

## CALIDAD AGRONÓMICA DE LAS AGUAS RESIDUALES EN LOS DISTRITOS DE RIEGO TULA Y ALFAJAYUCAN

Agronomic quality of wastewater in Tula and Alfajayucan irrigation districts

Juan Uriel AVELAR ROBLERO<sup>1</sup>, Héctor Manuel ORTEGA ESCOBAR<sup>2\*</sup>,  
Oscar Raúl MANCILLA VILLA<sup>3</sup>, Carlos RAMÍREZ AYALA<sup>2</sup>,  
Isabel MENDOZA SALDÍVAR<sup>4</sup> y Abdul KHALIL GARDEZI<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales, km 38.5 Carretera México-Texcoco, Chapingo, 56230 Texcoco, Estado de México, México.

<sup>2</sup> Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, 56264 Texcoco, Estado de México, México.

<sup>3</sup> Universidad de Guadalajara, Av. Independencia Nacional 151, 48900 Autlán, Jalisco, México.

<sup>4</sup> Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico Superior del Oriente del Estado de Hidalgo, km 3.5 Carretera Apan-Tepeapulco, Las Peñitas, 43900 Apan, Hidalgo, México.

\*Autor para correspondencia: [manueloe@colpos.mx](mailto:manueloe@colpos.mx)

*(Recibido: junio de 2021; aceptado: diciembre de 2022)*

Palabras clave: calidad del agua, suelo, salinidad, sodicidad, sales hipotéticas.

### RESUMEN

Las aguas residuales aportan nutrientes para los cultivos y aumentan el volumen de agua disponible para el riego, pero representan contingencias como la salinización y sodificación de los suelos, toxicidad en las plantas y riesgos para la salud humana. Con el objetivo de identificar los riesgos de salinización y sodificación de los suelos en los distritos de riego Tula y Alfajayucan, se realizó la caracterización física y química de 70 muestras de agua tomadas en canales, ríos, presas y manantiales. Se realizó el análisis de los parámetros pH y conductividad eléctrica (CE), y se determinó la concentración de los iones  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , B y  $\text{PO}_4^{3-}$ . Solo el 5.7 % de los sitios muestreados tiene buena calidad agronómica, de acuerdo con la CE; en todos los sitios muestreados predominan los iones  $\text{Na}^+$ ,  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{Cl}^-$ , que dan lugar a la formación de las sales  $\text{NaHCO}_3$  y  $\text{NaCl}$ , que son tóxicas para la mayoría de los cultivos; existe riesgo de reducción en la infiltración del agua en el suelo en el 65.7 % de los sitios muestreados; en el 87.1 % de los sitios, el boro se encuentra en concentraciones que pueden ser tóxicas para los cultivos, y en el 48.6 % se supera la concentración de 2 mg/L de ortofosfatos. Con los parámetros evaluados, se concluye que la calidad agronómica de las aguas utilizadas en los distritos de riego Tula y Alfajayucan es deficiente, por los riesgos altos de salinización y sodificación del suelo, así como de toxicidad para los cultivos.

Key words: water quality, soil, salinity, sodicity, hypothetical salts.

### ABSTRACT

Wastewater provides nutrients for crops and increases the volume of water available for irrigation, but it represents risks such as salinization and sodification of soils, toxic-

ity to plants, and risks to human health. With the objective of identifying the risks of salinization and sodification of soils in the irrigation districts Tula and Alfajayucan, the physical and chemical characterization of 70 water samples taken from canals, rivers, dams, and springs was carried out. The analysis of the parameters pH and electrical conductivity (EC) was carried out, and the concentration of the next ions was determined:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , B and  $\text{PO}_4^{3-}$ . Only 5.7 % of the sampled sites have good agronomic water quality, according to the EC;  $\text{Na}^+$ ,  $\text{HCO}_3^-$  and  $\text{Cl}^-$  predominate in all the sampled sites, which give rise to the formation of  $\text{NaHCO}_3$  and  $\text{NaCl}$  salts, which are toxic to most crops; there is a risk of infiltration reduction in 65.7 % of the sampled sites; in 87.1 % of the sites, boron is found in concentrations that can be toxic to crops, and in 48.6 % the concentration of 2 mg/L of orthophosphates is exceeded. With the parameters evaluated, it is concluded that the agronomic quality of the water used in Tula and Alfajayucan irrigation districts is deficient, due to the high risks of salinization and sodification of the soil, as well as toxicity to crops.

## INTRODUCCIÓN

El volumen de aguas residuales aumenta debido a tres impulsores fundamentales: la urbanización, el aumento de la población y el desarrollo económico, que acarrea industrialización (Qadir et al. 2020). En muchas partes del mundo la explotación no regulada de fuentes naturales de agua ha llevado a una situación crítica de disponibilidad, con graves consecuencias para la población (Pande y Sivapalan 2017). Por lo tanto, la reutilización del agua adquiere más importancia con el paso del tiempo porque contribuye a disminuir los problemas de disponibilidad.

En la agricultura se utilizan las aguas residuales para riego en varios países del mundo (Jiménez 2005, Chen et al. 2015, Gatto D'Andrea et al. 2021), entre ellos México. Esta práctica ha permitido fertilizar cultivos, reciclar nutrientes y ahorrar agua limpia (Contreras et al. 2017). En el Valle del Mezquital se han utilizado aguas residuales para el riego agrícola desde hace 110 años (Siemens et al. 2008). Debido a la carga nutricional del agua residual proveniente del Valle de México, se propician aumentos considerables en los rendimientos de los cultivos (hasta 150 % en maíz); en consecuencia, se incrementa el valor de la tierra (Jiménez 2005, Guadarrama y Galván 2015).

Esta investigación se realizó en los distritos de riego (DR) 003 Tula y 100 Alfajayucan, por su importancia a nivel nacional en la producción agrícola y porque forman parte del Valle de Tula, considerado como la mayor superficie compacta del mundo en que se utilizan aguas residuales para riego (Jiménez 2005). Los 86 distritos de riego que operan en México generan alrededor de 30 % del valor de la producción agrícola; entre ellos, los distritos de riego Tula y Alfajayucan figuran entre los de mayor productividad. En el ciclo agrícola 2019-2020, en el DR Tula se reportó una superficie sembrada y

cosechada de 53 859 ha y en el DR Alfajayucan de 30 161 ha (CONAGUA 2021). De acuerdo con la CONAGUA (2021), los cultivos más importantes en el DR 003 son maíz grano y alfalfa, que representan el 40 y el 35 %, de la superficie total cultivada, respectivamente. En el resto de la superficie se cultivan avena, cebada, trigo, frijol, y hortalizas como coliflor, calabacita y chile verde, entre otros. En el DR 100 los cultivos más importantes son alfalfa y maíz grano, que representan 37 y 35 %, de la superficie total cultivada, respectivamente. En el resto de la superficie se cultivan avena forrajera, cebada forrajera, frijol, calabacita, coliflor, chile, tomate de cáscara y otros.

Algunos constituyentes iónicos de las aguas residuales que se utilizan para el riego resultan perjudiciales para la calidad del suelo cuando se encuentran en alta concentración (Velázquez-Machuca et al. 2002). Entre los problemas principales causados en el suelo por la reutilización de aguas residuales en el riego agrícola están la salinización y aumento de la sodicidad (Elgallal et al. 2016), que afectan las propiedades físicas y químicas del suelo y ocasionan desequilibrio de nutrientes en los cultivos (Bedbabis et al. 2014, Tunc y Sahin 2015). Otro factor negativo es la disminución del paso del aire y del agua dentro del perfil del suelo, causada por el hinchamiento y dispersión de las arcillas asociadas a la interacción compleja entre la concentración de electrolitos y la sodicidad (Mau y Porporato 2015). Este problema conduce a la disminución de la productividad del suelo si no se toman las medidas adecuadas de mejoramiento (Shrivastava y Kumar 2015).

Evaluar la calidad de las aguas residuales que se utilizan en la agricultura es importante para prevenir riesgos ambientales y aporta información que puede utilizarse para rehabilitar suelos degradados por salinidad, sodicidad, metales pesados, pesticidas y

contaminantes emergentes (Velázquez-Machuca et al. 2002). En el ámbito agronómico, además de los daños ambientales, la salinidad y la sodicidad de los suelos disminuyen su productividad (Machado y Serralheiro 2017). El problema de los suelos salinos y sódicos no es menor, ya que el 20 % de las tierras cultivadas y el 33 % de las áreas de riego en el mundo están afectadas (Shrivastava y Kumar 2015). Por ello, el objetivo de esta investigación fue evaluar la calidad agronómica de las aguas residuales mediante el análisis de indicadores físicos y químicos de 70 muestras de agua, con el fin de advertir sobre los riesgos y consecuencias del riego con aguas residuales en los distritos de riego Tula y Alfajayucan.

