo, los ranchos A2, A3, A4 y A5 tiene superficies dedicadas a la siembra de pasto forrajero al tiempo de tener potreros sin siembra que usan en rotación. En todos ellos los nitratos, amonio, fosfatos y el potasio son elevados, atribuible a la continua aplicación (y posterior lixiviado) de estiércol por la itinerancia del ganado.

Adicional a la aportación de nutrientes al agua subterránea por lixiviados derivados del estiércol, el 67% de los entrevistados aplican fertilizante, principalmente en la temporada de lluvias. No obstante, hay aplicación de fertilizantes en la temporada de secas, que, en conjunto con el riego,

puede aportar nutrientes y otros iones al agua subterránea, especialmente si hay sobre-aplicación de agroquímicos o el riego no es realizado en la forma adecuada. Es importante destacar que el 60% de los entrevistados menciona que las actividades agroindustriales de siembra de pasto forrajero y rotación de ganado entre parcelas se han llevado a cabo entre 5 y 20 años, solo el 30% de los ranchos se han operado por más de 30 años, lo cual sugiere que la aplicación de fertilizantes y el estiércol de ganado ha sido continua, posiblemente no con la misma intensidad.

El cambio observado en la geoquímica del agua subterránea de esta zona está dentro de lo esperado, dado el periodo del uso agroindustrial y la intensidad y manejo del ganado. Esta tendencia se ha observado en otros países (Chourasia y Tellam, 1992, Stigter *et al.*, 1998, Rodvang *et al.*, 2004). Al no tener registros históricos que permitan tomar decisiones o estrategias de manejo con mejores elementos, consideramos que es necesario el establecimiento de monitoreo de agua de riego a mediano (5-10 años) y largo plazo (>20 años), tal y como se llevan a cabo para agua de consumo humano en la red de monitoreo de la CONAGUA. Con esta contribución, proponemos establecer el monitoreo de agua subterránea en la región agroindustrial del noreste de Yucatán.

Índices agronómicos

La calidad del agua de riego de un cultivo ayuda a establecer metas de rendimiento del cultivo, considerando la distribución y proporción de minerales que serán absorbidos por la planta en todo el ciclo. Las programaciones de los riegos debieran estar relacionadas con la nutrición de la planta; no observar la calidad del agua en acuíferos kársticos y establecer programas de riego sin vigilancia puede llevar a degradación del suelo por patógenos (Lothrop *et al.*, 2018), salinización, sodificación y alcalinización (Ayers y Westcot, 1994). Para evaluar las limitaciones del uso de agua para riego se han generado criterios cuantitativos de amplio uso agronómico como el contenido de sales, el efecto del sodio en el suelo, o la toxicidad de ciertos compuestos (como cloruros) en las plantas. Dado que el agua usada para riego está sujeta a evaporación, es propensa al incremento en la concentración de iones en el suelo y el precipitado de minerales. El índice SP estima que el riesgo de salinización por sales de cloruro y sulfato es de medio a alto para ésta zona de Yucatán, por lo que se pudiera haber un aumento en la presión osmótica del suelo (Castellón-Gomez *et al.*, 2015), que pueda perjudicar en el futuro los rendimientos de los pastos sembrados en la zona. La SE da una estimación del peligro que presentan las sales solubles en el agua de riego al pasar a formar parte de la solución del suelo, pues estima la precipitación de las sales menos solubles (sulfato de

calcio, carbonatos de calcio y magnesio). Este proceso es mucho más relevante cuando el agua de riego tiene alto contenido de carbonatos y bicarbonatos (Castellón-Gómez *et al.*, 2015) como lo son tres pozos del municipio de Panabá (A3, A4 y A5) con riesgo elevado en ambos índices.

