

# Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura

• Alma Delia López-García\* • Héctor Manuel Ortega-Escobar •

• Carlos Ramírez-Ayala •

*Colegio de Postgraduados, México*

\*Autor para correspondencia

• Edgar Iván Sánchez-Bernal •

*Universidad del Mar, México*

• Álvaro Can-Chulim •

*Universidad Autónoma de Nayarit, México*

• Domingo José Gómez-Meléndez •

*Universidad Autónoma de Querétaro, México*

• Rigoberto Eustacio Vázquez-Alvarado •

*Universidad Autónoma de Nuevo León, México*

## Resumen

López-García, A. D., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, A., Gómez-Meléndez, D. J., & Vázquez-Alvarado, R. E. (noviembre-diciembre, 2016). Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 139-157.

El agua residual urbano-industrial que se genera en el Valle de México se utiliza para el riego de diferentes cultivos en el Valle del Mezquital. El volumen aproximado de esta agua es de 56.60 m<sup>3</sup>/s. Se colectaron 102 muestras de agua en la primavera de 2013 a lo largo del sistema hidrográfico Gran Canal Oriente D.F-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán. Los métodos analíticos que se utilizaron para determinar la composición iónica de las muestras de agua fueron los que están descritos en APHA (1995). El objetivo de esta investigación es la caracterización fisicoquímica de esta agua, para evaluar las relaciones funcionales  $PSI-RAS_{or}$ ,  $RAS_{aj}$  y  $RAS_{corr}$ . El coeficiente de  $mg = af(CE)$  fue de  $a = 0.6989$ , este valor corresponde al tipo de agua de composición  $SO_4-Cl-HCO_3$ . El régimen fisicoquímico de ácido-alcalinidad fue de  $pH = 6.95-7.70-8.36$ . El contenido de  $NaHCO_3$  es de 0.23-4.66-11.09 mmol<sub>c</sub> l<sup>-1</sup>. El contenido de  $NaCl$  fue de 0.62-4.84-9.35 mmol<sub>c</sub> l<sup>-1</sup>. El coeficiente de la relación funcional  $I = af(CE)$  fue de  $a = 0.0116$ . Los valores de  $RAS_{or}$  son 1.24-12.91,  $RAS_{corr}$  1.30-15.57 y  $RAS_{aj}$  1.70-26.20. Para el cálculo de la relación funcional  $PSI-RAS$  se utilizaron las reacciones químicas de equilibrio estequiométricas y heterogéneas; en estas reacciones se contempla la conservación de carga. Los valores de  $PSI$  en el campo coordinado  $PSI-RAS$  son  $RAS_{or} = 17.90$ ,  $RAS_{corr} = 20.83$ ,  $RAS_{aj} = 30.69$ . En el manejo de la calidad del agua residual se debe determinar el  $RAS_{aj}$  para predecir el  $PSI$  que se encontrará en los espesores superficiales de los suelos, que es la zona de germinación y desarrollo de las plántulas de los diferentes cultivos.

**Palabras clave:** RAS, PSI, calidad del agua, agricultura, CSR.

## Abstract

López-García, A. D., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, A., Gómez-Meléndez, D. J., & Vázquez-Alvarado, R. E. (November-December, 2016). Physico-Chemical Characterization of Urban and Industrial Wastewater and its Importance in Agriculture. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(6), 139-157.

The urban and industrial wastewater produced in the Valley of Mexico is used for the irrigation of different crops in the Mezquital Valley. The approximate volume of this water is 56.60 m<sup>3</sup>/s. In the Spring of 2013, 102 water samples were collected along the Hydrographic system known as Gran canal oriente D.F-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán. The analytic methods that were used to determine the ionic composition of the water samples were those that are described in APHA (1995). The aim of this investigation is the physical and chemical characterization of this water, in order to evaluate the functional relations  $ESP-SAR_{or}$ ,  $SAR_{adj}$  and  $SAR_{corr}$ . The coefficient of  $mg = af(CE)$  was of  $a = 0.6989$ , which corresponds to type of water with a composition of  $SO_4-Cl-HCO_3$ . The physical and chemical regime of acid-alkalinity was of  $pH = 6.95-7.70-8.36$ . The  $NaHCO_3$  content is 0.23-4.66-11.09 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>.  $NaCl$  content was 0.62-4.84-9.35 mmol<sub>c</sub> l<sup>-1</sup>. The coefficient of the functional relation  $I = af(CE)$  was of  $a = 0.0116$ . The values for  $SAR_{or}$  are 1.24-12.91,  $SAR_{corr}$  1.30-15.57 and  $SAR_{adj}$  1.70-26.20. To calculate the  $ESP-SAR$  functional relation, the stoichiometric and heterogenous balance chemical reactions were used; these reactions show that the charges are maintained. The  $ESP$  values in the coordinated field  $ESP-RAS$  are  $SAR_{or} = 17.90$ ,  $SAR_{corr} = 20.83$ ,  $SAR_{adj} = 30.69$ . In the management of the quality of wastewater,  $SAR$  must be determined in order to predict which  $ESP$  will be found in the surface layers of the soil, which is the area of germination and growth of the seedling emergence of different crops.

**Keywords:** SAR, ESP, Water quality, agriculture, RSC.

Recibido: 15/04/2015

Aceptado: 01/04/2016

## Introducción

El volumen de agua residual urbano-industrial que se produce en el Valle de México generalmente ha aumentado conjuntamente con el crecimiento de la población. El agua residual urbano-industrial que se genera en la cuenca endorreica del Valle de México se deriva hacia el Valle del Mezquital a través del sistema hidrográfico Gran canal oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán. Las áreas agrícolas de riego en el Valle del Mezquital, Edo., de Hidalgo, son de alrededor de 90 775.8 ha (Conagua, 2015). Las superficies agrícolas del Valle del Mezquital se encuentran localizadas en los valles intermontanos de la zona Zumpango-Actopan-Tula-Alfajayucan. El volumen aproximado de agua residual urbano-industrial que las poblaciones del valle de México vierten al Valle del Mezquital es de aproximadamente 56.60 m<sup>3</sup>/s (Conagua, 2009).

Se ha señalado que el agua residual que riega el Valle del Mezquital posee ciertos beneficios desde el punto de vista de sus características nutricionales ya que proporciona 2400 kg de materia orgánica, 195 kg de nitrógeno, y 81 kg de fósforo ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Todo esto contribuye de manera significativa en los rendimientos de los cultivos que se siembran en el Valle del Mezquital (Jiménez, 2005).

El agua residual sin tratamiento es utilizada para riego de diferentes cultivos en el Valle del Mezquital, y riega principalmente grandes áreas de maíz, alfalfa, avena, trigo, y diferentes áreas de frijol. Además, en la zona de Ixmiquilpan se riegan cultivos hortícolas.

Durante el uso del agua residual se debe tener como objetivo fundamental, el estudio de tres aspectos que son de importancia: a) Problemas de salinización y de sodificación en los suelos. b) Variaciones de la relación de adsorción de sodio (*RAS*) y c) El régimen físicoquímico (*pH*) como una tendencia a la precipitación del carbonato de calcio o de la calcita.

## Consideraciones teóricas

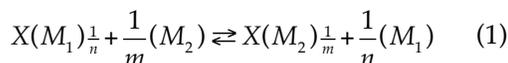
Las soluciones acuosas que conforman el agua residual del Valle de México son soluciones electrolíticas y coloidales, los iones inorgánicos prevaecientes en esta agua son Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Las soluciones inorgánicas acuosas del agua residual son electroneutrales.

Para visualizar el efecto del agua residual en los suelos se tienen que entender los procesos de intercambio catiónico, para poder predecir las variaciones de los diferentes cationes adsorbidos en el complejo de intercambio catiónico causados por la aplicación de esta agua en los distintos suelos.

La permeabilidad de un suelo al agua depende del *PSI* de un suelo determinado y de la concentración de las sales de la solución que percola a través de este suelo. Con altos valores de *PSI*, el *pH* aumenta considerablemente *pH* = 8.4-9.0, propiciándose la formación permanente de bicarbonatos y carbonatos de sodio. Se establece el sistema  $\text{NaHCO}_3 \rightleftharpoons \text{Na}_2\text{CO}_3$ .

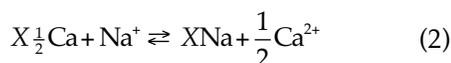
Se ha establecido en muchas investigaciones que la presencia del ion sodio en el complejo de intercambio catiónico ejerce una influencia determinante en las propiedades físicas y químicas de los suelos. Altos contenidos de sodio en el agua residual urbano-industrial eleva considerablemente el porcentaje de sodio intercambiable (Jalali, Merikhpour, Kaledhonkar, & Van Deer Zee, 2008). Por lo general el agua residual posee altos valores de *RAS* de 4.50-7.90-10.0. Cuando en los suelos se tienen altos valores de *PSI*, disminuyen fuertemente la capacidad de infiltración en las partes más superficiales de los suelos y la conductividad hidráulica en los espesores inferiores debido a los procesos de dispersión y desagregación de partículas, además de los procesos de hinchamiento de los sistemas arcillosos 2:1 (Suarez, Wood, & Lesh, 2006; Muyen, Moore & Wrigley, 2011). Cuando se incrementan los valores del *PSI* por lo general declinan las propiedades físicas, químicas y nutricionales. Con altos valores de *PSI* se presentan deficiencias de calcio y de magnesio.

Para establecer la ecuación de intercambio catiónico que tiene ocurrencia durante la interacción entre el agua de riego y los suelos y como consecuencia obtener la derivación de la relación de adsorción de sodio se tiene que hacer uso de las reacciones de intercambio catiónico entre iones polivalentes. El esquema de intercambio catiónico es el siguiente:



Donde X es el símbolo que indica la superficie de las partículas del suelo que poseen carga negativa y que su suma  $\sum n$  conforma el complejo de intercambio catiónico; n es la valencia del ion  $M_1$ ; y m es la valencia del ion  $M_2$  (Gapon, 1933; Sposito, 1977; Sposito & Mattigod, 1977).