### MATERIALES Y MÉTODOS

#### Descripción del área de estudio

El estudio se realizó en la red hidrográfica de los distritos de riego Tula (DR 003) y Alfajayucan (DR 100), dentro de la región geográfica y cultural conocida como Valle del Mezquital, en el estado de Hidalgo, México. También se tomaron en cuenta algunos sitios fuera de los distritos de riego como la presa Zimapán, el lago de Zumpango y algunos puntos del Gran Canal de Desagüe que proviene de la Ciudad de México y se dirige al Valle del Mezquital (Fig. 1).

Los distritos de riego 003 y 100 se encuentran dentro de la provincia fisiográfica Eje Neovolcánico

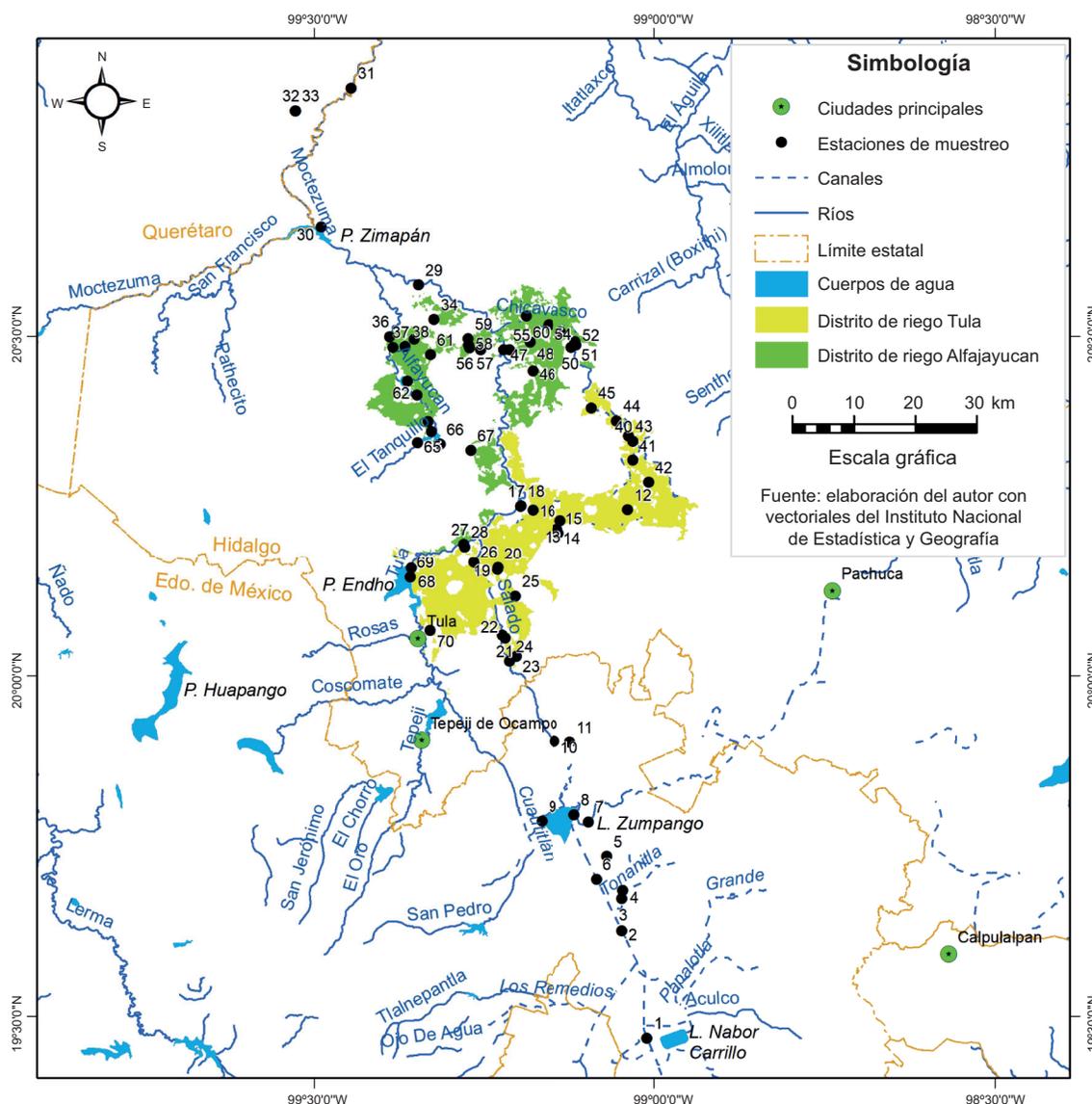


Fig. 1. Localización geográfica de los sitios de muestreo de agua residual.

y de la subprovincia Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo. Esta última presenta un corredor de lomeríos bajos de material volcánico y llanuras cuya altura varía de 985 a 2000 msnm. La zona de riego se localiza en las llanuras rodeadas en el lado norte por la Sierra de Pachuca, y en el interior del valle se encuentran algunos cerros como El Soldado, El Sauz, Dianxe y Muemxai en Alfajayucan y Cerro Grande en Tezontepec (Chamizo-Checa et al. 2018).

El área de estudio pertenece a la cuenca del río Moctezuma, dentro de la región hidrológica número 26 Pánuco y en la subregión Valle de México-Río Tula que abarca desde los orígenes de las corrientes del río Tula hasta el cauce actual del río Zimapán. Las corrientes superficiales principales son el río Tula con sus afluentes río Salado, Cuautitlán, Guadalupe y Rosas, así como algunos afluentes del río Moctezuma como los ríos Alfajayucan, Tecozautla y San Francisco. El río Tula aporta sus aguas a las presas Taxhimay, Requena y Endhó. La presa Debodhé, que fue construida para contener el río Actopan, se aprovecha para riego y el excedente se descarga en el río Tula. En esta región se localizan 170 cuerpos de agua superficiales, entre los que sobresalen por su capacidad las presas Endhó, Requena, Vicente Guerrero y Rojo Gómez (Rodarte et al. 2012).

En la región de los distritos de riego Tula y Alfajayucan predomina el clima semiárido, templado, con temperatura media anual de 12 a 18 °C. La precipitación ocurre en verano y el porcentaje de lluvia invernal es del 5 al 10.2 % del total anual. La lluvia promedio anual varía entre 300 y 400 mm (INEGI 2017).

### Métodos analíticos

Se establecieron 70 sitios de muestreo en el mes de mayo de 2018 dentro del área que abarcan los DR 100 y 003, y fuera de ellos. Las muestras se tomaron siguiendo los lineamientos generales y recomendaciones de la Norma Mexicana NMX-AA-003-1980 para muestrear las descargas de aguas residuales, con el fin de determinar sus características físicas y químicas (SECOFI 1980).

Las determinaciones físicas y químicas se realizaron con las siguientes metodologías: pH con el método del potenciómetro (Greenberg et al. 1992); conductividad eléctrica (CE) por conductimetría (Richards 1974); residuo seco evaporado y residuo seco calcinado por gravimetría (Greenberg et al. 1992); calcio, magnesio, carbonatos, bicarbonatos y cloruros por volumetría (Richards 1974); sodio y potasio por flamometría (Greenberg et al. 1992); boro, sulfatos y ortofosfatos por turbidimetría (Greenberg et al. 1992).

Se verificó la exactitud de los resultados analíticos utilizando el método de balance iónico, el cual establece que la suma de cationes debe equilibrarse con la suma de aniones cuando se expresan en meq/L debido a la neutralidad eléctrica del agua (Greenberg et al. 1992).

### Salinidad

Para expresar la concentración de iones en el agua se midió la CE en  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . El agua con CE menor a 700  $\mu\text{S}/\text{cm}$  se considera sin riesgo para el uso agrícola, entre 700 y 3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  se considera con riesgo ligero a moderado y mayor a 3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  se considera con riesgo severo para uso agrícola (Ayers y Westcot 1985).