Si bien es necesario cierto contenido de iones para promover la floculación de partículas en el suelo y contribuir a la estabilidad de los agregados, el exceso de iones sodio tiene un efecto defloculante, promoviendo la dispersión del suelo (Bauder y Brock, 2001). Los índices RAS y CROSS_f evalúan la relación de cationes, no obstante, el índice CROSS_f estima el poder floculante relativo de potasio y magnesio respecto a los otros iones (algunas veces el amonio es despreciable, Smith *et al.*, 2015). CROSS_f es ligeramente mayor a RAS ya que es más conservativo (mayores previsiones) y se propone su uso en lugar de RAS por incluir los cuatro cationes mayores y estimar el impacto de agua de riego con alto contenido de iones en los cambios en permeabilidad del suelo (González-Acevedo *et al.*, 2016, Oster *et al.*, 2016). El índice CSR indica la alcalinidad residual; es decir, la alcalinidad menos las concentraciones de Mg+Ca (meq/L) y se relaciona a la precipitación de calcita y Mg-silicatos. El agua de riego donde el RAS y CSR son similares en magnitud, sugiere que, cuando el agua entra en contacto con el suelo, este se comporta como un buffer liberando cationes divalentes, los cuales posteriormente pueden ocasionar precipitación de minerales. Este intercambio de cationes modifica la alcalinidad y sugiere que la sodificación de éstos suelos puede ser intensa (Condom *et al.*, 1999). Los pozos de Panabá tienen enriquecimiento de sodio y cloruros, lo cual genera diferencias entre las familias de agua de municipios relativamente cercanos. Asumimos que este enriquecimiento puede deberse a salinización del agua subterránea (no por intrusión salina) y actividades agroindustriales, ya que la relación Na/Cl difiere de la reportada para agua de mar y agua de lluvia. Las tendencias de iones descritas en estos sitios son comunes para el agua subterránea del noreste de la península de Yucatán (Cejudo *et al.*, 2020).

El agua de riego de estos pozos es de sodicidad baja a media pero elevada en sales, que puede tener efectos negativos por el sodio intercambiable, especialmente en condiciones de baja permeabilidad. Independientemente del manejo y prácticas del suelo y su mejoramiento, el agua de salinidad muy alta (pozos de Panabá) debiera ser usada para riego solo ocasionalmente y cuidando que sea en suelo de alta permeabilidad y con plantas de alta tolerancia a la salinidad (USDA, 1954). El gráfico de Wilcox tiene un alto valor agronómico práctico tanto para el agricultor como para el técnico especializado, puesto que el agua de los pozos se agrega en grupos relacionados con la

conductividad eléctrica, que se mide directamente en campo. Con esta figura se puede estimar el efecto real de la conductividad eléctrica alta en términos del daño al crecimiento de las plantas. Sin embargo, la evaluación de riesgo mediante los índices agronómicos aquí presentados se restringe a las propiedades del agua de riego y no considera las propiedades del suelo para permitir o mitigar las tendencias antes mencionadas ocurran; esto dependerá de manera local del suelo y su manejo agronómico específico.

El estudio de la calidad del agua de riego realizado por Delgado *et al.* (2010) para el estado de Yucatán, ubica los pozos aquí muestreados cerca de la zona no es recomendable para agricultura (zona I) y la zona de calidad media con aceptables valores de cloruros y potencial de salinización (zona VI). Nuestros resultados muestran valores similares en los índices SP y SE, de calidad media. El índice RAS mayor a 2 se cuantificó en pozos de la zona IV, lo cual sugiere que en 10 años ha habido cambio en ésta condición, incrementando la potencial sodificación y el riesgo de que pueda haber suelos desagregados o con poca integridad. Para poder tener certeza sobre las tendencias es necesario generar datos históricos para generar mejores estrategias antes del mayor desarrollo agrícola en la región, así como el estudio de los suelos.