Durante el proceso de intercambio catiónico, supongamos que el suelo contiene en su totalidad, en su estado adsorbido, al ion calcio ( $Ca^{2+}$ ) y que en calidad de electrolitos en solución se tendrán las sales del ion sodio ( $Na^+$ ), por lo tanto, este suelo interactúa con los iones de sodio de la solución  $Na^+$  de acuerdo con la siguiente ecuación:



Esta es una ecuación de intercambio de iones polivalentes, por lo que de acuerdo con la ley de acción de masas, esta ecuación se deberá escribir como sigue:

$$K_G = \frac{(C_{Ca^{2+}})^{\frac{1}{2}} X_{Na}}{(C_{Na^+}) X_{\frac{1}{2}Ca}} \quad (3)$$

O sea:  $\frac{X_{Na}}{X_{\frac{1}{2}Ca}} = K_G \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{C_{Ca^{2+}}}}$ , donde  $X_{Na}$  es la cantidad de iones de sodio  $Na^+$  adsorbidos, expresada en meq por  $100^{-1}$  g de suelo;  $X_{\frac{1}{2}Ca}$  es la cantidad de iones de calcio ( $Ca^{2+}$ ) adsorbidos, expresada en meq por  $100^{-1}$  g de suelo;  $C_{Na^+}$ , la concentración de iones de sodio ( $Na^+$ ) en la solución del suelo, y está expresada en

mmol  $l^{-1}$ ;  $C_{Ca^{2+}}$ , la concentración de iones de calcio ( $Ca^{2+}$ ) en la solución del suelo, y está expresada en mmol  $l^{-1}$ ;  $K_G$ , la constante de selectividad iónica de Gapon y está expresada en  $(mmol l^{-1})^{-1/2}$ . El coeficiente de Gapon en esta ecuación de intercambio catiónico se determina para cada suelo en particular.

Entonces, en la ecuación:

$$RSI = K_G RAS \quad (4)$$

RSI es la relación de sodio intercambiable;  $K_G$  es la constante de selectividad iónica de Gapon y RAS es la relación de adsorción de sodio.

Relación de adsorción de sodio original en el agua de riego ( $RAS_{or}$ )

$$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad (5)$$

En la formulación de  $RAS_{or}$  se ha incluido al ion magnesio ( $Mg^{2+}$ ) debido a que se considera que su comportamiento fisicoquímico con respecto a sus cargas ( $n^{+2}$ ) es semejante al comportamiento del ion  $Ca^{2+}$  (Richards, 1973; Sposito, 1977). Con respecto al ion  $Mg^{2+}$ , es necesario señalar que los carbonatos de calcio y de magnesio poseen diferente solubilidad  $CaCO_3 < MgCO_3$ . En el manejo del agua de riego en sus valores de RAS, la precipitación y/o solubilización de la calcita ( $CaCO_3$ ) tiene un gran significado.

La relación de adsorción de sodio RAS en sus aplicaciones prácticas adquiere diferentes formulaciones, pues se deben de tomar en cuenta las disminuciones en sus concentraciones de los iones de  $Ca^{2+}$ .

La finalidad de determinar los valores del RAS original del agua de riego, y de calcular el RAS en las soluciones de los suelos que ascienden y descienden dentro de los diferentes perfiles del suelo es comprender los valores mínimos y máximos del por ciento de sodio intercambiable (PSI), que potencialmente se pueden tener en los suelos. El  $RAS_{aj}$  y  $RAS_{corr}$

tienen mucha importancia, ya que de manera precisa se puede predecir el RAS que puede adquirir una solución electrolítica después de tomar en cuenta los procesos de precipitación y/o solubilización de la calcita (Bajwa, Choudhary & Josan, 1992; Velázquez-Machuca, Ortega-Escobar, Martínez-Garza, Kohashi-Shibata, & García-Calderón, 2002).

#### Relación de adsorción de sodio ajustada (RAS<sub>aj</sub>)

$$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1.0 + (8.4 - pH_c)] \quad (6)$$

El RAS<sub>aj</sub> toma en cuenta las diferentes disponibilidades de los iones de calcio en condiciones de una alcalinidad determinada. El pH = 8.4 es aproximadamente el pH de un suelo no sódico y en equilibrio con el CaCO<sub>3</sub>. El índice de saturación (IS) se calcula como sigue:  $IS = (8.4 - pH_c)$ , donde pH<sub>c</sub> es el pH teórico en equilibrio con la calcita y se define como sigue:

$$pH_c = (pK'_2 - pK'_c) + p(Ca + Mg) + p(CO_3 + HCO_3) \quad (7)$$

Donde  $p(Ca + Mg)$  - corresponde al logaritmo negativo de la concentración molar de (Ca + Mg);  $p(CO_3 + HCO_3)$  se refiere al logaritmo negativo de la concentración equivalente del (CO<sub>3</sub> + HCO<sub>3</sub>);  $pK'_2$  y  $pK'_c$  son los logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>  $K_2 = \frac{(H^+)(CO_3^{2-})}{HCO_3^-} = 4.2 \times 10^{-11}$  y del producto de solubilidad de la calcita  $Kc = [Ca^{2+}][CO_3^{2-}] = 5.0 \times 10^{-9}$ , respectivamente, ambos corregidos por fuerza iónica. La corrección por fuerza iónica (I) de los valores  $pK'_2$  y  $pK'_c$  se llevó a cabo de acuerdo con la ecuación de Debye y Hückel, con una determinada (I). Los valores de la (I) que se utilizaron en este trabajo derivaron de las determinaciones analíticas de los iones del agua residual urbano-industrial

del Valle del Mezquital. De tal manera que para el cálculo de  $pK'_2$  y  $pK'_c$  se utilizan las siguientes ecuaciones:

$$pK'_2 - pK'_c = \left\{ 2.0269 \left[ 0.5092 \left( \frac{4.0(I)^{1/2}}{1.0 + 2.0(I)^{1/2}} + \frac{(I)^{1/2}}{1.0 + 1.45(I)^{1/2}} \right) \right] \right\} \quad (8)$$

El último término de esta ecuación expresa y proporciona la corrección de Debye y Hückel para una fuerza iónica determinada. El concepto de (I) está bien asentado en la química de los electrolitos. La fuerza iónica proporciona los medios para calcular las actividades de los diferentes iones o de una sal en presencia de otros electrolitos. La (I) de una solución electrolítica expresa una medida de la intensidad del campo eléctrico en una solución determinada y se define como sigue:  $I = \frac{1}{2} \sum CiZi^2$  donde Ci es la concentración molar de cada ion en la solución y Zi es su valencia. Así, es necesario conocer las concentraciones de todos los iones de la solución para poder obtener los diferentes valores de (I). En cada muestra de agua de todas las estaciones de muestreo se calculó su fuerza iónica.

#### Relación de adsorción de sodio corregido (RAS<sub>corr</sub>)

$$RAS_{corr} = \frac{C_{Na^+}}{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}} \quad (9)$$

En esta formulación de RAS se corrige la concentración de calcio debido a la precipitación de fracciones de calcio considerando dos parámetros: 1) conductividad eléctrica CE mS cm<sup>-1</sup> y 2) una relación de HCO<sub>3</sub>/Ca. Para calcular la cantidad de calcio que queda después de los procesos de precipitación, Suarez (1981) propuso tablas de cálculo, considerando que el CO<sub>2</sub> en la superficie del suelo tiene una presión de 0.0007 atm.

**Predicción del por ciento de sodio intercambiable (PSI) en los suelos durante la aplicación del agua residual con diferente RAS**

Para predecir el *PSI* que potencialmente se presentará en los suelos durante el uso del agua urbano-industrial en el Valle del Mezquital con datos variables de RAS en sus concentraciones iniciales de  $C_{Na^+}$ ,  $C_{Ca^{2+}}$  y  $C_{Mg^{2+}}$  ( $RAS_{original}$ ) y con valores de RAS modificados debido a la precipitación y/o solubilización del  $CaCO_3$  ( $RAS_{aj}$  y  $RAS_{corr}$ ), y con la finalidad de conocer valores de  $PSI_{min}$  y  $PSI_{max}$  se ha utilizado la ecuación:

$PSI = \frac{K_G RAS_{100}}{1 + K_G RAS}$  se consideraron como constantes de selectividad iónica de Gapon los siguientes:  $K_G = 0.0072444$ ,  $K_G = 0.0118610$  y  $K_G = 0.0168999$ .

**Carbonato de sodio residual (CSR)**

Recientemente se ha alumbrado agua de pozo de diferente profundidad en concentraciones electrolíticas elevadas y con altos valores de RAS y de CSR. En muchas regiones de las zonas áridas, los productores tienen la necesidad de utilizar agua de baja calidad (Minhas & Bajwa, 2001). El agua residual urbano-industrial que riega el Valle del Mezquital tiene concentraciones de bicarbonatos de 1.82 - 8.92 - 8.95 - 16.96 meq l<sup>-1</sup>. Actualmente se han planteado ciertas directrices para el agua de riego, que contiene cantidades considerables de bicarbonatos. Izhar-ul-Haq, Muhammad e Iqbal (2007) han propuesto las siguientes directrices para el uso del agua con altos contenidos de bicarbonatos: buena CSR < 2.5; marginal CSR = 2.5-5.0; peligrosa CSR > 5.0. En trabajos recientes se ha investigado el efecto del agua de riego sobre ciertos cultivos con altos contenidos de carbonato de sodio residual: CSR = 5.0 -10.0 - 15.0 y 20.0 (Choudhary, Josan & Bajwa, 2001; Singh, Uma & Singh, 2014).

La ecuación que se utilizó para determinar el carbonato de sodio residual fue:

$$CSR = (CO_3^{2-} + HCO_3^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \quad (10)$$

Todos los cationes y aniones están expresados en meq l<sup>-1</sup>.

**Materiales y métodos**

El Valle del Mezquital recibe la descarga de agua residual de la cuenca endorreica del valle de México. El área de estudio comprende el canal de desagüe Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán. Los valles intermontanos de Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán se caracterizan por tener un clima semiárido, con temperaturas promedio anuales de 16 a 18 °C y estación de lluvias entre junio y septiembre; la precipitación anual varía entre 400 mm, en la parte más septentrional de los valles, y 700 mm al sur de estos valles; en la zonas más áridas, la evapotranspiración es alrededor de 1 750 mm. Se establecieron 102 estaciones de muestreo en la primavera de 2013. En la figura 1 se muestra su distribución geográfica. Estas estaciones abarcan áreas de los valles intermontanos Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-presa Zimapán y La Mora. El poblado de La Mora colinda con el cauce del río Moctezuma.