### Determinación de la fuerza iónica

La fuerza iónica es una medida del campo eléctrico causado por los iones en solución. Este campo eléctrico influye en la velocidad de movimiento de cada ion y, por consiguiente, en su CE. La actividad de los diferentes iones se calculó a partir de su concentración en mol/L y de su fuerza iónica. Para calcular el coeficiente de actividad de cualquier ion en una solución, se utilizó la ecuación de Debye-Hückel:

$$\log \gamma = - \frac{AZ^2\sqrt{I}}{1 + aB\sqrt{I}} \quad (1)$$

donde  $\gamma$  es el coeficiente de actividad, A y B son constantes que dependen de la temperatura, Z es la valencia y a es un parámetro dependiente del tamaño del ion. Todos los factores mencionados son valores constantes. La única variable es la fuerza iónica, que se determina con la ecuación [2].

$$I = \frac{1}{2} \sum C_i Z_i^2 \quad (2)$$

donde I es la fuerza iónica, C es la concentración en mol/L y Z es la valencia de cada ion en solución.

El cálculo de la fuerza iónica también es importante para obtener el valor de pHc (pH teórico en equilibrio con el  $\text{CaCO}_3$ ) de las muestras de agua, que es una de las variables requeridas para el cálculo de la relación de adsorción de sodio (RAS) ajustada.

### Relación de adsorción de sodio

El riesgo por sodio también puede expresarse en términos de la RAS, que establece una relación entre el sodio y la cantidad de calcio + magnesio. La presencia de calcio y magnesio en la solución contrarresta los efectos del sodio (Gardner 2015). Cuando el agua de riego con altos valores de RAS penetra en el complejo

de intercambio, el sodio, que reemplaza al calcio y al magnesio, causa daños a la estructura física del suelo (Gardner 2015, Tunc y Sahin 2015), por lo que éste se vuelve duro y compacto cuando está seco y se presenta mayor dificultad para el paso del agua a través del perfil del suelo (Nishanthiny et al. 2010).

Para el cálculo de la RAS se utilizaron las siguientes ecuaciones:

$$RAS = \frac{CNa^+}{\sqrt{\frac{CCa^{2+} + CMg^{2+}}{2}}} \quad (3)$$

(Gapon citado por Richards 1974)

$$RAS_{aj} = \frac{CNa^+}{\sqrt{\frac{CCa^{2+} + CMg^{2+}}{2}}} [1 + (8.4 - pHc)] \quad (4)$$

(Bower y Wilcox 1965)

$$RAS^{\circ} = \frac{CNa^+}{\sqrt{\frac{CCa_x^{2+} + CMg^{2+}}{2}}} \quad (5)$$

(Suarez 1981)

donde RAS es la relación de adsorción de sodio,  $RAS_{aj}$  es la RAS ajustada por Bower y Wilcox (1965),  $RAS^{\circ}$  es la RAS corregida por Suarez (1981),  $CNa^+$  es la concentración de sodio en meq/L,  $CCa^{2+}$  es la concentración de calcio en meq/L y  $CMg^{2+}$  es la concentración de magnesio en meq/L.

En la ecuación 5 aparece  $CCa_x^{2+}$ , que es una corrección al contenido de calcio, tomando en cuenta las fuentes de calcio debido al  $CaCO_3$ . Se calcula mediante la relación  $HCO_3^-/Ca^{2+}$ .

En la ecuación 3 no se consideran las diferencias físicas ni químicas esenciales de los iones involucrados, a pesar de que los tres difieren de manera importante en el radio iónico y números de hidratación. Estas diferencias provocan que los procesos de hidrólisis se manifiesten con diferente intensidad y que la energía de adsorción del  $Mg^{2+}$  sea tres veces menor que la energía de adsorción del  $Ca^{2+}$  (López-García et al. 2016). En la ecuación 3 tampoco se consideran las variaciones en las concentraciones de  $Ca^{2+}$  debido a su precipitación en condiciones de alcalinidad elevada ( $pH > 8.2$ ).

En la ecuación 4 la  $RAS_{aj}$  incluye las disponibilidades de calcio en condiciones de  $pH = 8.4$ , y es aproximadamente el pH de un suelo no sódico en equilibrio con el  $CaCO_3$ . El valor de  $pHc$  se calcula con la ecuación 6:

$$pHc = (pK_2 - pK_{ps}) + p(Ca + Mg) + p(CO_3 + HCO_3) \quad (6)$$

donde  $p(Ca + Mg)$  corresponde al logaritmo negativo de la concentración molar de  $Ca + Mg$ ;  $p(CO_3 + HCO_3)$  corresponde al logaritmo negativo de la concentración equivalente de  $CO_3$  y  $HCO_3$ ; y  $pK_2 - pK_{ps}$  es el logaritmo negativo de la segunda constante de disociación del  $H_2CO_3$  y el producto de solubilidad del  $CaCO_3$ , corregidos ambos por fuerza iónica.

En la ecuación 5 se consideran fuentes de calcio debido al carbonato de calcio; se obtiene la relación  $HCO_3^-/Ca^{2+}$  para obtener el calcio real en las soluciones de los suelos (Velázquez-Machuca et al. 2002).

### Carbonato de sodio residual

Uno de los procedimientos utilizados para determinar los posibles problemas de infiltración del agua en el suelo es el método del carbonato de sodio residual (CSR; Richards 1974). Mediante el cálculo del CSR se predice la cantidad de  $NaCO_3$  que queda después de la precipitación del  $CaCO_3$  y del  $MgCO_3$  (Camacho-Ballesteros et al. 2020). El CSR (en meq/L) se obtiene con la ecuación 7 (Richards 1974):

$$CSR = (CO_3^{2-} + HCO_3^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \quad (7)$$

Las aguas de riego con un índice de CSR menor a 1.25 se consideran buenas o recomendables, entre 1.25 y 2.5 se consideran condicionadas para el riego y con valores mayores a 2.5 se consideran no recomendables (Camacho-Ballesteros et al. 2020).

### Sales hipotéticas

La CE es una medida indirecta de la salinidad que no proporciona información sobre el tipo de sales disociadas en el agua. El tipo de sales puede determinarse a partir de la combinación hipotética de los iones presentes (Trabelsi y Zouari 2019). Por el tipo de iones predominantes en esta investigación, el cálculo de la formación hipotética de sales se realizó en el siguiente orden:  $Na_2CO_3$ ,  $NaCl$ ,  $NaHCO_3$ ,  $KHCO_3$ ,  $Ca(HCO_3)_2$ ,  $Mg(HCO_3)_2$  y  $MgSO_4$ . En la primera sal, la cantidad formada de  $Na_2CO_3$  (en meq/L) está limitada por el ion de concentración menor, el  $CO_3^{2-}$ . La cantidad restante del ion  $Na^+$  después de la combinación con el  $CO_3^{2-}$  fue utilizada para la formación de la sal  $NaCl$ . Sucesivamente, se realizó la combinación de los siguientes iones para formar el resto de las sales, respetando el principio de electroneutralidad. Algunos autores llaman sales hipotéticas a estos compuestos (Hamdan 2013, Al Dahaan et al. 2016, Trabelsi y Zouari 2019).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Salinidad

Los datos analíticos de las muestras de agua se presentan en el **cuadro I**. De acuerdo con la clasificación del agua de riego por salinidad (Ayers y

Westcot 1985), el 5.7 % de las muestras no presenta ninguna restricción, el 85.7 % presenta riesgo de ligero a moderado y el 8.6 % presenta grado de restricción severo para el riego agrícola. Los sitios con mayor CE fueron el río Tula y una serie de 10 sitios muestreados entre la autopista Peñón-Texcoco y el