En la zona IV el suelo se identifica con buen drenaje, no obstante, nuestros resultados sugieren que valores altos de CSR representan menor aptitud del agua para uso en irrigación por riesgo de alcalinización. Cualquier práctica agronómica o potencial afectación por el agua de riego que afecte la tasa de infiltración o la capacidad de drenaje del suelo, puede generar un efecto adverso en la floculación del suelo. Los suelos alcalinos se inundan con facilidad y pueden reducir o limitar la disponibilidad de micronutrientes (Cu, Fe, Zn) o la penetración y disposición de las raíces (White *et al.*, 2013). Si algunos de los pozos muestreados fuesen usados ocasionalmente para consumo humano, nitritos, nitratos y sodio representarían riesgo a la salud (NOM-127- SSA1-1994).

Finalmente, la interpretación de nuestros resultados gira alrededor del agua subterránea usada para riego, sin considerar el total de las propiedades del suelo y su capacidad de amortiguar los impactos de la salinización, alcalinización o sodificación. Para lograr una aproximación agronómica completa será necesario involucrar la germinación, crecimiento y el vigor de las plantas, así como el estudio de los suelos.

CONCLUSIONES

Los resultados de la comparación de tres años de muestreo indica que no todos los parámetros medidos (físicoquímicos, iones y nutrientes) presentaron diferencias estadísticas entre sitios y/o entre años. No

obstante, entre 2017 y 2019 en el agua subterránea se observa tendencia de incremento en el pH, amonio y calcio, mientras que la conductividad eléctrica, potencial redox, nitratos, fosfatos, magnesio y sodio tuvieron tendencias de disminución. Respecto a las tendencias espaciales, hay incremento en la concentración de iones de sur a norte, es decir, los menores valores se observaron en Tizimín y los mayores en Panabá. El dendrograma sugiere que el agrupamiento también responde a factores como la intensidad de uso de fertilizantes y estiércol, número de cabezas de ganado, régimen de riego, manejo de ganado, rotación o de pastos forrajeros o una combinación de ellos. La química del agua subterránea aquí descrita y los índices agronómicos usados en esta investigación muestran que ha habido cambios en la calidad del agua para riego en los últimos 10 años, tendiendo a la sodificación y con alto riesgo de alcalinización. La salinidad del agua sigue siendo alta. Es necesario el establecimiento de un monitoreo de agua subterránea en la región agroindustrial del noreste de Yucatán en conjunto con las asociaciones ganaderas, para que sea usado por los productores como herramienta de toma de decisiones fundamental para ajustar las estrategias aplicables a la agroindustria por efecto de cambios en la calidad del agua subterránea. Con esta investigación proponemos sentar las bases de un monitoreo de agua subterránea en la zona este de Yucatán.

Agradecimientos

A las Asociaciones Ganaderas locales de los municipios de Tizimín, Panabá y Sucilá por permitir acceso a los ranchos y toma de muestras de agua. Al M. en C. Jose J. Solís Calderon (INIFAP) por las facilidades otorgadas. A Dino Demidof (IICA Surinam-CICY) y Chaney St. Martin (IICA Trinidad y Tobago) por sus valiosas opiniones y comentarios en la interpretación agronómica y de los índices calculados.

Financiamiento. Al proyecto Cátedras CONACYT 2944 *Modelación del ciclo del agua en la Península de Yucatán*, Iniciativa Yucatán-Texas A&M University-Tier II Grant No.70163. AMEXCID por la Beca de Excelencia del Gobierno de México para D.N.I. Smith.

Cumplimiento de estándares de ética. La investigación se llevó a cabo de acuerdo con las regulaciones nacionales e internacionales aplicables para realizar investigaciones científicas. No se realizaron experimentos con organismos vivos.

Conflicto de Intereses. Los autores no tienen algún conflicto de intereses.