**Métodos analíticos utilizados en las determinaciones de los diferentes iones y cálculo del PSI**

El muestreo del agua residual se llevó a cabo de acuerdo con la norma oficial mexicana NMX-AA-003-1980. Para la determinación del pH, CE,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $CO_3^{2-}$ ,  $HCO_3^-$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$  se utilizaron los métodos de APHA, 4500-H<sup>+</sup>B, 2510B, 3500CaD, 3500-NaKD, 2320B, 4500-CIB, 4500-SO4E, 2540D y 2540E (APHA, 1995). Para calcular el *PSI* en los suelos en condiciones de equilibrio con el agua residual de riego urbano-industrial para cada formulación de RAS se utilizó la siguiente ecuación  $PSI = \frac{K_G RAS_{100}}{1 + K_G RAS}$  los valores de la constante de selectividad iónica fueron  $K_{Gmin} = 0.0072444$ ,  $K_G = 0.018610$  y

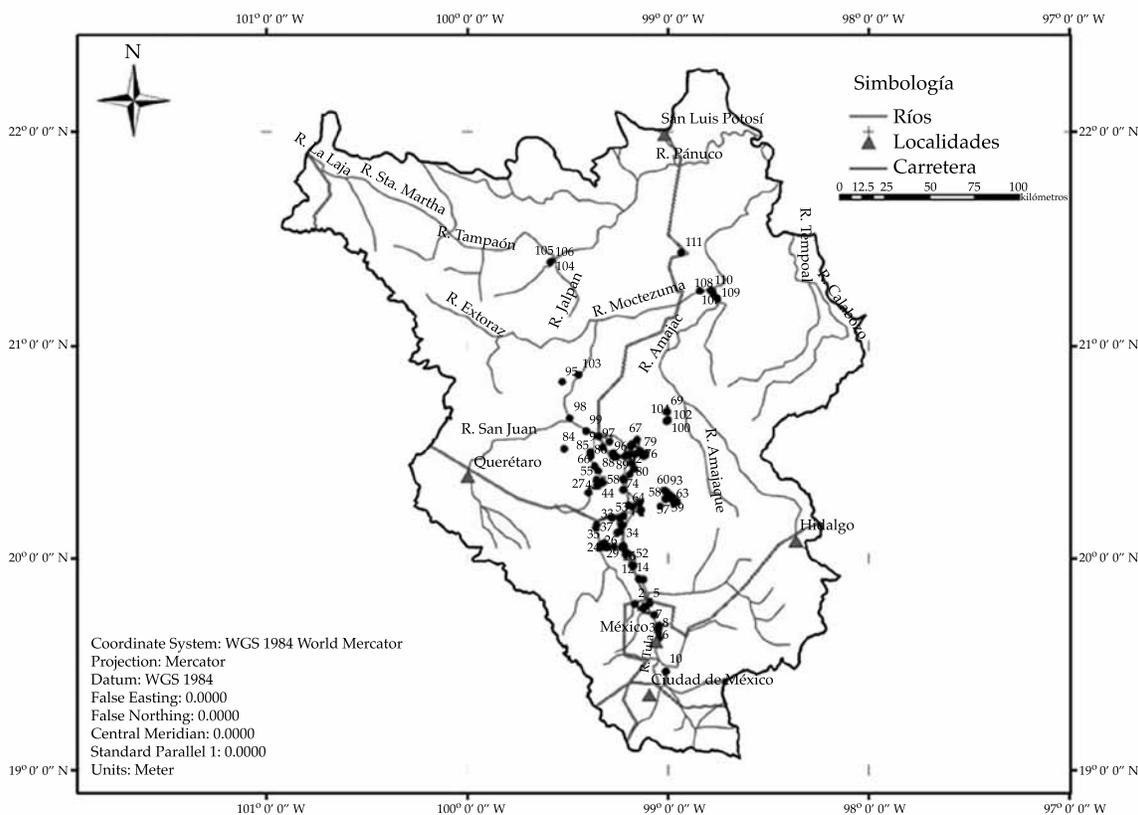


Figura 1. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo en la red hidrológica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán.

$K_{Gmáx} = 0.0168999$ , correspondientes a un suelo areno-arcilloso-limoso, suelo arcillo-limoso y suelo arcilloso, respectivamente (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002).

## Resultado y discusión

### Total de sales solubles

En el cuadro 1 se presentan los valores analíticos de las estaciones de muestreo. Por lo general se utiliza la medición de la conductividad eléctrica (CE) expresada en  $\mu S\ cm^{-1}$  como un parámetro de medición que indica intensidad de concentración del agua de riego. La determinación de las concentraciones de cationes y aniones está expresada en  $mmol\ l^{-1}$ . La distribución en grupos de agua de acuerdo con la red hidro-

gráfica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán, considerando como parámetro fundamental la conductividad eléctrica (CE) de acuerdo con Richards (1973), se establece como sigue: en el agua residual urbano-industrial se tienen altas concentraciones de  $NaHCO_3$  y  $NaCl$ . El contenido de  $NaCl$  para el agua de acuerdo con  $CE = 250-750\ \mu S\ cm^{-1}$  es de  $2.19-6.32\ mmol\ l^{-1}$ ; para el intervalo  $CE = 750 - 2\ 250\ \mu S\ cm^{-1}$ , el contenido de  $NaCl$  es de  $0.62 - 9.35\ mmol\ l^{-1}$  y para una  $CE > 2\ 250\ \mu S\ cm^{-1}$  es de  $2.85-6.23\ mmol\ l^{-1}$ . El contenido de bicarbonato de sodio  $NaHCO_3$  para el grupo de agua de  $CE = 250 - 750\ \mu S\ cm^{-1}$  es de  $1.81-6.28\ mmol\ l^{-1}$ ; para el intervalo  $CE = 750 - 2\ 250\ \mu S\ cm^{-1}$ , el contenido es de  $0.23 - 11.09\ mmol\ l^{-1}$ , y para una  $CE > 2\ 250\ \mu S\ cm^{-1}$ , el contenido de  $NaHCO_3$  es de  $2.64 - 5.1\ mmol\ l^{-1}$ .

Cuadro 1. Concentración iónica del agua residual urbano-industrial de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán, del muestreo primavera 2013.

Núm.	pH	CE	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	RAS <sub>original</sub>	RAS <sub>af</sub>	RAS <sup>o</sup>
		µScm <sup>-1</sup>	mmol <sub>l</sub> <sup>-1</sup>									(mmol <sub>l</sub> <sup>-1</sup> ) <sup>1/2</sup>	
01	7.29	1674	2.15	2.20	11.06	0.96	0.00	8.25	6.80	0.90	7.50	14.02	9.18
02	6.95	856	0.96	1.10	5.87	0.36	0.00	4.98	2.29	0.81	5.78	8.41	5.93
03	7.66	1971	2.40	2.60	12.33	1.12	0.00	11.83	6.08	1.22	7.80	15.76	9.37
04	7.69	1899	2.45	2.15	12.85	1.12	0.00	11.16	5.75	1.17	8.47	17.09	10.63
05	7.91	1788	2.50	2.70	10.12	2.00	0.00	10.93	4.71	1.12	6.28	12.78	7.75
06	7.33	1791	2.15	2.35	11.79	1.05	0.00	10.34	5.08	1.46	7.86	15.30	9.38
07	7.70	1584	1.70	2.15	10.68	0.96	0.00	9.21	4.60	1.28	7.70	14.09	8.76
08	7.63	1810	2.30	2.40	11.77	1.06	0.00	10.43	5.28	1.37	7.68	15.17	9.35
09	7.20	1176	1.28	1.13	8.56	0.42	0.00	6.89	3.60	0.52	7.80	12.92	8.70
10	7.37	2090	2.20	3.10	14.04	1.06	0.00	12.73	5.53	1.48	8.62	17.21	9.93
11	7.62	1956	2.35	3.15	12.20	1.24	0.00	10.38	6.82	1.22	7.36	14.41	7.35
12	8.10	1974	2.45	2.75	12.53	1.57	0.00	10.47	6.91	1.42	7.77	15.36	9.03
13	7.34	2067	2.90	3.18	13.04	1.09	0.00	12.28	5.91	1.33	7.48	15.73	9.07
14	7.48	2043	2.65	3.10	13.14	1.08	0.00	12.30	5.85	1.32	7.75	16.03	9.24
15	7.46	2027	2.90	3.00	12.82	1.10	0.00	12.41	5.36	1.40	7.46	15.78	9.18
16	7.85	2078	2.60	3.15	13.45	1.12	0.00	12.72	5.52	1.44	7.93	16.41	9.48
17	7.34	2065	2.95	3.15	12.78	1.11	0.00	12.10	5.90	1.32	7.32	15.40	8.93
18	7.49	1656	1.80	2.80	10.71	0.88	0.00	10.29	4.43	1.05	7.06	13.35	7.93
19	7.70	1692	2.10	2.56	10.97	0.92	0.00	10.45	4.47	1.18	7.19	14.07	8.32
20	7.61	1666	1.85	2.65	10.77	0.86	0.00	9.88	4.51	1.32	7.18	13.52	8.03
21	7.60	325	0.62	0.78	1.54	0.24	0.00	1.93	0.96	0.21	1.84	1.80	1.67
22	7.61	1653	1.86	3.22	10.03	0.90	0.00	9.27	5.04	1.17	6.29	11.71	6.98
23	7.71	1850	2.30	2.90	11.65	1.07	0.00	11.46	4.87	1.15	7.23	14.52	8.40
24	7.62	1767	2.10	2.80	11.46	0.92	0.00	9.30	6.13	1.40	7.32	13.87	8.47
25	7.45	1874	2.45	2.93	11.86	1.09	0.00	11.77	4.94	1.16	7.23	14.79	8.35
26	7.60	1859	2.15	2.80	11.95	1.10	0.00	11.47	4.86	1.20	7.60	15.04	8.78
27	7.17	370	0.76	0.82	1.76	0.28	0.00	2.13	1.17	0.24	1.98	2.17	1.82
28	7.75	461	0.84	0.92	2.44	0.31	0.00	2.33	1.58	0.47	2.60	3.01	2.56
29	7.50	2781	2.85	4.50	18.44	1.40	0.00	16.96	7.35	2.16	9.62	20.33	11.18
30	7.55	1761	2.35	2.95	10.82	0.93	0.00	9.26	6.07	1.16	6.65	12.91	7.85
31	7.68	1812	2.42	2.90	11.45	0.95	0.00	9.72	6.26	1.28	7.02	13.81	8.34
32	7.80	1717	2.25	2.65	10.97	0.92	0.00	9.26	5.87	1.22	7.01	13.54	8.45
33	7.09	1560	2.20	2.30	9.88	0.88	0.00	8.36	5.37	1.14	6.59	12.55	7.82
34	7.72	1731	2.30	2.70	11.03	0.90	0.00	9.27	5.92	1.26	6.98	13.53	8.24
35	7.42	1810	3.75	4.55	8.42	0.81	0.00	9.29	6.28	1.40	4.13	8.84	4.97
36	7.11	1313	1.80	3.60	6.74	0.70	0.00	6.89	4.62	1.01	4.10	7.30	4.51

Cuadro 1 (continuación). Concentración iónica del agua residual urbano-industrial de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán, del muestreo primavera 2013.