**CUADRO I.** CONCENTRACIÓN IÓNICA DEL AGUA RESIDUAL EN LOS SITIOS DE MUESTREO.

Sitio de muestreo	pH	CE μS/cm	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>	RASor	RASaj	RAS <sup>o</sup>
			meq/L									(meq/L) <sup>1/2</sup>	
1	7.22	1336	1.10	1.95	9.11	0.94	0.00	4.80	6.43	1.52	7.38	11.36	7.77
2	9.28	4855	1.05	3.80	38.98	3.24	2.80	26.65	14.05	2.20	25.03	53.49	27.24
3	8.96	5000	1.02	3.85	40.43	3.44	2.30	28.78	14.02	2.17	25.91	55.67	28.15
4	9.00	6200	1.24	4.62	51.34	3.44	2.74	34.54	17.46	3.42	29.99	68.42	32.77
5	8.56	2518	1.25	4.20	17.52	1.67	2.60	8.13	10.80	2.47	10.61	19.24	11.23
6	8.86	5280	1.24	4.82	41.48	3.59	2.72	31.96	12.24	2.60	23.83	54.12	25.93
7	7.02	1850	1.19	2.85	12.80	1.25	0.00	6.25	10.46	0.99	9.01	14.92	9.56
8	7.59	619	0.96	1.22	3.63	0.25	0.00	2.09	3.10	0.71	3.48	4.12	3.31
9	7.29	1276	1.30	1.80	8.81	0.61	0.00	4.32	6.19	1.60	7.08	11.11	7.50
10	9.06	2570	0.86	3.95	20.66	1.42	2.75	14.80	7.45	1.17	13.32	25.03	14.07
11	8.16	2761	1.27	5.02	18.76	1.94	0.00	9.89	13.26	3.13	10.58	19.39	11.19
12	7.87	1809	1.50	2.60	12.67	0.93	0.00	7.05	9.03	1.16	8.85	16.03	9.74
13	7.00	1781	1.15	2.88	12.54	0.84	0.00	5.40	9.45	1.99	8.83	13.96	9.26
14	7.86	1802	1.15	2.96	12.62	0.87	0.00	5.56	9.67	1.80	8.80	14.02	9.24
15	6.78	1240	0.98	1.95	8.47	0.60	0.00	3.74	6.29	1.66	7.00	9.72	7.14
16	6.77	1502	1.18	2.82	10.11	0.56	0.00	4.49	7.96	1.86	7.15	10.92	7.42
17	7.89	1966	1.05	3.13	13.34	1.74	0.00	10.99	5.05	2.59	9.23	16.95	9.94
18	7.53	1808	1.10	2.82	13.09	0.69	0.00	9.50	6.45	1.20	9.35	16.90	10.11
19	7.05	1576	1.46	2.45	10.79	0.75	0.00	7.82	6.01	1.12	7.72	14.34	8.57
20	7.11	1586	1.20	2.70	10.90	0.75	0.00	8.05	5.13	1.95	7.81	13.92	8.47
21	7.50	2356	1.70	5.75	16.03	1.80	0.00	13.92	6.29	2.27	8.31	17.60	9.02
22	7.28	1319	1.03	2.24	9.12	0.52	0.00	6.88	4.26	1.42	7.13	11.90	7.65
23	8.54	4280	0.98	3.90	34.06	2.91	2.20	26.27	9.91	2.11	21.80	46.06	23.56
24	8.43	4025	0.92	4.51	32.24	1.74	2.07	24.76	9.32	1.98	19.57	40.43	20.84
25	7.22	1358	1.25	2.11	9.29	0.65	0.00	6.82	5.16	0.96	7.17	12.53	7.84
26	6.95	1670	1.15	2.77	11.61	0.80	0.00	8.81	5.71	1.28	8.29	14.94	8.98
27	7.60	1615	1.08	2.72	11.26	0.78	0.00	8.63	5.54	1.24	8.17	14.44	8.80
28	7.79	1884	1.25	3.26	12.95	0.92	0.00	10.02	6.43	1.44	8.62	16.21	9.37
29	8.02	1685	1.10	2.90	11.61	0.82	0.00	8.98	5.72	1.28	8.21	14.69	8.84
30	8.35	1707	1.05	3.25	11.56	0.86	0.86	8.85	5.03	1.52	7.88	14.01	8.40
31	8.16	1599	0.98	3.16	10.67	0.84	0.00	9.12	4.59	1.48	7.42	12.97	7.89
32	7.34	557	1.20	2.88	1.20	0.20	0.00	4.05	0.70	0.60	0.84	1.32	0.88
33	7.19	512	1.08	2.64	1.08	0.19	0.00	3.70	0.64	0.52	0.79	1.18	0.82
34	8.14	1670	1.12	2.80	11.57	0.84	0.00	9.47	4.89	1.52	8.26	15.04	8.96
35	8.00	982	0.62	1.72	6.72	0.52	0.00	5.50	2.92	0.90	6.21	8.58	6.39
36	7.57	1046	0.82	1.80	7.09	0.56	0.00	3.20	5.81	0.98	6.19	7.81	6.18
37	7.55	924	0.70	1.60	6.22	0.49	0.00	2.76	5.11	0.88	5.80	6.61	5.65
38	8.20	1081	0.68	1.89	7.42	0.57	0.40	5.64	3.21	1.02	6.55	9.40	6.76
39	8.55	1180	0.72	2.04	8.16	0.62	0.50	6.12	3.50	1.10	6.95	10.35	7.22
40	7.71	2234	1.82	2.82	16.03	1.14	0.00	13.26	6.85	1.14	10.52	22.60	12.25
41	7.37	2157	1.86	2.76	15.42	1.08	0.00	12.94	6.52	1.10	10.15	21.81	11.86
42	6.87	2060	2.02	2.96	14.14	1.02	0.00	12.46	6.08	1.02	8.96	19.48	10.49
43	7.38	2141	2.32	3.18	14.16	1.06	0.00	12.66	6.42	1.12	8.54	19.09	10.13

CE = conductividad eléctrica; RASor = relación de adsorción de sodio original; RASaj = relación de adsorción de sodio ajustada; RAS<sup>o</sup> = relación de adsorción de sodio corregida

**CUADRO I.** CONCENTRACIÓN IÓNICA DEL AGUA RESIDUAL EN LOS SITIOS DE MUESTREO.

Sitio de muestreo	pH	CE μS/cm	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>	RASor	RASaj	RAS <sup>o</sup>
			meq/L									(meq/L) <sup>1/2</sup>	
44	7.42	2146	1.75	2.76	15.44	1.08	0.00	12.77	6.58	1.12	10.28	21.78	11.91
45	7.41	2146	1.73	2.78	15.58	1.04	0.00	12.75	6.56	1.14	10.38	21.91	11.99
46	7.97	1730	1.42	2.12	12.49	0.89	0.00	10.25	5.34	0.89	9.39	18.37	10.73
47	8.04	1730	1.40	2.22	12.40	0.90	0.00	10.16	5.32	0.92	9.22	17.94	10.47
48	8.04	1726	1.40	2.16	12.46	0.88	0.00	10.18	5.38	0.90	9.34	18.19	10.63
49	7.98	1772	1.32	2.20	12.88	0.90	0.00	10.44	5.49	0.92	9.71	18.75	10.96
50	7.55	2189	1.65	2.73	15.92	1.12	0.00	12.84	6.86	1.14	10.76	22.52	12.37
51	8.15	1749	1.38	2.20	12.63	0.90	0.62	9.73	5.39	0.91	9.44	18.24	10.68
52	7.98	2264	1.72	2.84	16.35	1.15	0.00	13.15	7.16	1.19	10.83	22.93	12.48
53	7.69	2308	1.86	2.90	16.66	1.17	0.00	13.50	7.32	1.21	10.80	23.33	12.58
54	8.11	1741	1.18	2.14	12.82	0.88	0.00	9.97	5.69	0.92	9.95	18.55	11.08
55	7.57	2471	1.72	3.04	18.13	1.26	0.00	14.06	8.16	1.30	11.75	25.11	13.49
56	7.98	1732	1.20	2.13	12.54	0.88	0.00	9.70	5.71	0.91	9.72	18.09	10.83
57	8.02	1732	1.22	2.16	12.68	0.86	0.00	9.79	5.75	0.92	9.75	18.25	10.88
58	8.04	1735	1.22	2.20	12.73	0.87	0.00	9.92	5.74	0.92	9.73	18.27	10.85
59	8.00	1725	1.18	2.14	12.55	0.88	0.00	9.71	5.70	0.92	9.74	18.06	10.83
60	8.30	1731	1.19	2.19	12.66	0.88	0.24	10.02	5.28	0.92	9.74	18.26	10.84
61	7.53	1219	0.84	1.55	8.92	0.62	0.00	7.28	3.69	0.65	8.16	13.20	8.79
62	7.86	1554	1.08	1.98	11.32	0.78	0.00	9.28	4.69	0.83	9.15	16.54	10.11
63	7.72	1191	0.92	1.42	8.70	0.60	0.00	7.04	3.62	0.64	8.04	13.23	8.76
64	7.16	1453	1.02	1.86	10.57	0.73	0.00	8.62	4.41	0.78	8.81	15.48	9.67
65	7.00	379	0.28	0.50	2.76	0.18	0.00	2.28	1.15	0.20	4.42	3.23	3.94
66	7.07	1459	1.03	1.88	10.64	0.73	0.00	8.66	4.45	0.79	8.82	15.55	9.69
67	7.05	1461	1.06	1.86	10.61	0.75	0.00	8.64	4.47	0.80	8.78	15.58	9.68
68	7.16	1476	1.07	1.88	10.76	0.76	0.00	8.76	4.51	0.81	8.86	15.80	9.78
69	7.09	1492	1.08	1.90	10.67	0.78	0.00	8.65	4.56	0.82	8.74	15.57	9.64
70	7.14	1926	2.25	4.80	11.06	0.76	0.00	9.71	5.92	2.72	5.89	12.42	6.59