Disponibilidad de datos. Conjunto de datos disponible en

<http://cicy.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1003/1708>

REFERENCIAS

- Andrade-Gómez, L., Rebolledo-Vieyra, M., Andrade, J.L., López, P.Z., Estrada-Contreras, J., 2019. Karstic aquifer structure from geoelectrical modeling in the Ring of Sinkholes, Mexico. *Hydrogeology Journal*. 27, 2365. 10.1007/s10040-019-02016-w
- Aranda-Cirerol, N., Comín, F., Herrera-Silveira, J. 2011. Nitrogen and phosphorus budgets for the Yucatán littoral: an approach for groundwater management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 172, pp.493-505. 10.1007/s10661-010-1349-z
- Ayers, R.S., Wescott, D.W. 1994. Water quality for agriculture. *FAO Irrigation and Drainage Paper 29*. Rev. 1. Rome, Italy.
- Baccaro, K., Degorgue, M., Lucca, M., Picone, L., Zamuner, E., Andreoli, Y. 2006. Calidad del agua para consumo humano y riego en muestras del cinturón hortícola de Mar del Plata. *RIA Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 35(3), pp.95-110.
- Back, W., Barnes, I. 1965. Relation of electrochemical potentials and iron content to ground-water flow patterns. Vol. 498. *US Government Printing Office*. 10.3133/pp498C
- Barcelona, M.J., Holm, T.R., Schock, M.R., George, G.K. 1989. Spatial and temporal gradients in aquifer oxidation-reduction conditions. *Water Resources Research*, 25(5), pp.991-1003. 10.1029/WR025i005p00991
- Batllorei Sampedro, E. 2016. Condiciones Actuales del Agua Subterránea en la Península de Yucatán. En: Chávez-Guzmán, M. ed. *El Manejo del agua a través del tiempo en la Península de Yucatán*. Universidad Autónoma de Yucatán; Centro de Investigaciones Regionales Dr. Hideyo Noguchi; Fundación Gonzalo Río Arronte IAP; Consejo de Cuenca de la Península de Yucatán. Cap. 7.
- Bauder, J.W., Brock, T.A. 2001. Irrigation water quality, soil amendment, and crop effects on sodium leaching. *Arid Land Research and Management*. 15(2), pp.101-113. 10.1080/15324980151062724
- Bauer-Gottwein, P., Gondwe, B.R., Charvet, G., Marín, L.E., Rebolledo-Vieyra, M., Merediz-Alonso, G. 2011. The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 19(3), pp.507-524. 10.1007/s10040-010-0699-5