Núm.	pH	CE	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	RAS <sub>original</sub>	RAS <sub>af</sub>	RAS <sup>o</sup>
		µScm <sup>-1</sup>	mmol <sub>c</sub> l <sup>-1</sup>									(mmol <sub>c</sub> l <sup>-1</sup> ) <sup>1/2</sup>	
37	7.41	1124	1.79	2.10	6.25	0.85	0.00	6.00	3.54	1.14	4.48	7.85	5.18
38	7.34	1201	1.92	2.22	6.69	0.91	0.00	6.77	3.45	1.22	4.65	8.46	4.54
39	7.47	1743	2.40	2.70	10.96	0.98	0.00	8.79	5.97	1.84	6.86	13.26	8.38
40	7.42	1315	1.93	3.20	7.01	0.72	0.00	6.82	4.38	1.34	4.38	7.90	5.00
41	7.19	1322	1.85	2.30	8.05	0.73	0.00	6.72	4.65	1.23	5.59	9.94	6.52
42	7.42	1319	1.95	3.10	7.16	0.69	0.00	6.63	4.55	1.36	4.51	8.09	5.14
43	7.97	1313	1.35	2.29	8.47	0.73	0.00	6.31	4.49	1.61	6.28	10.15	6.87
44	7.71	426	0.74	0.90	2.09	0.33	0.00	2.54	1.35	0.28	2.31	2.65	2.20
45	7.50	1158	1.85	2.30	6.29	0.88	0.00	6.20	3.65	1.18	4.37	7.75	4.98
46	7.47	1660	2.30	2.90	10.11	0.92	0.00	8.78	5.68	1.31	6.27	12.09	7.54
47	7.31	1823	2.25	3.95	10.77	0.86	0.00	8.90	6.95	1.38	6.12	11.59	6.97
48	7.54	1213	2.00	2.20	6.74	0.92	0.00	6.70	3.84	1.02	4.65	8.52	5.45
49	7.88	2184	2.95	4.74	12.51	1.06	0.00	10.68	7.87	2.24	6.38	12.95	7.48
50	7.15	1818	2.40	3.95	10.42	1.01	0.00	8.86	6.92	1.54	5.85	11.24	6.72
51	8.10	1823	2.20	3.60	11.05	0.98	0.00	9.36	6.32	1.74	6.49	12.38	7.31
52	7.31	1534	2.10	2.60	9.53	0.77	0.00	9.08	4.39	1.04	6.22	11.97	7.27
53	8.07	1709	2.05	3.80	9.99	0.87	0.00	8.46	5.85	1.86	5.84	10.82	6.45
54	7.38	1718	2.35	2.65	10.23	1.11	0.00	10.72	4.92	1.16	6.47	13.03	7.77
55	7.46	1218	1.82	2.45	6.71	0.93	0.00	6.80	3.86	0.96	4.59	8.25	5.22
56	8.16	2242	2.75	4.64	13.34	1.19	0.00	10.88	8.55	1.92	6.94	13.86	8.03
57	7.65	2106	2.90	4.54	12.09	1.06	0.00	10.33	7.56	2.15	6.27	12.67	7.40
58	7.94	1982	2.30	4.00	12.22	0.86	0.00	9.80	7.11	1.97	6.89	13.21	7.85
59	7.67	1952	2.45	3.92	11.84	0.88	0.00	10.18	6.76	1.53	6.63	13.06	7.73
60	7.24	1453	2.35	3.24	7.90	0.72	0.00	8.14	4.35	1.26	4.73	9.17	5.52
61	7.24	1313	1.45	1.90	8.63	0.86	0.00	7.25	4.54	0.72	6.67	11.38	7.49
62	8.35	1663	1.85	2.45	11.08	0.88	0.62	8.00	5.76	1.43	7.56	13.79	8.67
63	7.42	1557	2.05	3.60	8.50	1.08	0.00	8.94	4.68	1.22	5.06	9.63	5.70
64	8.00	1868	2.61	3.24	11.39	1.03	0.00	9.44	6.45	1.78	6.66	13.17	8.06
65	7.97	1495	2.20	2.36	8.92	1.14	0.00	8.30	4.76	1.07	5.91	11.31	7.04
66	7.75	1331	1.58	2.11	8.31	1.02	0.00	7.44	4.25	0.95	6.12	10.72	6.60
67	7.85	1582	3.70	2.20	7.62	1.42	0.00	7.74	5.95	1.63	4.44	9.29	6.11
68	8.11	1638	2.04	3.77	8.75	1.46	0.36	7.96	5.71	1.57	5.13	9.53	5.10
69	7.86	421	1.10	1.25	1.34	0.43	0.00	2.87	0.75	0.41	1.24	1.70	1.30
70	8.20	2151	1.60	2.30	16.11	0.82	0.00	10.74	7.95	1.48	11.54	20.45	12.58
71	7.88	2109	2.30	2.65	14.51	0.96	0.00	12.41	5.93	1.53	9.22	18.44	10.86
72	7.99	1669	2.10	3.10	9.86	1.26	0.00	8.25	5.92	1.69	6.11	11.37	6.12

Cuadro 1 (continuación). Concentración iónica del agua residual urbano-industrial de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán, del muestreo primavera 2013.

Núm.	pH	CE	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	RAS <sub>original</sub>	RAS <sub>af</sub>	RAS <sup>o</sup>
		µScm <sup>-1</sup>	mmol <sub>c</sub> l <sup>-1</sup>									(mmol <sub>c</sub> l <sup>-1</sup> ) <sup>1/2</sup>	
73	7.91	1543	2.45	2.12	9.39	0.98	0.00	8.85	4.25	1.47	6.21	12.30	7.39
74	7.81	1662	2.98	3.70	8.14	1.43	0.00	8.52	5.77	1.50	4.45	9.03	4.73
75	8.12	1556	3.60	3.10	7.84	0.68	0.00	9.09	4.24	1.51	4.28	9.24	5.46
76	7.73	1546	2.92	2.68	8.88	0.64	0.00	7.91	5.35	1.48	5.31	10.65	6.54
77	8.13	1648	2.30	2.70	10.14	0.98	0.00	8.67	6.19	0.82	6.41	12.34	7.59
78	7.69	1560	2.86	2.58	9.13	0.69	0.00	8.95	4.30	1.50	5.54	11.34	7.06
79	8.31	2757	2.55	2.35	20.20	0.92	0.62	14.86	9.35	1.87	12.91	26.20	15.57
80	7.71	1619	2.59	2.99	9.03	1.22	0.00	8.13	5.75	1.52	5.41	10.56	5.64
81	7.99	1555	2.82	2.52	9.15	0.72	0.00	8.96	4.28	1.44	5.60	11.45	6.83
82	7.57	1532	2.40	2.67	9.03	0.74	0.00	8.73	4.30	1.43	5.67	11.15	6.56
83	8.05	1653	2.20	2.75	10.10	0.96	0.00	8.47	6.23	0.84	6.42	12.16	7.34
84	7.35	2191	1.45	2.30	16.84	0.84	0.00	12.01	7.11	1.73	12.30	21.78	13.16
85	8.10	930	1.20	1.60	5.73	0.56	0.00	5.11	3.22	0.52	4.84	7.49	4.19
86	7.76	1537	2.42	3.35	7.60	1.13	0.00	9.22	4.32	1.34	4.47	8.92	5.20
87	8.10	1685	3.93	2.23	8.88	1.28	0.40	9.29	4.89	1.32	5.06	11.13	7.20
88	8.10	1659	2.38	3.64	8.98	1.22	0.30	9.46	4.65	1.26	5.18	10.29	5.81
89	7.87	1658	3.84	2.42	8.70	1.25	0.00	9.58	4.80	1.30	4.92	10.76	6.75
90	8.07	1012	1.62	1.74	5.49	0.78	0.00	6.26	2.85	0.79	4.24	7.41	4.73
91	8.12	1619	2.32	3.75	8.49	1.12	0.00	9.20	4.88	1.16	4.87	9.55	5.53
92	7.10	2315	4.04	3.63	13.63	1.12	0.00	13.16	6.52	2.16	6.96	15.55	8.80
93	8.01	1644	2.26	2.90	9.99	0.93	0.00	9.69	4.75	1.12	6.22	12.23	7.29
94	7.89	2358	3.70	4.12	13.72	1.52	0.00	13.78	6.63	2.05	6.94	15.33	8.50
95	7.39	368	1.10	0.90	1.52	0.08	0.00	1.82	1.29	0.40	1.52	1.81	1.58
96	8.15	1763	3.05	2.80	9.60	1.32	0.00	9.17	6.15	1.92	5.61	11.51	7.13
97	8.00	1854	2.59	3.25	11.31	0.98	0.00	10.93	5.42	1.30	6.62	13.51	7.95
98	8.36	1705	2.33	3.30	9.95	1.09	0.60	9.54	4.95	1.15	5.93	11.79	6.88
99	8.29	1830	2.42	3.53	10.78	1.17	0.70	9.87	5.55	1.32	6.25	12.50	7.25
100	7.97	1663	2.17	3.82	9.13	1.14	0.00	9.54	4.96	1.29	5.28	10.22	5.82
101	8.10	739	0.98	1.69	4.00	0.56	0.30	4.27	2.19	0.57	3.46	5.02	3.44
102	7.65	1219	6.63	3.48	1.32	0.38	0.00	8.67	1.22	1.54	0.59	1.45	0.89
Med.	7.69	1663	2.30	2.75	10.01	0.95	0.00	9.21	5.06	1.31	6.27	12.12	7.30
$\bar{X}$	7.69	1521	2.15	2.63	8.82	0.88	0.04	8.42	4.70	1.20	5.68	10.65	6.53
Moda	8.10	1313	2.30	2.30	10.97	0.92	0.00	8.25	5.75	1.22	-	-	-
D. est.	0.33	460	0.80	0.85	3.40	0.30	0.14	2.66	1.62	0.41	1.98	4.18	2.39
V.	0.11	$\frac{209}{468}$	0.64	0.72	11.47	0.09	0.02	7.00	2.61	0.17	3.90	17.32	5.66

En la figura 2 se presenta la relación funcional  $\text{mg l}^{-1} = af(CE)$ . El valor de  $a$  obtenido como constante en nuestras determinaciones fue de  $a = 0.699$ . Este valor de  $a$  es un indicador de la composición iónica del agua residual del tipo  $\text{SO}_4^{2-}\text{Cl}^-\text{HCO}_3^-$ . Cuando en las soluciones se tiene una relación iónica  $\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-} > 1.0$ , el coeficiente  $\alpha$  adquiere valores de 640 a 660; en cambio, cuando en las soluciones se presenta una relación  $\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-} < 1.0$  y  $\text{HCO}_3^- / (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}) > 1.0$ , el coeficiente  $\alpha$  presenta valores de 700 a 800 a 900. El agua residual que riega el Valle del Mezquital es del tipo sulfático-clorhídrico-bicarbonatado. Los contenidos de bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) varían como sigue: 1.82 - 4.58 - 13.16 - 16.96  $\text{mmol}_c \text{l}^{-1}$ .