CE = conductividad eléctrica; RASor = relación de adsorción de sodio original; RASaj = relación de adsorción de sodio ajustada; RAS<sup>o</sup> = relación de adsorción de sodio corregida

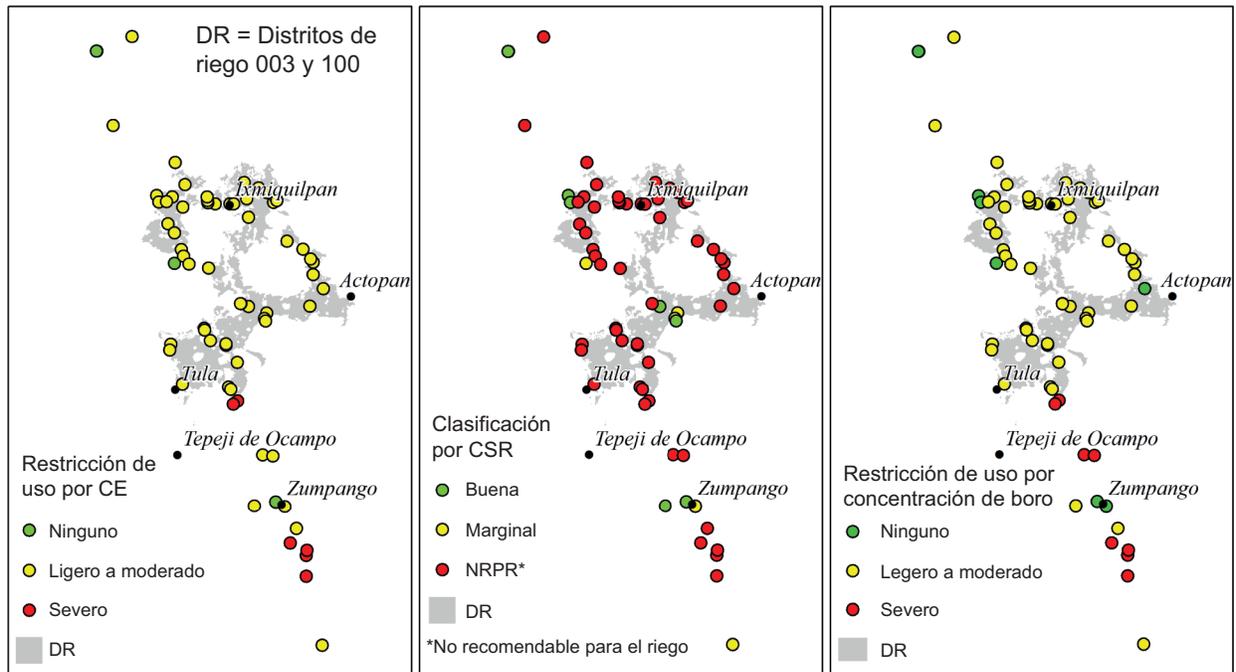
río Atitalaquia. De acuerdo con la SEDUE (1989), el agua se considera apta cuando la CE no sobrepasa 1000 μS/cm; sin embargo, en el 91 % de los sitios de muestreo se sobrepasa este valor. En la **figura 2** se muestra la clasificación y ubicación geográfica de los sitios muestreados de acuerdo con la CE, el CSR y la concentración de boro.

Las aguas residuales municipales e industriales por lo general tienen altas concentraciones de iones que pueden formar las sales NaCl y NaHCO<sub>3</sub> por los desechos de restaurantes, hospitales e industrias, entre otros (Soothar et al. 2018). Aunque éstas no son las únicas sales que podrían formarse, por lo general se encuentran en mayor cantidad. Para identificar la relación entre la CE y las sales hipotéticas predominantes NaCl y NaHCO<sub>3</sub>, se clasificaron los resultados analíticos de acuerdo con la CE en tres categorías: 250-750, 750-2250 y más de 2250 μS/cm. Los resultados fueron los siguientes: para valores de

CE = 250-750 μS/cm, las concentraciones hipotéticas de NaCl y NaHCO<sub>3</sub> se presentaron en intervalos de 0.64-3.1 y 0.50-1.61 meq/L, respectivamente; para valores de CE = 750-2250 μS/cm, las concentraciones de NaCl y NaHCO<sub>3</sub> estuvieron presentes en intervalos de 2.92-10.46 y 1.11-9.18 meq/L, respectivamente; y para valores de CE mayores a 2250 μS/cm, las concentraciones de NaCl y NaHCO<sub>3</sub> se presentaron en intervalos de 6.29-17.46 y 4.12-29.04 meq/L, respectivamente. De manera general, en todas las muestras del presente estudio, el NaCl ocupa en promedio el 33.9 % del total de las sales hipotéticas y el NaHCO<sub>3</sub> ocupa el 38.8 %.

### Predominancia de iones

Por la naturaleza de las aguas residuales urbanas e industriales existe una alta concentración del ion sodio, en comparación con la cantidad del mismo ion en otras fuentes de agua dulce (Elgallal et al. 2016).



**Fig. 2.** Clasificación de las aguas residuales por la conductividad eléctrica (CE), carbonato de sodio residual (CSR) y concentración de boro.

En el presente estudio se observó la predominancia de iones sodio y bicarbonatos, que representaron 36 y 26 % del total de iones, respectivamente. En el diagrama de Piper se observa en general una composición iónica dominada por sodio, bicarbonato y cloruro, lo cual lleva a clasificar los tipos de agua como cloruradas y bicarbonatadas sódicas (**Fig. 3**).

Se puede afirmar que, en este caso, la composición iónica predominante no se atribuye a la geología de la zona, ya que su composición es similar a la que se presenta en varios puntos de muestreo en el Gran Canal de desagüe proveniente de la Ciudad de México. La predominancia de iones sodio y bicarbonato es una característica de las aguas residuales, por los aportes de residuos de la industria, laboratorios, hospitales, restaurantes y otras fuentes que utilizan compuestos con alta concentración de estos iones (Soothar et al. 2018).

La cantidad de sólidos disueltos en agua está relacionada con la CE (Al Dahaan et al. 2016). Un valor alto de CE refleja la presencia de un elevado contenido de iones, pero cuando se compara el valor de la CE con la concentración del tipo de sales disueltas, se observa que diferentes tipos de sales presentan diferentes valores de CE. Por ejemplo, el  $MgSO_4$ ,  $CaSO_4$  y  $NaHCO_3$  tienen una CE menor que las otras sales para concentraciones equivalentes (Richards

1974, Khorsandi y Alaei 2004). Esto es útil para deducir el tipo de sales hipotéticas predominantes a partir de la CE. Cuando se tiene una relación iónica  $Cl+SO_4 > 1$ , el coeficiente de regresión (que relaciona la CE con la concentración de sólidos disueltos en mg/L) adquiere valores de 0.64-0.66, pero cuando en la solución se encuentra una relación  $Cl+SO_4 < 1$  y  $HCO_3/(Cl+SO_4) > 1$ , el coeficiente presenta valores de 0.70-0.90 (Richards 1974, López-García et al. 2016). En el presente estudio se encontró una relación de 0.7025, que muestra una predominancia de sales bicarbonatadas en la mayoría de las muestras analizadas (**Fig. 4**).