- Bautista, F., Frausto, O., Ihl, T., Aguilar, Y. 2015. Actualización del mapa de suelos del Estado de Yucatán México: Enfoque geomorfopedológico y WRB. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 2(6), pp. 303-315.
- Bautista-Zúñiga, F., Jiménez-Osornio, J., Navarro-Alberto, J., Manu, A., Lozano, R. 2003. Microrelieve y color del suelo como propiedades de diagnóstico en Leptosoles cársticos. *Terra Latinoamericana*, 21(1), pp.1-11.
- Bower, C.E, Holm-Hansen, T., 1980. A salicylate-hypochlorite method for determining ammonia in seawater. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37, pp. 794-798. 10.1139/f80-106
- Burri, N.M., Weatherl, R., Moeck, C., Schirmer, M. 2019. A review of threats to groundwater quality in the anthropocene. *Science of the Total Environment*. 684, pp.136-154. 10.1016/j.scitotenv.2019.05.236
- Cabrera Sansores, A., Pacheco-Avila, J., Cuevas-Sosa, E., Ramirez, J., Comas, M., Camara, A., 2002. Hidroquímica del Agua que subyace a la JAPAY I, en Mérida, Yucatán, México. *Ingeniería Revista Académica*. 6(3), pp. 29-40.
- Cao, X., Harris, W. 2008. Carbonate and magnesium interactive effect on calcium phosphate precipitation. *Environmental science & technology*, 42(2), pp.436-442. 10.1021/es0716709
- Castellón Gómez, J.J., Bernal Muñoz, R., Hernández Rodríguez, M.L. 2015. Calidad del agua para riego en la agricultura protegida en Tlaxcala. *Ingeniería*. 19 (1), pp.39-50.
- Cejudo, E., Acosta-González, G., Ortega-Camacho, D. and Tun-Rosado, G.E., 2020. Changes in the hydrochemistry of a karstic lake in Yucatan, Mexico. *Environmental Earth Sciences*, 79(98), p.13. 10.1007/s12665-020-8838-3
- Chourasia, L.P., Tellam, J.H. 1992. Determination of the effect of surface water irrigation on the groundwater chemistry of a hard rock terrain in central India. *Hydrological Sciences Journal*. 37(4), pp. 313-328. 10.1080/02626669209492598
- CONAGUA - Comisión Nacional del Agua. 2015. *Evaluación de consistencia y resultados del programa K135 Infraestructura de riego y temporal tecnificado*. México. Disponible en https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/54050/K135_ECyR_completo.pdf. Acceso 20 marzo de 2020.
- CONAGUA - Comisión Nacional del Agua. 2018. *Estadísticas del Agua en México Edición 2018*. Disponible en http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/eam_2018.pdf 20 de marzo de 2020.
- Condom, N., Kuper, M., Marlet, S., Vallès, V., Kijne, J. 1999. Salinization, alkalization and sodification in Punjab (Pakistan): characterization of the geochemical and physical processes of degradation. *Land Degradation & Development*, 10(2), pp.123-140.
- Delgado, C., Pacheco, J., Cabrera, A., Batllori, E., Orellana, R., Bautista, F. 2010. Quality of groundwater for irrigation in tropical karst environment: The case of Yucatan, Mexico. *Agricultural Water Management*, 97(10), pp.1423-1433. 10.1016/j.agwat.2010.04.006
- EPA. Method 365.3: *Phosphorous, All Forms* (Colorimetric, Ascorbic Acid, Two Reagent). Disponible en https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/method_365-3_1978.pdf
- Estrada-Medina, H., Canto-Canché, B.B., De los Santos-Briones, C., O'Connor-Sánchez, A. 2016. Yucatán in black and red: Linking edaphic analysis and pyrosequencing-based assessment of bacterial and fungal community structures in the two main kinds of soil of Yucatán State. *Microbiological Research*, 188, pp. 23-33. 10.1016/j.micres.2016.04.007
- Estrada-Medina, H., Jiménez-Osornio, J. J., Álvarez-Rivera, O., Barrientos-Medina, R.C. 2019. El karst de Yucatán: su origen, morfología y biología. *Acta Universitaria* 29, e2292. 10.15174.au.2019.2292
- FAO and GDP. 2018. *Climate change and the global dairy cattle sector – The role of the dairy sector in a low-carbon future*. Rome. CC BY-NC-SA- 3.0 IGO
- FAO. 2010. *Las biotecnologías en la agroindustria en los países en desarrollo*: Disponible en de <http://www.fao.org/biotech/sectoral-overviews/agro-industry/es/>. Acceso 18 de marzo de 2020
- Fetter, C.W. 2000. *Applied hydrogeology*. New Jersey. Prentice Hall.
- Fragoso-Servón, P., Pereira Corona, A., Bautista Zúñiga, F. Zapata Buenfil, G.D.J., 2017. Digital soil map of Quintana Roo, Mexico. *Journal of Maps*. 13(2), pp. 449-456. 10.1080/17445647.2017.1328317.