*Las variaciones de la relación de adsorción de sodio (RAS) en el agua residual*

El agua residual urbano-industrial por lo general posee grandes cantidades de sodio y tiene bajas concentraciones de calcio y magnesio;

el pH tiende a la alcalinidad, por lo que estas concentraciones de sodio pueden destruir la estructura de los suelos y reducir la infiltración del agua de riego en los suelos. Durante una longitud de tiempo determinada, la pérdida de la estructura y la reducción de la infiltración del agua de riego conducen a una pérdida de la productividad que debe ser compensada con aplicaciones elevadas de fertilizantes (Vogeler, 2008). La dispersión de los sistemas arcillosos y la desagregación de los coloides orgánico-minerales de los suelos son afectados por la relación de iones de  $\text{Na}^+$  con respecto a los cationes divalentes de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  en el agua de riego. El agua de riego se clasifica de acuerdo con el peligro por sodio como sigue: bajo (de 0 a 10 RAS); medio (de 10 a 18 RAS); alto (de 18 a 24 RAS), y muy alto ( $> 24$  RAS) (Richards, 1973). En los últimos años, en las zonas áridas del norte de la India, se ha estado utilizando agua de mediana concentración salina, incluyendo agua sódica, con altas concentraciones de bicar-

**OJO AUTORA,  
EN ESTOS  
TRES  
CASOS DE  
 $\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$  SE  
CAMBIÓ LA  
DIAGONAL  
/ POR UN  
MÁS +, ¿ES  
CORRECTO?**

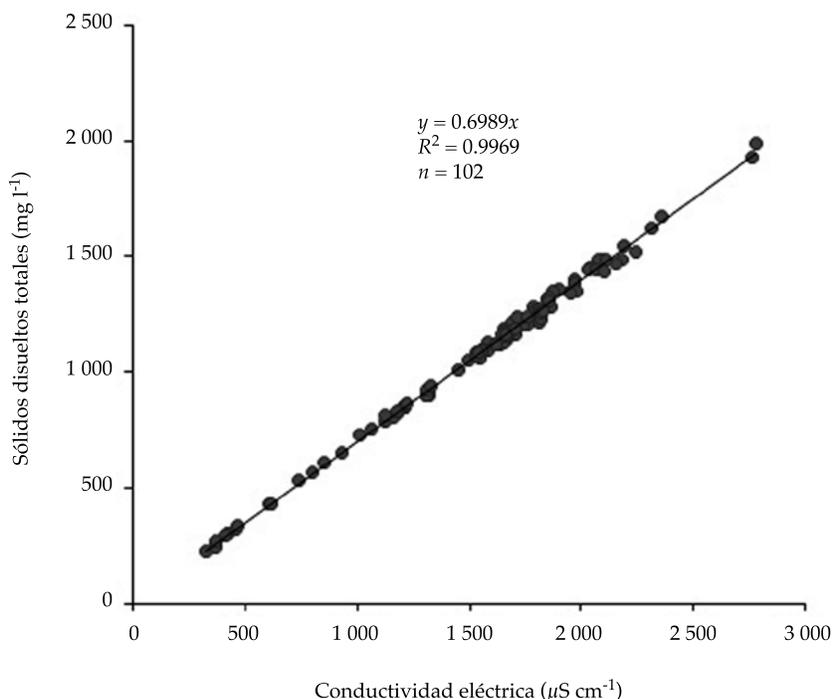


Figura 2. Sólidos disueltos totales (SDT) expresadas en  $\text{mg l}^{-1}$  y su relación con su conductividad eléctrica del agua residual de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán.

bonatos de sodio  $\text{NaHCO}_3$ . En esta agua rica en bicarbonatos se estima el RAS en sus diferentes formulaciones:  $\text{RAS}_{\text{org}}$ ,  $\text{RAS}_{\text{aj}}$  y  $\text{RAS}_{\text{corr}}$  (Bajwa, Hira & Singh, 1983; Bajwa et al., 1992; Yasin, Niazi, & Rafique, 2001; Choudhary, Ghuman, Bijay-Singhi, Thuy, & Buresh, 2011). En el agua residual urbano-industrial que riega el Valle del Mezquital se tienen altas concentraciones de  $\text{NaHCO}_3$  y  $\text{NaCl}$ .

Con fines de diagnóstico sobre el RAS que puede presentarse en las partes más superficiales del suelo, para el caso del cultivo de la alfalfa (*Medicago sativa*), se utiliza el  $\text{RAS}_{\text{aj}}$ . Miyamoto, Piela y Petticrew (1985) fueron los primeros en proponer que la reducción de la emergencia de las semillas de la alfalfa en los suelos con una determinada salinidad se debe a los daños causados por las sales solubles al hipocótilo después de la germinación. En condiciones de alcalinidad, este proceso es más acentuado (Ramírez, Ortega, Rodríguez, Ramírez, & Rone, 1989). Con los valores del  $\text{RAS}_{\text{aj}}$  para el caso de la siembra de las semillas de alfalfa se prevé un manejo adecuado del agua de riego (Costa, Prunty, Montgomery, Richardson, & Alessi, 1991).

#### *Fuerza iónica (I) determinada en las muestras del agua residual*

Los iones preponderantes en los suelos salinos son  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  y además tienen un  $\text{pH} > 7.0$ . A los iones del sistema carbonato-bicarbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ - $\text{HCO}_3^-$ ) se les conoce como iones que proporcionan a las soluciones una determinada alcalinidad  $\text{pH} > 7.0$ . La composición iónica de una determinada solución depende de los procesos de disolución y precipitación que se presenten en las soluciones. Las actividades de los diferentes iones en una solución pueden ser calculadas considerando la concentración de los diferentes iones ( $\text{M l}^{-1}$ ) y su fuerza iónica. El cálculo del coeficiente de actividad de un ion requiere del conocimiento de la composición iónica de la solución. Determinar el parámetro (I) es muy importante, ya que: a) la fuerza iónica es una medida del campo eléctrico

derivado de los iones en la solución, por lo que este campo eléctrico tiene una gran influencia en la velocidad de movimiento de cada ion y, por consiguiente, en su conductividad eléctrica, y b) la conductividad eléctrica puede ser rápidamente determinada y con mucha precisión. Por lo general, el coeficiente de actividad de cualquier ion es  $a_i = \gamma_i m_i$ , donde  $\gamma_i$  es el coeficiente de actividad del ion  $a_i$ , y  $m_i$  es una concentración molar  $\text{M l}^{-1}$ . La fórmula para calcular el coeficiente de actividad para cualquier ion en una solución es la derivada por Debye-Hückel:  $\log \gamma = -\frac{AZ^2\sqrt{I}}{1 + aB\sqrt{I}}$ . En esta ecuación, la única variable (para un determinado ion) es la fuerza iónica;  $I = \frac{1}{2} \sum C_i Z_i^2$  donde  $C_i$  es la concentración  $\text{M l}^{-1}$ , y  $Z_i$  es la valencia de cada ion en la solución.

La fuerza iónica de cualquier solución electrolítica se puede determinar utilizando los valores de la conductividad eléctrica en su relación funcional;  $I = af(CE)$ , donde  $I$  es la fuerza iónica  $\text{M l}^{-1}$ ;  $a$  es una constante que depende de la composición iónica de las soluciones salinas (tipos de salinidad), y  $CE$  es la conductividad eléctrica experimental de una determinada solución salina. En la figura 3 se presenta la relación funcional experimental  $I = af(CE)$ , para las muestras de agua residual de las distintas estaciones de muestreo en el Valle del Mezquital. El valor de  $a$  para el agua residual fue de  $a = 0.0116$ ; los valores de la fuerza iónica de cualquier solución electrolítica dependen de las diferentes relaciones iónicas monovalentes con respecto a los iones divalentes. Griffin y Jurinack (1973); Jurinack (1990) presenta para un grupo de soluciones de extractos de suelos el siguiente valor de la constante  $a = 0.0130$ . Otras investigaciones (Leffelaar, Kamphorst, & Pal, 1983) obtuvieron  $a = 0.0120$ . En investigaciones sobre soluciones electrolíticas de suelos inundados en cultivos de arroz llevados a cabo por Ponnampuruma, Tianco y Loy (1966) se tuvo un coeficiente de  $a = 0.0160$ .

En nuestras investigaciones, la determinación de la fuerza iónica se requiere para calcular el coeficiente de actividad de la segunda

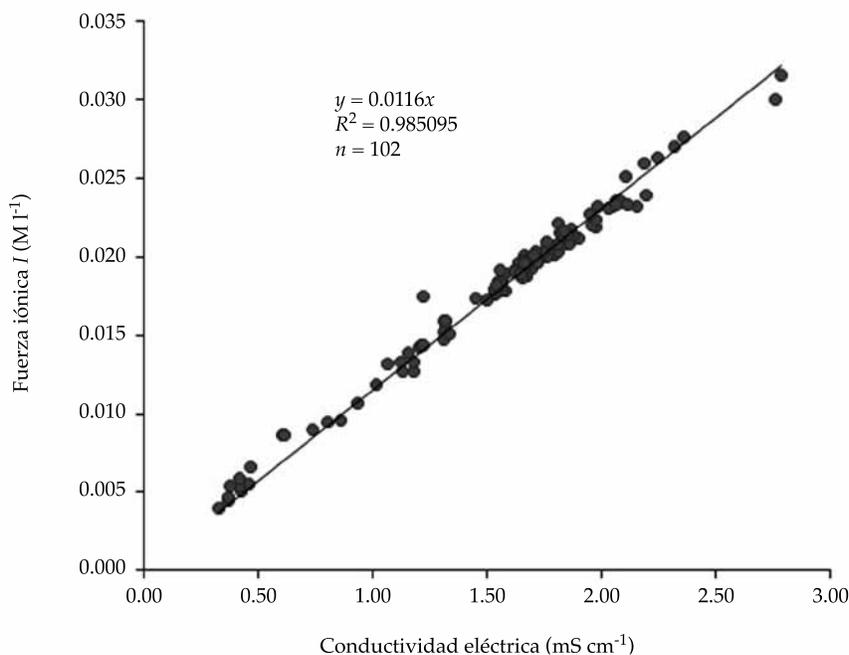


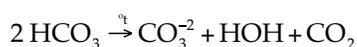
Figura 3. Fuerza iónica y su relación con su conductividad eléctrica del agua residual la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán.

constante de disociación del ácido carbónico ( $K_2 = 4.2 \times 10^{-11}$ ) y del producto de solubilidad de la calcita ( $K_c = 5.0 \times 10^{-9}$ ).

Los valores de la determinación de la fuerza iónica de cada solución electrolítica son indispensables para obtener el  $\text{pH}_c$  de cada muestra de agua de todas las estaciones de muestreo y así determinar los valores del  $\text{RAS}_{aj}$ .