### Fuerza iónica

La relación lineal entre la fuerza iónica y la conductividad eléctrica fue de 0.0109 (**Fig. 5**). Este valor tiene alta correspondencia con las relaciones encontradas por otros autores como Ponnampertuma et al. (1966), Griffin y Jurinak (1973) y Leffelaar et al. (1983), quienes obtuvieron coeficientes de 0.016, 0.013 y 0.014, respectivamente. Las diferencias entre coeficientes se pueden explicar por el tipo de aguas analizadas, ya que dichos autores los obtuvieron a partir de análisis realizados en extractos de suelos. Los valores de la fuerza iónica se utilizaron en el cálculo de la  $RAS_{aj}$ .

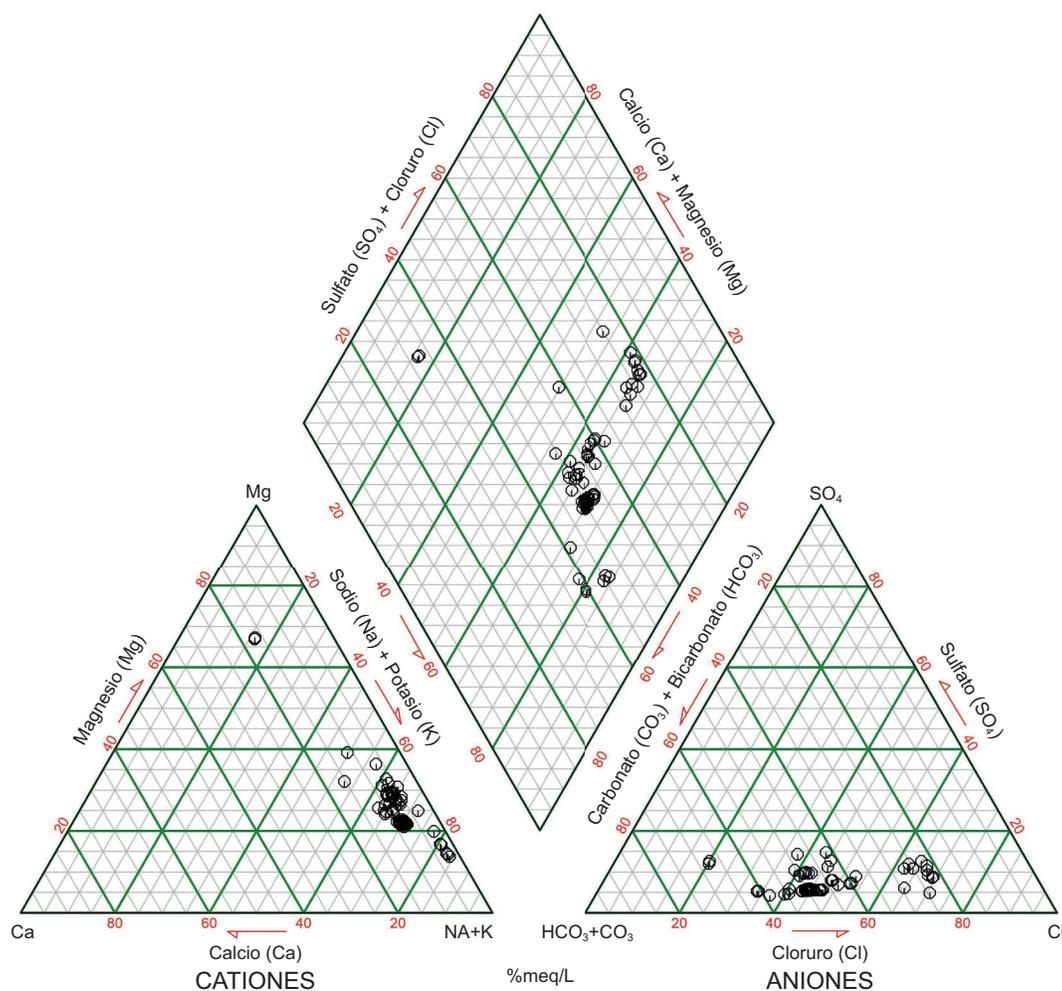


Fig. 3. Diagrama de Piper para clasificar el agua residual.

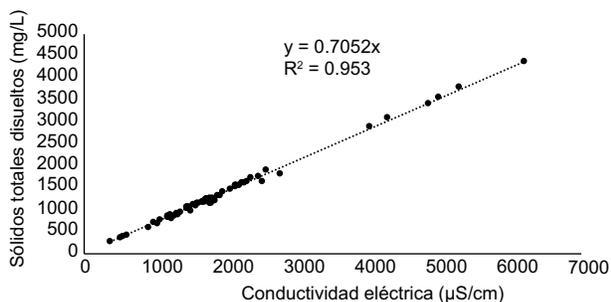


Fig. 4. Sólidos totales disueltos y su relación con la conductividad eléctrica del agua residual.

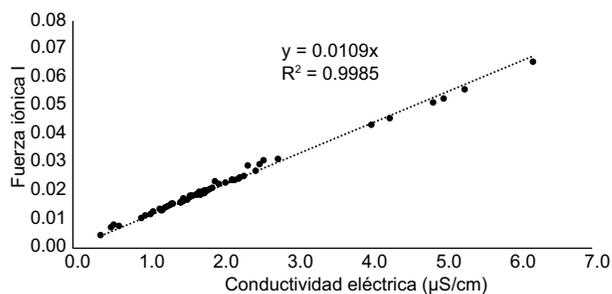


Fig. 5. Fuerza iónica y su relación con la conductividad eléctrica del agua residual.

**Relación de adsorción de sodio**

En los valores obtenidos se puede observar que la  $RAS_{aj}$  y la  $RAS^o$  son más elevados que los valores de la RAS original (Cuadro I). De esta manera se

corroboró el efecto de considerar la precipitación de fracciones de calcio en forma de  $CaCO_3$ . Conocer los valores de la RAS en sus diferentes formulaciones es importante para la rehabilitación mediante enmiendas

químicas de suelos salinos y sódicos. Las que se han utilizado con mejores resultados son el estiércol, el yeso y el ácido sulfúrico, en combinación con lavado del suelo (Elgallal et al. 2016).

La RAS también se utiliza para predecir los problemas de infiltración de los suelos por el efecto del riego con aguas de mala calidad. Sin importar su contenido de sodio, las aguas de baja CE lixivian principalmente el calcio, que es importante para la formación de agregados del suelo. Cuando el exceso de sodio supera en más de 3:1 el contenido de calcio promueve tanto la dispersión de la estructura del suelo como problemas de infiltración que afectan la dificultad para la germinación y emergencia de plantas; además, propicia el escurrimiento superficial del agua en lugar de la infiltración (Ayers y Westcot 1985).

En el estudio de los DR Tula y Alfajayucan se encontró que en el 34.3 % de los sitios muestreados no existe peligro de reducción en la tasa de infiltración, y en el 65.7 % el riesgo es moderado. Ninguna muestra representó peligro severo de reducción en las tasas de infiltración (Fig. 6). En los sitios donde ocurren las combinaciones CE alta-RAS baja, y CE alta-RAS alta no existen riesgos de reducción en la tasa de infiltración, como ocurre en sitios como el

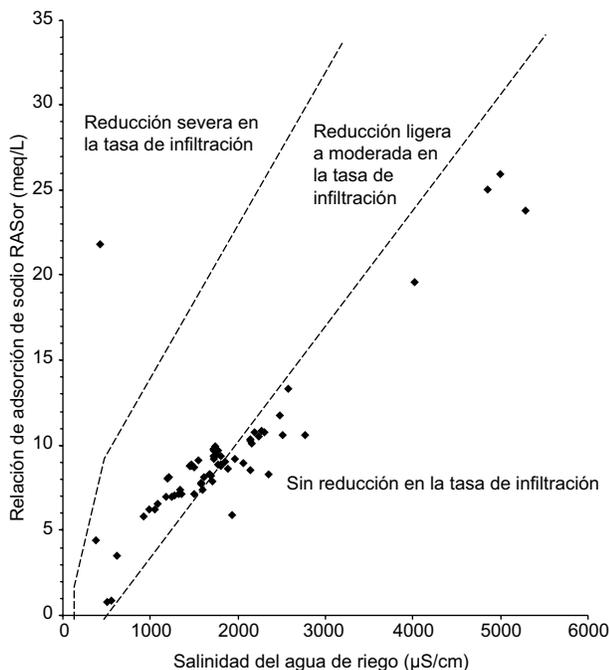


Fig. 6. Predicción de la tasa relativa de infiltración con base en la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales de los distritos de riego Tula y Alfajayucan.

río Atitalaquia en Hidalgo y en el Gran Canal de Desagüe.