- Graniel-Castro G., Gil-Garcia, E., 2010. Geología. Durán R., Méndez, M. eds.. *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. Gobierno de Yucatán, CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. Cap. 1.
- González Herrera, R.A., Albornoz Euán, B.S.I., Sánchez y Pinto, I.A., Osorio Rodríguez, J.H. 2018. El acuífero yucateco: Análisis del riesgo de contaminación con apoyo de un Sistema de Información Geográfica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(4), pp.667-683. 10.20937/rica.2018.34.04.09
- González-Acevedo, Z.I., Padilla-Reyes, D.A. Ramos-Leal, J.A. 2016. Quality assessment of irrigation water related to soil salinization in Tierra Nueva, San Luis Potosí, Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 33(3), pp. 271-285.
- Grafton, R.Q., Williams, J., Jiang, Q. 2015. Food and water gaps to 2050: preliminary results from the global food and water system (GFWS) platform. *Food Security*, 7(2), pp. 209-220.
- Graniel-Castro, E., Carrillo-Rivera, J., Benavides, A.C. 2003. Dispersividad de solutos en el carst de Yucatán, México. *Ingeniería*, pp.49-56.
- INEGI 2013. *Edafología Serie II de México*, INEGI. Mexico.
- Jarvie, H.P., Sharpley, A.N., Brahana, V., Simmons, T., Price, A., Neal, C., Lawlor, A.J., Sleep, D., Thacker, S., Haggard, B.E. 2014. Phosphorus retention and remobilization along hydrological pathways in karst terrain. *Environmental Science & Technology*. 48(9), pp. 4860-4868. 10.1021/es405585b
- Jiang, Y., Yan, J. 2010. Effects of Land Use on Hydrochemistry and Contamination of Karst Groundwater from Nandong Underground River System, China. *Water Air & Soil Pollution*. 210, pp. 123-141. 10.1007/s11270-009-0229-z
- Jiang, Y., Wu, Y., Groves, C., Yuan, D., Kambesis, P. 2009. Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in the Nandong karst underground river system in Yunan, China. *Journal of Contaminant Hydrology*. 109 (1-4), pp. 49-61. 10.1016/j.jconhyd.2009.08.001
- Jury, W.A., Vaux Jr, H.J. 2007. The emerging global water crisis: managing scarcity and conflict between water users. *Advances in Agronomy*, 95, pp.1-76.
- Kačaroğlu, F. 1999. Review of Groundwater Pollution and Protection in Karst Areas. *Water, Air, & Soil Pollution* 113, pp. 337-356. 10.1023/A:1005014532330
- Kilroy, G., Coxon, C. 2005. Temporal variability of phosphorus fractions in Irish karst springs. *Environmental Geology*. 47, pp. 421-430. 10.1007/s00254-004-1171-4
- Kumar, M., Kumari, K., Singh, U.K., Ramanathan, A.L. 2009. Hydrogeochemical processes in the groundwater environment of Muktsar, Punjab: conventional graphical and multivariate statistical approach. *Environmental Geology*. 57, pp. 873-884. 10.1007/s00254-008-1367-0
- Kumar, A.R., Riyazuddin, P. 2012. Seasonal variation of redox species and redox potentials in shallow groundwater: a comparison of measured and calculated redox potentials. *Journal of Hydrology*. 444, pp. 187-198. 10.1016/j.jhydrol.2012.04.018.
- Lavie, E., Morábito, J. A., Salatino, S. E., Bermejillo, A., Filippini, M. F. 2010. Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*. 42(1), pp.169-184.
- Ledesma-Ruiz, R., Pasten-Zapata, E., Parra, R., Harter, T., Mählknecht, J. 2015. Investigation of the geochemical evolution of groundwater under agricultural land: A case study in northeastern Mexico. *Journal of Hydrology*. 421, pp. 410-423. 10.1016/j.jhydrol.2014.12.026
- Lesser-Carrillo, L.E., Lesser-Illades, J.M., Arellano-Islas, S., González-Posadas, D. 2011. Balance hídrico y calidad del agua subterránea en el acuífero del Valle del Mezquital, México central. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 28(3), pp. 323-336.
- Lin, D., Jin, M., Liang, X., Zhan, H. 2013. Estimating groundwater recharge beneath irrigated farmland using environmental tracers fluoride, chloride and sulfate. *Hydrogeology Journal*, 21(7), pp.1469-1480. 10.1007/s10040-013-1015-y
- Long, D.T., Pearson, A.L., Voice, T.C., Polanco-Rodríguez, A., Sanchez-Rodríguez, E., Xagorarakis, I., Concha-Valdez, F.G., Puc-Franco, M., Lopez-Cetz, R., Rzotkiewicz, A.T. 2018. Influence of rainy season and land use on drinking water quality in a karst landscape, State of Yucatán, Mexico. *Applied Geochemistry* 98, pp. 265-277. 10.1016/j.apgeochem.2018.09.020