#### *El sistema carbonato-bicarbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ $\text{HCO}_3^-$ ), Carbonato de sodio residual (CSR)*

En investigaciones, Eaton (1950), Wilcox, Blair y Bower (1954) han mencionado que la concentración de carbonatos y bicarbonatos en el agua de riego debe considerarse como un parámetro de evaluación de la calidad del agua de riego. Los bicarbonatos en el agua de riego se transforman en carbonatos con cierta facilidad durante las estaciones secas del año de acuerdo con la siguiente ecuación:



Durante los procesos de evapotranspiración, cuando se reconcentra la solución del suelo, los carbonatos y bicarbonatos se precipitan formando  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ . La pérdida de  $\text{Ca}^{2+}$  y de  $\text{Mg}^{2+}$  en las soluciones de los suelos conduce a que en estas soluciones aumenten las concentraciones de sodio  $\text{Na}^+$ . En estas condiciones, las soluciones de los suelos se enriquecen con sales tóxicas, como  $\text{NaCl}$  y  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ . Cuando esto ocurre, aumenta el valor del RAS y por lo tanto el riesgo de sodificación. El carbonato de sodio residual (CSR) se emplea para predecir la peligrosidad del sodio una vez que han reaccionado los cationes calcio y magnesio con los aniones carbonatos y bicarbonatos. Cuando en el sistema carbonato-bicarbonato los valores de  $(\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$  exceden a los valores de  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ , Eaton (1950) denomina a esta diferencia como CSR;  $\text{CSR} = (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ , expresados en  $\text{meq l}^{-1}$ . Wilcox *et al.* (1954) trabajaron con agua que contiene  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{Cl}^-$  en condiciones de invernadero; establecieron que el agua que tiene  $> 2.50 \text{ meq l}^{-1}$  de CSR no es apropiada

para riego, y aquella agua que se encuentra en el intervalo de 1.25 a 2.50 meq l<sup>-1</sup> de CSR es agua marginal; en cambio, el agua que posee < 1.25 de CSR es segura o buena para el riego agrícola. En nuestras investigaciones, el carbonato de sodio residual (CSR) para los valores de CE = 250 - 750  $\mu\text{S cm}^{-1}$  fue de (-0.18) - 0.68 - 1.90, para los valores de CE = 750 - 2 250  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , el CSR fue de 0.99 - 4.03 - 8.26; y para valores de CE > 2 250, el CSR fue de 5.49 - 7.91 - 10.58. Con respecto a los valores del CSR en el agua, se debe de mencionar que durante los procesos de evolución geoquímica, a medida que el agua adquiere una mayor concentración, la serie de evolución geoquímica es la siguiente:  $\text{SiO}_3\text{-HCO}_3\text{-NaMgCa} \rightarrow \text{CO}_3\text{-HCO}_3\text{MgNa} \rightarrow \text{Cl-SO}_4\text{Na} \rightarrow \text{SO}_4\text{-ClNa} \rightarrow \text{ClNa}$ . El agua residual que riega el Valle del Mezquital se encuentra en proceso de evolución, en la etapa donde predomina el sistema carbonato-bicarbonato de sodio. Las concentraciones de las muestras de agua, expresadas a través de la conductividad eléctrica, para esta etapa de evolución son  $CE = 750 - 2\ 250\ \mu\text{S cm}^{-1}$  y  $> CE = 2\ 250\ 2\ 250\ \mu\text{S}$  (Kodva, Pascuad, & Minart, 1973). En la figura 4 se muestran los valores de carbonato de sodio residual de las 102 estaciones de muestreo de

la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán.

#### *La concentración de sales (CE) en el agua residual y su relación con la permeabilidad de los suelos*

El proceso de infiltración, o sea la percolación del agua hacia abajo en un suelo, es uno de los procesos importantes durante el ciclo hidrológico.

La permeabilidad de un suelo al agua de riego depende del por ciento de sodio intercambiable (PSI) y de la concentración de sales de la solución que percola a través de un espesor de suelo determinado. La permeabilidad de un suelo puede ser mantenida —incluso con altos valores de PSI— si la concentración de la solución del suelo está arriba del valor crítico umbral. Por el contrario, en bajos valores de PSI y en donde es posible un hinchamiento de las arcillas 2:1, y además se prevé una dispersión de las partículas arcillosas, se presenta una marcada reducción en la permeabilidad de los suelos (Shainberg & Letey, 1984). Por otra parte, también se debe señalar el caso en que los suelos salino-sódicos adquieren extremadamente bajas

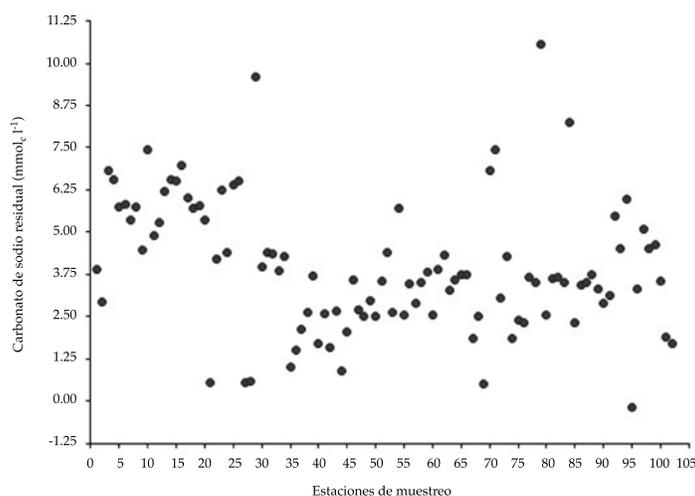


Figura 4. Contenido de carbonato de sodio residual  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  ( $\text{mmol l}^{-1}$ ) del agua residual de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán.

permeabilidades, lo cual se debe a que las sales que contienen se han removido por lixiviación desde las partes superiores de los suelos hacia las partes inferiores (Doneen, 1975).

Cuando la concentración de sales del agua que se percola en un suelo se encuentra por debajo del valor de floculación se presenta una dispersión de los sistemas arcillosos, y el movimiento de partículas finas y su depositación en los poros y microporos; todo esto conduce a una reducción de la conductividad hidráulica. Los procesos de hinchamiento y dispersión de las arcillas son los mecanismos que provocan los cambios en la estructura de los suelos, pues

el hinchamiento reduce el radio de los poros. A su vez, es muy importante señalar cuáles son las diferencias entre hinchamiento y dispersión de los sistemas arcillosos. El hinchamiento es esencialmente un proceso reversible. La reducción de los valores de la conductividad hidráulica puede hacerse reversible mediante la incorporación de agua de una mayor concentración electrolítica o la incorporación de iones divalentes a los suelos; en cambio, el movimiento de las arcillas dispersas es la causa de la formación de una costra impermeable en la superficie de los suelos y esta costra solamente se puede destruir por medios mecánicos (Frenkel & Hadas, 1981;

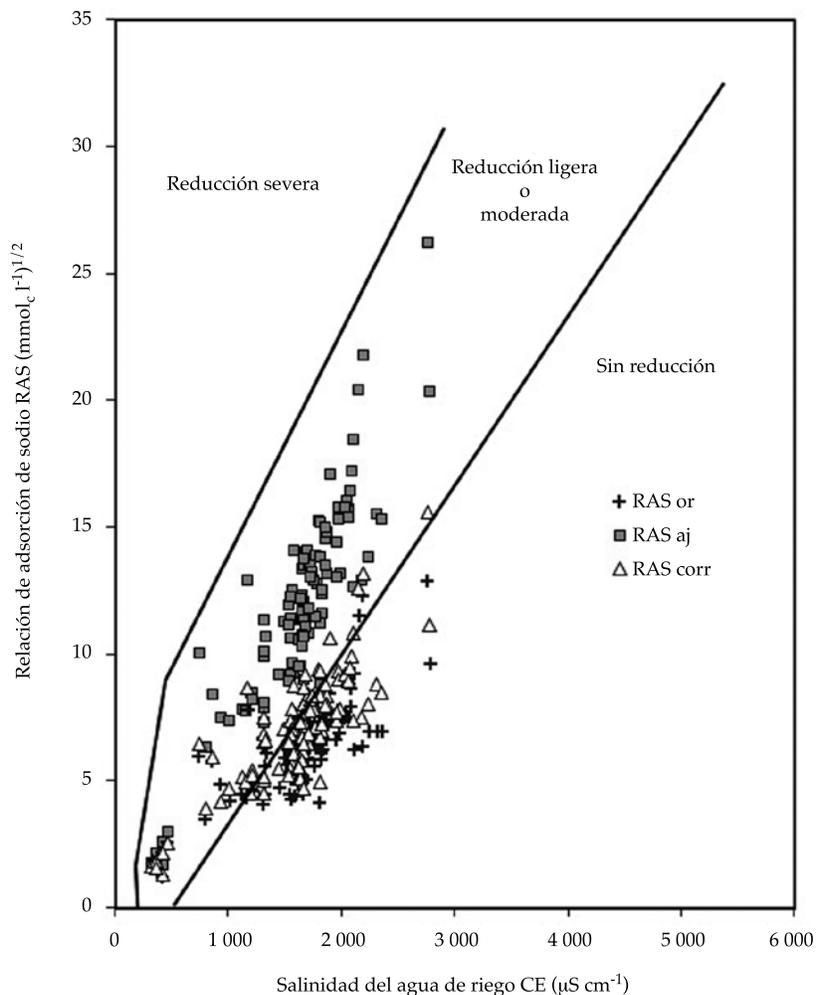


Figura 5. Reducción de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán.

Shainberg & Letey, 1984). En la figura 5 se presenta la reducción de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual.

**Clasificación del agua residual de acuerdo con Richards (1973)**

El diagrama para la clasificación del agua residual para riego está basado en el sistema coordinado RAS-CE. La conductividad eléctrica esta expresada en  $\mu S\ cm^{-1}$  y el RAS corresponde a  $RAS_{or}$ ,  $RAS_{aj}$  y  $RAS_{corr}$ .

En las gráficas de Richards (1973), las curvas representan ecuaciones de la ley de acción de masas entre cationes solubles y los cationes

intercambiables, y éstas delimitan las diferentes clases de sodio. Las curvas de la figura 6 se construyeron aplicando las ecuaciones siguientes: curva superior,  $S = 43.74 - 8.87 (\log C)$ ; curva intermedia,  $S = 31.31 - 6.66 (\log C)$ , y curva inferior,  $S = 18.87 - 4.44 (\log C)$ , en donde  $S = RAS$  y  $C = CE\ \mu S\ cm^{-1}$ .

Cuando se compara el número de muestras de agua que corresponden a cada RAS de acuerdo con las diferentes formulaciones de RAS, es evidente que la relación de adsorción de sodio ajustada, formulada por Bower, Wilcox y Keyes (1965) y aquella formulada por Suárez (1981), se desplazan a otros grupos de clasificación.