### Carbonato de sodio residual

De acuerdo con el CSR, en el 81.4 % de los sitios muestreados el agua no es recomendable para el riego, en el 7.1 % la calidad del agua es marginal o condicionada y sólo en el 11.4 % la calidad es buena.

### Concentración de boro

El boro es un ion ampliamente distribuido en la naturaleza que se encuentra en todas las aguas naturales, pero debido a la presencia de detergentes y productos de limpieza en las aguas residuales, su concentración es mucho más elevada que en las fuentes naturales de agua dulce, sin descartar que el agua de pozos y manantiales puede contener concentraciones tóxicas para las plantas (Mancilla-Villa et al. 2014). El boro participa en procesos importantes para el desarrollo de los cultivos; por ello tanto su deficiencia como el exceso causa trastornos en el crecimiento, clorosis, necrosis y bajos rendimientos (Princi et al. 2016). La acumulación de boro en el suelo es preocupante debido a la gran variación en la tolerancia de los cultivos (Chen et al. 2015).

De acuerdo con Ayers y Westcot (1985), para la mayoría de los cultivos las aguas con concentraciones menores a 0.7 mg/L de boro no tienen restricción para el riego, de 0.7 a 3.0 mg/L tienen restricción ligera a moderada, y cuando la concentración es mayor a 3.0 mg/L la restricción es severa. En los DR Tula y Alfajayucan se encontró que el 12.9 % de las muestras no presentan restricción para el riego en relación con la concentración de boro, el 75.7 % presentan restricción ligera y el 11.4 % presentan restricción severa (Fig. 7). Estas últimas son las que tienen una mayor cantidad de sólidos totales disueltos.

### Concentración de fosfatos

La concentración de fosfatos se comparó con lo reportado por Ayers y Westcot (1985), quienes señalan que el rango habitual de fosfatos en las aguas de riego es de 0-2 mg/L. De acuerdo con este valor de referencia, el 51.4 % de los sitios muestreados están dentro de este rango y el 48.6 % sobrepasan la concentración de 2 mg/L (Fig. 8). Los sitios con mayor concentración de fosfatos están localizados en el Gran Canal de Desagüe y los de menor concentración en los sitios que no tienen influencia directa de las aguas residuales de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM), como es el caso del río Maconi, en el estado de Querétaro.

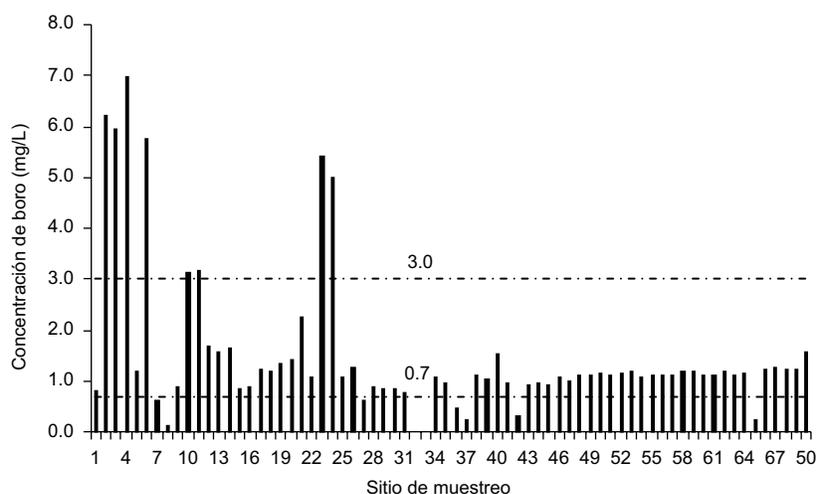


Fig. 7. Concentración de boro en las aguas residuales muestreadas.

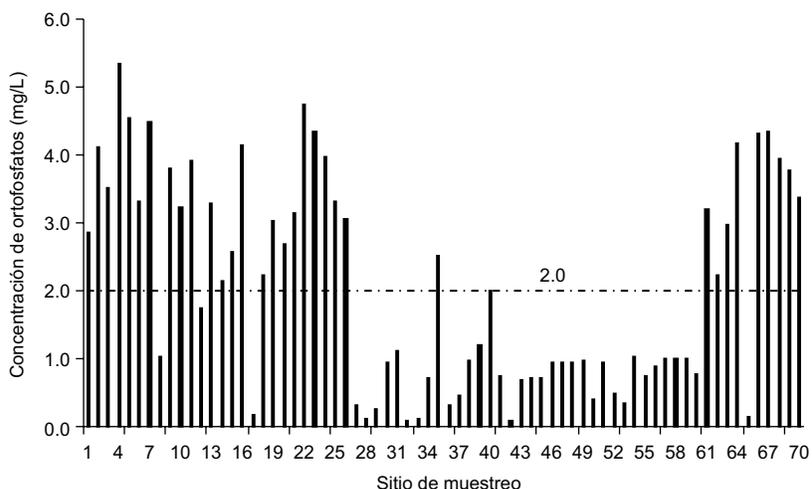


Fig. 8. Concentración de ortofosfatos en las aguas residuales muestreadas.

## CONCLUSIONES

En la red hidrográfica de los dos distritos de riego Tula y Alfajayucan se tiene alto riesgo de salinización del suelo por los altos valores de conductividad eléctrica del agua de riego, puesto que solamente el 5.7 % de los sitios muestreados son satisfactorios para el riego. De acuerdo con la predominancia de los iones en los sitios de muestreo, en la región de los distritos de riego Tula y Alfajayucan las aguas son de los tipos cloruradas y bicarbonatadas sódicas. Las sales hipotéticas predominantes son en primer lugar  $\text{NaHCO}_3$  y en segundo lugar  $\text{NaCl}$ , que por su alta solubilidad son de las más tóxicas para las plantas.

La predominancia de estos iones se atribuye al tipo de aguas residuales que se utilizan para riego, que son urbanas y derivadas de la industria.

El uso de las aguas de riego con aguas residuales en los distritos de riego Tula y Alfajayucan tiene riesgo moderado de reducción de la infiltración del agua en el suelo en el 65.7 % de los sitios muestreados. Se disminuyen los riesgos de reducción en la conductividad hidráulica en la medida en que se incrementa la CE.

Respecto a la concentración de boro, solamente el 12.9 % no presenta restricción para el riego, por lo que el 87.1 % presenta algún tipo de restricción, lo que significa que el agua es potencialmente tóxica para los cultivos.

Por la concentración de fosfatos, el 48.6 % de las muestras superan la concentración de 2 mg/L. Este es un valor de referencia que se utiliza para inferir problemas potenciales de eutroficación acelerada y desarrollo de especies biológicas indeseables, las cuales reducen la velocidad de circulación del agua en las presas y canales de los distritos de riego.

Con los parámetros evaluados, se determinó que la calidad agronómica de las aguas utilizadas en los DR Tula y Alfajayucan es deficiente, por los riesgos altos de salinización y sodificación del suelo, así como de toxicidad para los cultivos.