- López-Martínez, J., Díaz Estrada, A., Martínez Rubin, E., Valdez Cepeda, R. 2001. Abonos orgánicos y su efecto en propiedades físicas y químicas del suelo y rendimiento en maíz. *Terra Latinoamericana*. 19(4), pp. 293-299.
- López-Ramos, E. 1975. Geological summary of the Yucatan Peninsula. Nairn E. M *et al.* eds. *The Gulf of Mexico and the Caribbean*. New York. Plenum Press. pp: 257-282.
- Lothrop, N., Bright, K.R., Sexton, J., Pearce-Walker, J., Reynolds, K.A., Verhougstraete, M.P. 2018. Optimal strategies for monitoring irrigation water quality. *Agricultural Water Management*, 199, pp. 86-92. 10.1016/j.agwat.2017.12.018
- Mæller, D. 1990. The Na/CL ratio in rainwater and the seasalt chloride cycle, *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*. 42(3), pp. 254-262. 10.3402/tellusb.v42i3.15216
- McDowell, R.W., Houlbrooke, D.J. 2009. Management options to decrease phosphorus and sediment losses from irrigated cropland grazed by cattle and sheep. *Soil Use and Management*. 25(3), pp. 224-233. 10.1111/j.1475-2743.2009.00231.x
- Medina-González, R., Santos-Flores, S. 2018. Evaluación de la calidad del agua en fuentes de abastecimiento en ranchos de doble propósito (leche y carne) en Municipio de Sucilá, Yucatán. *Bioagrociencias*. 8(1), pp. 1-21.
- NMX-AA-036-SCFI-2001. Análisis de Agua - *Determinación de Acidez y Alcalinidad en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas* - Método de Prueba. México.
- Nobilly, F., Bryant, R.H., McKenzie, B.A. Edwards, G.R. 2013. Productivity of rotationally grazed simple and diverse pasture mixtures under irrigation in Canterbury. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association*. 75, pp. 165-172.
- 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. México.
- Oster, J., Sposito, G., Smith, C., 2016. Accounting for potassium and magnesium in irrigation water quality assessment. *California Agriculture*, 70(2), pp.71-76. 10.3733/ca.v070n02p71
- Pacheco Ávila, J., Cabrera Sansores, A., Pérez Ceballos, R. 2004. Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México. *Ingeniería*. 8(2), pp.165-179.
- Perez-Ceballos, R., Pacheco-Avila, J., Euan-Avila, J.I., Hernandez-Arana, H. 2012. Regionalization based on water chemistry and physicochemical traits in the Ring of Cenotes, Yucatán, Mexico. *Journal of Cave and Karst Studies*. 74, pp. 90-102. 10.4311/2011es0222
- Perry, E., Velazquez-Oliman, G., Marin, L. 2002. The hydrogeochemistry of the karst aquifer system of the northern Yucatan Peninsula, Mexico. *International Geology Review*, 44(3), pp. 191-221. 10.2747/0020-6814.44.3.191
- Polanco Rodríguez, A., Riba López, M.I., DelValls Casillas, Á., Araujo León, J.A., Banik, S.D. 2018. Impact of pesticides in karst groundwater. Review of recent trends in Yucatan, Mexico. *Groundwater for Sustainable Development*. 7, pp. 20-29. 10.1016/j.gsd.2018.02.003
- Ramirez Cancino, L., Rivera Lorca, J.A. 2010. La ganadería en el contexto de la biodiversidad. Durán, R. y Mendez, M. eds. *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. Mérida. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA
- Rodvang, S.J., Mikalson, D.M., Ryan, M.C. 2004. Changes in ground water quality in an irrigated area of southern Alberta. *Journal of Environmental Quality*, 33 (2), pp.476-487. 10.2134/jeq2004.4760
- Sánchez, J.A., Álvarez, T., Pacheco, J.G., Carrillo, L. González, R.A. 2016. Calidad del agua subterránea: acuífero sur de Quintana Roo, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*. 7(4), pp.75-96.
- Sarabia Meléndez, I.F., Cisneros Almazán, R., Aceves De Alba, J., Durán García, H.M. Castro Larragoitia, J. 2011. Calidad del agua de riego en suelos agrícolas y cultivos del Valle de San Luis Potosí, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 27(2), pp.103-113.
- SEDUMA - Secretaría De Desarrollo Urbano y Medio Ambiente. 2011. *Muestreo de Parámetros físico-químicos y bacteriológicos en 75 cenotes en diferentes municipios del Estado de Yucatán*. Mérida. Gobierno del Estado de Yucatán.
- Simler, R., 2020. *Software diagrammes* (V6.61). Laboratoire d'Hydrologie d'Avignon, Université d'Avignon et pays du Vaucluse,