Las causas del porqué los valores de  $RAS_{aj}$  y  $RAS_{corr}$  son superiores al  $RAS_{or}$  se deben a la

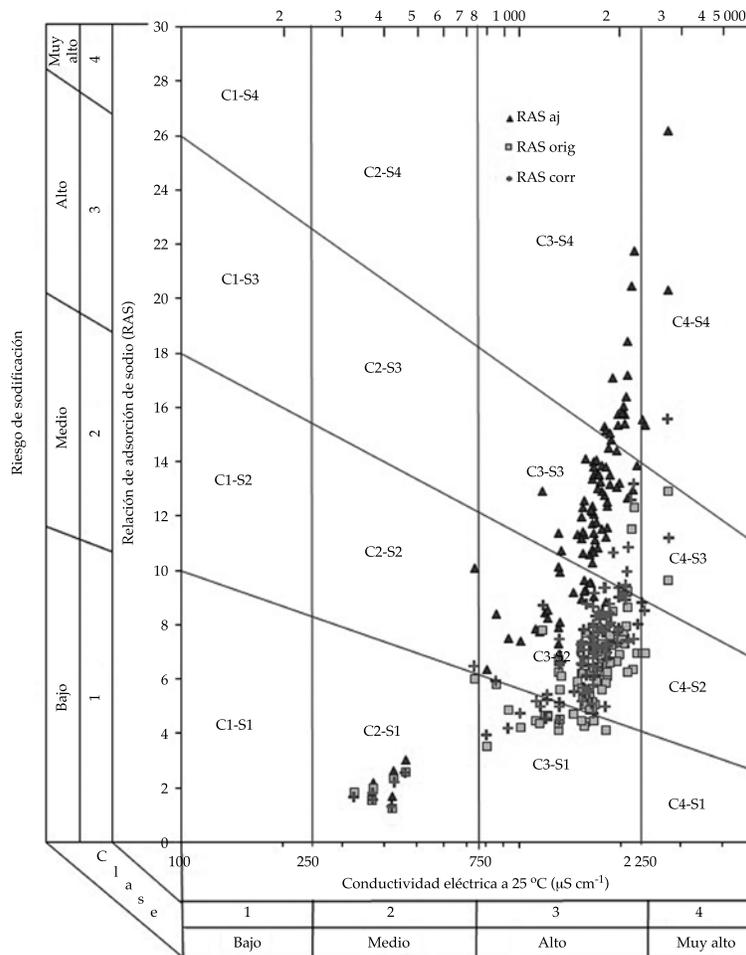


Figura 6. Diagrama de clasificación del agua residual de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapan.

precipitación de fracciones de calcio en forma de calcita ( $\text{CaCO}_3$ ).

En la figura 6 se presenta la distribución del agua residual con base en  $\text{RAS}_{or}$ ,  $\text{RAS}_{aj}$  y  $\text{RAS}_{corr}$ . Es muy importante conocer cuáles son los diferentes  $\text{RAS}$  del agua para predecir los  $\text{PSI}_{\text{máx}}$  y  $\text{PSI}_{\text{mín}}$  que se pueden esperar en los espesores superficiales de los suelos del Valle del Mezquital debido al riego con agua residual urbano-industrial. Esto nos permite establecer y manejar de forma correcta las diferentes dosis de yeso, ya sea aplicado en el agua o en los suelos. Por otra parte, se cuenta con el conocimiento de que en los horizontes de los distintos suelos que se tienen en el Valle del Mezquital, se enriquecen con  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ , por lo que entonces pueden utilizarse distintas dosis de azufre elemental  $\text{S}^0$  para poner en movimiento el calcio y el magnesio de los carbonatos de estos  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ .

#### *El intercambio catiónico en los suelos del Valle del Mezquital en condiciones de equilibrio de la relación funcional PSI-RAS*

Conocer cuáles son las concentraciones de los distintos iones en las soluciones salinas ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) no es suficiente para poder predecir los peligros potenciales que se presentarán en el uso del agua residual. Durante el empleo del agua residual es muy importante comprender en qué medida variará el  $\text{PSI}$  de un determinado suelo, al ser regado con agua que posee diferentes relaciones de adsorción de sodio ( $\text{RAS}$ ).

En general, el suelo está representado por un conjunto de diferentes sistemas arcillosos y grupos funcionales de las moléculas orgánicas. Todo esto conforma el complejo de intercambio catiónico. En su totalidad, la suma de cargas negativas son  $\sum n^-$ . En cambio, las soluciones están conformadas por la totalidad de la suma de cargas positivas  $\sum n^+$  o la totalidad de cargas de los cationes  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ .

Es así que en los procesos de adsorción intercambiable subyace el concepto de equivalencia (Gapon, 1933; Sposito, 1977; Sposito & Mattigod, 1977). El propósito de determinar

el  $\text{RAS}$  en sus diferentes formulaciones,  $\text{RAS}_{or}$ ,  $\text{RAS}_{aj}$  y  $\text{RAS}_{corr}$ , es determinar el  $\text{PSI}$  en un suelo en condiciones de equilibrio. El  $\text{RAS}$ , en su expresión

$$\text{RAS} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}, \text{ implícitamente está}$$

asumiendo que los iones de calcio y magnesio poseen la misma selectividad para ser intercambiados en el sistema superficie-solución (Suarez, 1981). También debemos mencionar que en los procesos de intercambio catiónico se están considerando concentraciones de los diferentes iones ( $C$ ) y no sus actividades.

En concentraciones electrolíticas de 0.1 N y

$$\text{RAS} = 40 - 50, \text{ la ecuación } \text{PSI} = \frac{K_G \text{RAS}}{1 + K_G \text{RAS}}$$

predice de modo correcto el sodio intercambiable en los suelos (Shaingber & Letey, 1984; Velázquez-Machuca et al., 2002). En la figura 7 se muestran los porcentajes de sodio intercambiable  $\text{PSI}$  para el  $\text{RAS}_{or}$ ,  $\text{RAS}_{aj}$  y  $\text{RAS}_{corr}$  en sus respectivos campos coordenados  $\text{PSI-RAS}$ , considerando los coeficientes de selectividad iónica de Gapon:  $K_G = 0.007244$ ,  $K_G = 0.0118999$ , y  $K_G = 0.016899$ .

Es necesario mencionar que las sales predominantes en el agua residual que riega el Valle del Mezquital están conformadas por concentraciones considerables de  $\text{NaHCO}_3$  y  $\text{NaCl}$ . Los bicarbonatos de sodio son fácilmente hidrolizables en condiciones de evapotranspiración. El sistema  $\text{CO}_3^{2-}-\text{HCO}_3^-$  se transforma en  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ , aumentando la concentración del ion sodio en las soluciones. Con un aumento de  $\text{RAS}$  se incrementa el porcentaje de sodio intercambiable.

#### **Conclusiones**

1. El agua residual urbano-industrial que riega el Valle del Mezquital es sulfático-clorhídrico-bicarbonatada  $\text{SO}_4-\text{Cl}-\text{HCO}_3$ . El régimen fisicoquímico de esta agua es de tendencia alcalina  $\text{pH} > 7.0$ .
2. Las sales prevalecientes en el agua son  $\text{NaHCO}_3$  y  $\text{NaCl}$ , observándose que  $\text{NaHCO}_3 > \text{NaCl}$ .

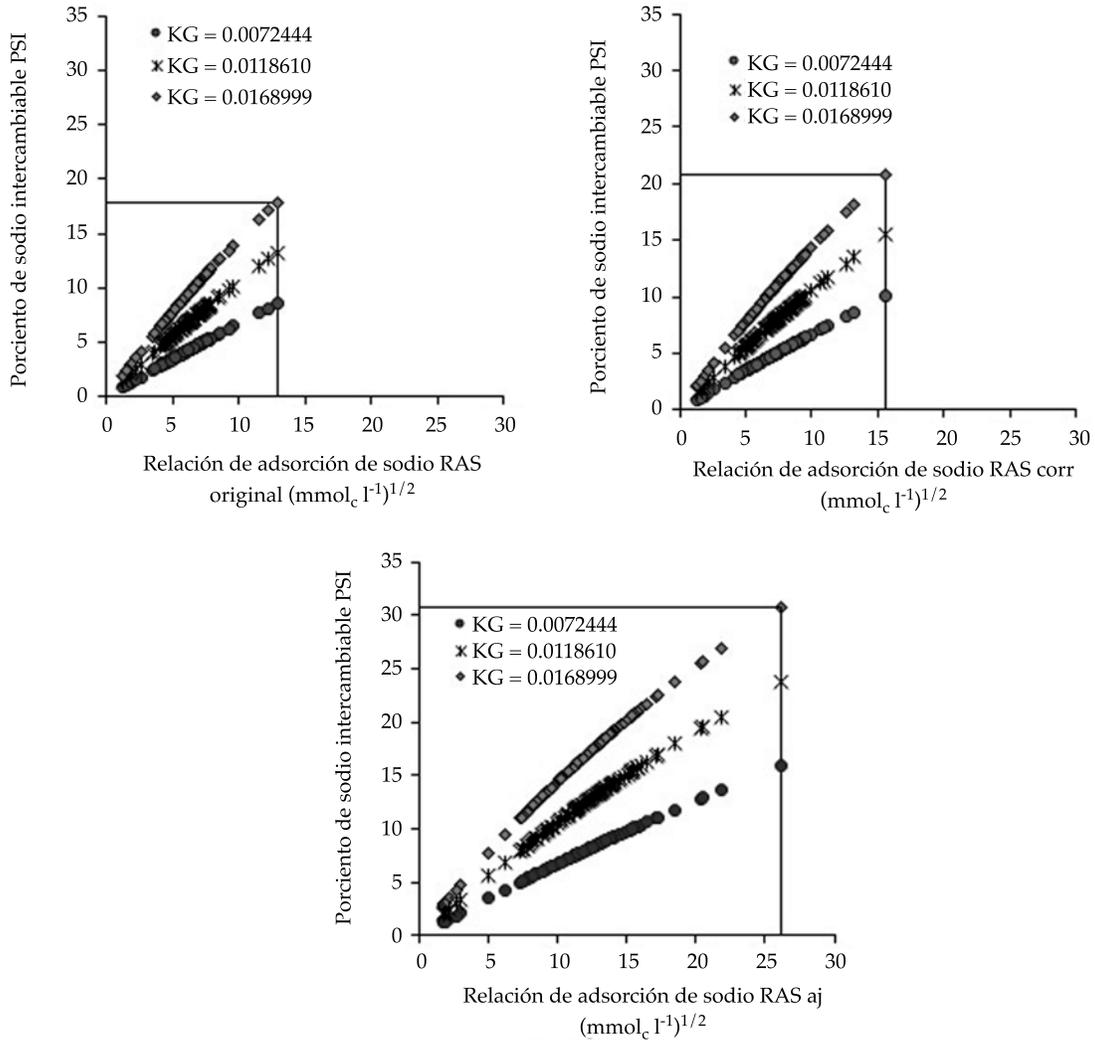


Figura 7. Relación PSI-RAS del agua residual de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán.