## REFERENCIAS

- Al Dahaan S.A.M., Al-Ansari N. y Knutsson S. (2016). Influence of groundwater hypothetical salts on electrical conductivity total dissolved solids. *Engineering* 8 (11), 823-830. <https://doi.org/10.4236/eng.2016.811074>
- Ayers R.S. y Westcot D.W. (1985). *Water quality for agriculture*. Vol. 29. 1a ed. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 186 pp.
- Bedbabis S., Rouina B.B., Boukhris M. y Ferrara G. (2014). Effect of irrigation with treated wastewater on soil chemical properties and infiltration rate. *Journal of Environmental Management* 133, 45-50. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.007>
- Bower C.A. y Wilcox L.V. (1965). Precipitation and solution of calcium carbonate in irrigation operations. *Soil Science Society of America Journal* 29 (1), 93-94. <https://doi.org/10.2136/sssaj1965.03615995002900010028x>
- Camacho-Ballesteros A., Ortega-Escobar H.M., Sánchez-Bernal E.I. y Can-Chulim A. (2020). Indicadores de calidad físico-química de las aguas residuales del estado de Oaxaca, México. *Terra Latinoamericana* 38 (2), 361-375. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i2.610>
- Chamizo-Checa S., Otazo-Sánchez E., Gordillo-Martínez A.J., González-Ramírez C.A., Suárez-Sánchez J. y Muñoz-Nava H. (2018). El cambio climático y la disponibilidad de agua en subcuencas del Valle del Mezquital, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 5 (5), 40-51.
- Chen W., Lu S., Pan N., Wang Y. y Wu L. (2015). Impact of reclaimed water irrigation on soil health in urban green areas. *Chemosphere* 119, 654-661. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.035>
- CONAGUA (2021). Estadísticas agrícolas por distrito de riego de 1998 a 2020. Comisión Nacional del Agua, México [en línea]. <https://www.gob.mx/conagua/documentos/estadisticas-agricolas-de-los-distritos-de-riego> 11/12/2022
- Contreras J.D., Meza R., Siebe C., Rodríguez-Dozal S., López-Vidal Y.A., Castillo-Rojas G., Amieva R.I., Solano-Gálvez S.G., Mazari-Hiriart M., Silva-Magaña M.A., Vázquez-Salvador N., Pérez I.R., Martínez-Romero L., Salinas-Cortez E., Riojas-Rodríguez H. y Eisenberg J.N.S. (2017). Health risks from exposure to untreated wastewater used for irrigation in the Mezquital Valley, Mexico: A 25-year update. *Water Research* 123, 834-850. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.058>
- Elgallal M., Fletcher L. y Evans B. (2016). Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones: A review. *Agricultural Water Management* 177, 419-431. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.08.027>
- Gardner W.K. (2015). Sodium, calcium and magnesium ratios in soils of NW Victoria, Australia may restrict root growth and crop production. *Journal of Plant Nutrition* 39 (9), 1205-1215. <https://doi.org/10.1080/01904167.2014.999946>
- Gatto D'Andrea M.L., Iribarnegaray M.A., Tejerina W.A., Salas Barboza A.G.J., Correa J.J., Rodríguez-Álvarez M.S. y Seghezzo L. (2021). Multi-criteria assessment model to identify suitable areas for treated wastewater reuse in agriculture. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 37, 513-525. <https://doi.org/10.20937/RICA.53749>
- Greenberg A., Clesceri L.S. y Eaton A.D. (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18th ed. American Public Health Association, Washington D.C., EUA, 1100 pp.
- Griffin R.A. y Jurinak J.J. (1973). Estimation of activity coefficients from the electrical conductivity of natural aquatic systems and soil extracts. *Soil Science* 116, 26-30. <https://doi.org/10.1097/00010694-197307000-00005>
- Guadarrama B.M. y Galván F.A. (2015). Impacto del uso de agua residual en la agricultura. *Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias* 4 (7).
- Hamdan A.M. (2013). Hydrogeological and hydrochemical assessment of the quaternary aquifer South Qena City, Upper Egypt. *Earth Science Research* 2 (2), 11-22. <https://doi.org/10.5539/esr.v2n2p11>
- INEGI (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2017*. Aguascalientes, Aguascalientes, México, 606 pp.
- Jiménez B. (2005). Treatment technology and standards for agricultural wastewater reuse: A case study in Mexico. *Irrigation and Drainage* 54, S23-S33. <https://doi.org/10.1002/ird.183>
- Khorsandi F. y Alaei Y.F. (2004). Prediction of irrigation water salinity by means of hydrometry. *Journal of Agricultural Science and Technology* 6 (3-4), 111-120.
- Leffelaar P.A., Kamphorst A. y Pal R. (1983). Nomographic estimation of activity coefficients from the

- electrical conductivity data of soil extracts. *Journal of the Indian Society of Soil Science* 31 (1), 20-27.
- López-García A.D., Ortega-Escobar H.M., Ramírez-Ayala C., Sánchez-Bernal E.I., Can-Chulim A., Gómez-Meléndez D.J. y Vázquez-Alvarado R.E. (2016). Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura. *Tecnología y Ciencias del Agua* 7 (6), 139-157.
- Machado R.M.A. y Serralheiro R.P. (2017). Soil salinity: Effect on vegetable crop growth. management practices to prevent and mitigate soil salinization. *Horticulturae* 3 (2), 30. <https://doi.org/10.3390/horticulturae3020030>
- Mancilla-Villa O.R., Bautista-Olivas A.L., Ortega-Escobar H.M., Ramírez-Ayala C., Reyes-Ortigoza A.L., Flores-Magdaleno H., González-Eguiarte D.R. y Guevara-Gutiérrez R.D. (2014). Contenido de boro en el agua superficial de Puebla, Tlaxcala y Veracruz. *Tecnología y Ciencias del Agua* 5 (5), 97-109.
- Mau Y. y Porporato A. (2015). A dynamical system approach to soil salinity and sodicity. *Advances in Water Resources* 83, 68-76. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.05.010>
- Nishanthiny S.C., Thushyanthy M., Barathithasan T. y Saravanan S. (2010). Irrigation water quality based on hydro chemical analysis, Jaffna, Sri Lanka. *American-Euraisian Journal of Agricultural & Environmental Sciences* 7 (1), 100-102.
- Pande S. y Sivapalan M. (2017). Progress in socio-hydrology: A meta-analysis of challenges and opportunities. *Wiley Interdisciplinary Reviews Water* 4 (4), 1-18. <https://doi.org/10.1002/wat2.1193>
- Ponnamperuma F.N., Tianco E.M. y Loy T.A. (1966). Ionic strengths of the solutions of flooded soils and other natural aqueous solutions from specific conductance. *Soil Science* 102 (6), 408-413.
- Princi M.P., Lupini A., Araniti F., Longo C., Mauceri A., Sunseri F., y Abenavoli M.R. (2016). Boron toxicity and tolerance in plants: Recent advances and future perspectives. En: *Plant metal interaction* (Parvaiz A., Ed.). Elsevier, Amsterdam, Netherlands, 115-147. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803158-2.00005-9>
- Qadir M., Drechsel P., Jiménez C.B., Kim Y., Pramanik A., Mheta P. y Olaniyan O. (2020). Global and regional potential of wastewater as a water, nutrient and energy source. *Natural Resources Forum* 44, 40-51. <https://doi.org/10.1111/1477-8947.12187>
- Richards L.A. (1974). Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. *Manual de agricultura número 60*. USDA, Riverside, California, EUA, 172 pp.
- Rodarte-García R., Galindo-Escamilla E., Díaz-Pérez F. y Fernández-Fernández G.L. (2012). Gestión del agua y reconstrucción de la naturaleza en el Valle del Mezquital. 1a ed. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, México, 256 pp.
- SECOFI (1980). Norma Mexicana NMX-AA-003-1980. Aguas residuales. Muestreo. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. *Diario Oficial de la Federación*, México, 25 de marzo.
- SEDUE (1989). Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. *Diario Oficial de la Federación*, México, 13 de diciembre.
- Shrivastava P. y Kumar R. (2015). Soil salinity: A serious environmental issue and plant growth promoting bacteria as one of the tools for its alleviation. *Saudi Journal of Biological Sciences* 22 (2), 123-131. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2014.12.001>
- Siemens J., Huschek G., Siebe C., y Kaupenjohann M. (2008). Concentrations and mobility of human pharmaceuticals in the world's largest wastewater irrigation system, Mexico City-Mezquital Valley. *Water Research* 42, 2124-2134. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.11.019>
- Soothar M.K., Bhatti S.M., Saleem M., Rajpar I., Debar N. y Subhopoto M. (2018). Assessment of  $K^+$ ,  $Na^+$  and  $Cl^-$  content in rice tissues and soil irrigated with wastewater. *Pakistan Journal of Analytical & Environmental Chemistry* 19 (1), 64-70. <https://doi.org/10.21743/pjaec/2018.06.06>
- Suarez D.L. (1981). Relation between pHc and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. *Soil Science Society of America Journal* 45 (3), 469-475. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500030005x>
- Trabelsi R. y Zouari K. (2019). Coupled geochemical modeling and multivariate statistical analysis approach for the assessment of groundwater quality in irrigated areas: A study from north eastern of Tunisia. *Groundwater for Sustainable Development* 8, 413-427. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.01.006>
- Tunc T. y Sahin U. (2015). The changes in the physical and hydraulic properties of a loamy soil under irrigation with simpler-reclaimed wastewaters. *Agricultural Water Management* 158, 213-224. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.05.012>
- Velázquez-Machuca M.A., Ortega-Escobar H.M., Martínez-Garza A., Kohashi-Shibata J. y García-Calderón N. (2002). Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Terra Latinoamericana* 20 (4), 459-464.