- Avignon. Disponible en <http://www.lha.univ-avignon.fr/LHA-Logiciels.htm>
- Smith, C.J., Oster, J.D., Sposito, G. 2015. Potassium and magnesium in irrigation water quality assessment. *Agricultural Water Management*, 157, pp.59-64. 10.1016/j.agwat.2014.09.003.
- Smith, D.N., Ortega-Camacho, D., Acosta-González, G., Leal-Bautista, R.M., Fox III, W.E., Cejudo, E. 2020. A multi-approach assessment of land use effects on groundwater quality in a karstic aquifer. *Heliyon*. 6(5), e03970. 10.1016/j.heliyon.2020.e03970.
- Stigter, T.Y., Van Ooijen, S.P.J., Post, V.E.A., Appelo, C.A.J., Dill, A.C. 1998. A hydrogeological and hydrochemical explanation of the groundwater composition under irrigated land in a Mediterranean environment, Algarve, Portugal. *Journal of Hydrology*. 208 (3-4), pp. 262-279. 10.1016/S0022-1694(98)00168-1
- Stockdale, C.R. 1984. Evaluation of techniques for estimating the yield of irrigated pastures intensively grazed by dairy cows. 1. Visual assessment. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 24 (126), pp. 300-304. 10.1071/EA9840300.
- Strickland, J.D. Parsons, T.R., 1972. Determination of reactive nitrite. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Bulletin of Fisheries Research Board of Canada. 167, pp.71-75.
- Tonderski, K., Andersson, L., Lindström, G., St Cyr, R., Schönberg, R., Taubald, H. 2017. Assessing the use of $\delta^{18}\text{O}$ in phosphate as a tracer for catchment phosphorus sources. *Science of the Total Environment*, 607, pp.1-10. 10.1016/j.scitotenv.2017.06.167
- USDA – United States Department of Agriculture. 1954. *Agriculture Handbook 60*. US Govt. Printing Office, Washington DC.
- White, P.J., George, T.S., Dupuy, L.X., Karley, A.J., Valentine, T.A., Wiesel, L., Wishart, J. 2013. Root traits for infertile soils. *Frontiers in Plant Science*. 4, p. 193. 10.3389/fpls.2013.00193
- WWAP. 2019. *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019: No dejar a nadie atrás*. París, UNESCO.
- Zhou, M., Li, Y. 2001. Phosphorus-sorption characteristics of calcareous soils and limestone from the southern Everglades and adjacent farmlands. *Soil Science Society of America Journal*, 65(5), pp. 1404-1412. 10.2136/sssaj2001.6551404x