3. El coeficiente  $a$  en su relación funcional  $I = af(CE)$  para el agua residual fue de  $a = 0.0116$ .
4. Establecer los diferentes  $PSI_{máx}$  y  $PSI_{mín}$  derivados de la relación funcional  $PSI-RAS$ , en especial para  $PSI-RAS_{or}$ ,  $PSI-RAS_{aj}$ ,  $PSI-RAS_{corr}$  nos permite conocer los diferentes campos del sistema coordinado  $PSI-RAS$  para el agua residual que riega el Valle del Mezquital.
5. Es muy importante determinar el  $RAS_{aj}$  para predecir el  $PSI$  en las partes más

- superficiales del suelo, pues toma en cuenta la precipitación de la calcita  $CaCO_3$  en  $pH_c = 8.4$ . La germinación y el desarrollo de plántulas de los diferentes cultivos se verán afectados por los altos valores del  $PSI$ .
6. Con el conocimiento de  $PSI_{máx}$  y  $PSI_{mín}$  se pueden establecer las medidas de mejoramiento de la calidad del agua residual o suelos mediante la aplicación de diferentes dosis de yeso ( $CaSO_4$ ) o azufre elemental ( $S^0$ ). En  $PSI = 5.0 - 10.0 - 20.0$  alcanzados en condiciones de equilibrio

con  $RAS = 5.0 - 15.0 - 25.0$  y  $CSR = 2.5 - 5.0 - 7.5 \text{ meq l}^{-1}$ . Se recomienda la aplicación de la siguiente dosis de yeso agrícola de  $2.5-5.0 \text{ ton ha}^{-1}$ , con dimensiones de partículas de yeso de  $0.5$  a  $1.0 \text{ mm}$ . El yeso se puede aplicar en la superficie o en hileras.

## Referencias

- APHA (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1035 pp.). Washington, DC: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Pollution Control Federation (WPCF), Port City Press, Baltimore, MD.
- Bajwa, M. S., Hira, G. S., & Singh, N. T. (1983). Effect of Sodium and Bicarbonate Irrigation Waters on Sodium Accumulation and on Maize and Wheat Yields in Northern India. *Irrig. Sci.*, 4, 191-199.
- Bajwa, M. S., Choudhary, O. P., & Josan, A. S. (1992). Effect of Continuous Irrigation with Sodic and Saline-Sodic Waters on Soil Properties and Crop Yields under Cotton-Wheat Rotation in Northwestern India. *Agric. Water Management*, 22, 345-356.
- Bower, C. A., Wilcox, G. W. A., & Keyes, M. G. (1965). An Index of the Tendency of  $\text{CaCO}_3$  to Precipitate from Irrigation Waters. *Soil Science Society Proceeding*, 29(1), 91-92.
- Choudhary, O. P., Josan, A. S., & Bajwa, M. S. (2001). Yield and Fibre Quality of Cotton Cultivars as Affected by the Build-up of Sodium in the Soils with Sustained Sodic Irrigation under Semi-Arid Conditions. *Agric. Water Management*, 49, 1-9.
- Choudhary, O. P., Ghuman, B. S., Bijay-Singh, Thuy, N., & Buresh, R. J. (2011). Effects of Long-Term Use of Sodic Water Irrigation, Amendments and Crop Residues on Soil Properties and Crop Yields in Rice-Wheat Cropping System in a Calcareous Soil. *Field Crops Research.*, 121, 363-372.
- Conagua (2009). *Estadísticas del agua de la Región Hidrológico-Administrativa XIII, Aguas del Valle de México*. México, DF: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua (2015). *Estadísticas agrícolas de los distritos de riego*. México, DF: Comisión Nacional del Agua.
- Costa, J. L., Prunty, L., Montgomery, B. R., Richardson, J. L., & Alessi, R. S. (1991). Water Quality Effects on Soils and Alfalfa: II. Soil Physical and Chemical Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55, 203-209.
- Doneen, L. D. J. (1975). Plant in Saline Environments (pp 56-76). In: *Water Quality for Irrigated Agricultural*. New York: Poljakoff-Mayber, & Gale, A. J., Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Eaton, F. M. (1950). Significance of Carbonates in Irrigation Waters. *Soil Science*, 69(2), 123-134.
- Frenkel, H., & Hadas, A. (1981). Effects of Tillage and Gypsum Incorporation on Rain Runoff and Crust Strength in Field Soils Irrigated with Saline-Sodic Water. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45, 156-159.
- Gapon, E. N. (1933). On the Theory of Exchange Adsorption in Soils (Russian). *Gen. Chem.*, 3, 144-163.
- Griffin, R. A., & Jurinak, J. J. (1973). Estimation of Activity Coefficients from the Electrical Conductivity of Natural Aquatic Systems and Soil Extracts. *Soil Sci.*, 116(1), 26-30.
- Izhar-ul-Haq, Muhammad, B., & Iqbal, F. (2007). Effect of Gypsum and Farmyard Manure on Soil Properties and Wheat Crop Irrigation with Brackish Water. *Soil & Environment*, 26(2), 164-171.
- Jalali, M., Merikhpour, M. H., Kaledhonkar, J., & Van Der Zee, S. E. A. T. M. (2008). Effects of Wastewater Irrigation on Soil Sodicity and Nutrient Leaching in Calcareous Soils. *Agric. Water Management*, 95, 143-153.
- Jiménez, B. (2005). Treatment Technology and Standards for Agricultural Wastewater Reuse: A Case Study in México. *Irrig. Drain.*, 54, S23-S33.
- Jurinak, J. J. (1990). *The Chemistry of Salt-Affected Soils and Waters*. Tanji, K. K. (ed.). Agricultural Salinity Assessment and Management, Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71 (pp. 42-63). New York: American Society of Civil Engineers.
- Kodva, V. A., Pascaud, G., & Minart, P. (1973). Irrigation, Drainage and Salinity (pp. 122-154). In: *Chemistry of Saline and Alkali Soils of Arid Zones*. Paris: Huitchinson & Co., FAO/UNESCO.
- Leffelaar, P. A., Kamphorst, A., & Pal, R. (1983). Nomographic Estimation of Activity Coefficients from the Electrical Conductivity Data of Soil Extracts. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, 31, 20-27.
- Minhas, P. S., & Bajwa, M. S. (2001). Use and Management of Poor Quality Waters for the Rice-Wheat based Production System. *Journal of Crop Production*, 4(1), 273-306.
- Miyamoto, S., Piela, K., & Petticrew, J. (1985). Salt Effects on Germination and Seedling Emergence of Several Vegetable Crops and Guayule. *Irrig. Sci.*, 6, 159-170.
- Muyen, Z., Moore, G. A., & Wrigley, R. J. (2011). Soil Salinity and Sodicity Effects of Water Irrigation in South East Australia. *Agric. Water Management*, 99, 33-41.
- NMX-AA-003-1980. (1980). *Aguas residuales. Muestreo* (pp. 8). México, DF: Secretaría de Comercio y Fomento industrial.
- Ponnamperuma, F. N., Tianco, M. E., & Loy, A. T. (1966). Ionic Strengths of the Solutions of Flooded Soils and Other Natural Aqueous Solutions from Specific Conductance. *Soil Sci.*, 102(6), 408-413.
- Ramírez, O., Ortega, E. M., Rodríguez, O. J. L., Ramírez A. C., & Rone, P. J. L. (1989). Determinación experimental de la capacidad germinativa de algunos cultivos agrícolas en soluciones salinas de diferente concentración total y composición cualitativa. *Agrociencia*, 78, 249-264.

- Richards, L. A. (1973). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos* (172 pp.). Manual 60. México, DF: Limusa.
- Shainberg, I., & Letey, J. (1984). Response of Soils to Sodic and Saline Conditions. *Hilgardia*, 52(2), 1-57.
- Singh, Y., Uma, & Singh, S. P. (2014). Effect of Lemmongrass of Residual Sodium Carbonate of Sodic Irrigation Water on the Nutrient Composition and their Uptake. *Indian Res. J. Genet. & Biotech.*, 6(3), 526-530.
- Sposito, G., & Mattigod, S. V. (1977). On the Chemical Foundation of the Sodium Adsorption Ratio. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41, 323-329.
- Sposito, G. (1977). The Gapon and Vanselow Selecting Coefficients. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41, 1205-1206.
- Suarez, D. L. (1981). Relation between  $pH_c$  and Sodium Adsorption Ratio (SAR) and an Alternative Method of Estimating SAR of Drainage Waters. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45, 469-475.
- Suarez, D. L., Wood, J. D., & Lesh, S. M. (2006). Effect of SAR on Water Infiltration under a Sequential Rain-Irrigation Management System. *Agric. Water Management*, 86, 150-164.
- Velázquez-Machuca, M. A., Ortega-Escobar, M., Martínez-Garza, A., Kohashi-Shibata, J., & García-Calderón, N. (2002). Relación funcional PSI-RAS en el agua residual y suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Terra*, 20(4), 459-464.
- Vogeler, L. (2008). Effect of Long-Term Wastewater Application on Physical Soil Properties. *Water, Air, and Soil Pollution*, 196, 385-392.
- Wilcox, L. V., Blair, G. Y., & Bower, C. A. (1954). Effect of Bicarbonate on Suitability of Water for Irrigation. *Soil Sci.*, 77(4), 259-266.
- Yasin, M., Niazi, B. H., & Rafique, E. (2001). Management of High Bicarbonate Irrigation Waters for Growing Crops. *International Journal of Agriculture and Biology*, 3, 312-315.

## Dirección institucional de los autores

M.C. Alma Delia López-García  
 Dr. Héctor Manuel Ortega-Escobar  
 Dr. Carlos Ramírez-Ayala

Colegio de Postgraduados  
 Posgrado en Hidrociencias  
 Campus Montecillos, km. 36.5 Carretera Federal  
 México-Texcoco  
 56230 Montecillo, Texcoco, Estado de México, México

Teléfonos: +52 (595) 9520 200 y (55) 5804 5900, extensión 1167  
 alopez@colpos.mx  
 manueloe@colpos.mx  
 cara@colpos.mx

Dr. Edgar Iván Sánchez-Bernal

Universidad del Mar  
 Campus Puerto Escondido  
 Ciudad Universitaria, Carretera Vía Sola de Vega  
 71980 Puerto Escondido, San Pedro Mixtepec, Juquila,  
 Oaxaca, México  
 Teléfono: +52 (954) 5824 990  
 edgarivansb@zicatela.umar.mx

Dr. Álvaro Can-Chulim

Universidad Autónoma de Nayarit  
 Carretera Tepic-Compostela Km 9  
 63780 Xalisco, Nayarit, México  
 Teléfono: +52 (311) 2112 478  
 canchulim@yahoo.com.mx

Dr. Domingo José Gómez-Meléndez

Universidad Autónoma de Querétaro  
 Centro Universitario s/n  
 76010 Querétaro, Querétaro, México  
 Teléfono: +52 (442) 1921 200  
 domag5@hotmail.com

Dr. Rigoberto Eustacio Vázquez-Alvarado

Universidad Autónoma de Nuevo León  
 Facultad de Agronomía  
 Francisco Villa s/n, Col. ExHacienda El Canadá  
 66050 Gral. Escobedo, Nuevo León, México  
 Teléfono: +52 (81) 1340 4399  
 rigoberto.vazquez@uanl.edur.r