

Indicadores de calidad físico-química de las aguas residuales del estado de Oaxaca, México

Quality indicators physical chemistry of wastewater of state Oaxaca, Mexico

Adriana Camacho-Ballesteros¹ , Héctor Manuel Ortega-Escobar^{2‡} ,
Edgar Iván Sánchez-Bernal³  y Álvaro Can-Chulim⁴ 

¹ Estudiante de Maestría del Postgrado en Hidrociencias, ² Profesor Investigador Titular Postgrado en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera Federal México-Texcoco km 36.5, Montecillo. 56230 Texcoco, Estado de México, México.

[‡] Autor para correspondencia (manueloe@colpos.mx)

³ Departamento de Ecología, Universidad del Mar. Ciudad Universitaria, Puerto Ángel. 70902 Pochutla, Oaxaca, México.

⁴ Universidad Autónoma de Nayarit. Carretera Tepic-Compostela km 9. 63780 Xalisco, Nayarit, México.

RESUMEN

El estado de Oaxaca posee un sistema hidrológico extenso y complejo, debido a su variación en la disponibilidad regional y temporal. Además, el crecimiento poblacional e industrial han incrementado la descarga de aguas residuales degradando así su calidad. El volumen permitido de aguas residuales que se pueden transferir a los cauces en el estado es de $0.35 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; sin embargo, existen descargas ilegales que elevan las concentraciones iónicas; dichas aguas son utilizadas para el riego agrícola desde su origen hasta su desembocadura. Con la finalidad de evaluar cuantitativamente los parámetros sobre las concentraciones iónicas de las aguas residuales para su aplicación en los suelos agrícolas, se establecieron 89 estaciones de muestreo en el verano de 2018 a lo largo del estado. La calidad del agua se clasificó de acuerdo con su conductividad eléctrica (CE), relación de adsorción de sodio (RAS), carbonato de sodio residual (CSR) y concentraciones de boro y fósforo. El coeficiente $\text{mg L}^{-1} = af(\text{CE})$ fue de $a = 0.671$, este valor a corresponde al tipo de agua de composición $\text{SO}_4\text{-Cl-HCO}_3$. El pH fue de 6.98-7.54-8.32; la CE fluctuó entre $80\text{-}2550 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ con un promedio de $475 \text{ }\mu\text{S-cm}^{-1}$. El contenido de Na_2CO_3 es de $(-0.34)\text{-}0.74\text{-}8.10 \text{ mmol L}^{-1}$. El coeficiente de la relación funcional $\mu (\text{M/L}) = af(\text{CE})$ fue de $a = 0.0117$. Los valores de la RAS original, ajustado y corregido fueron: RAS_{or} 0.27-1.82-11.54, RAS_{aj} 0.05-2.76-23.51 y RAS_{corr} 0.18-1.87-12.66 respectivamente. Para

conocer el peligro potencial de sodicidad se calcularon los valores de la relación PSI-RAS y se obtuvo que en $\text{RAS}_{\text{or}} = 16.32$, $\text{RAS}_{\text{aj}} = 28.43$, $\text{RAS}_{\text{corr}} = 17.63$. De conformidad con los parámetros físico-químicos las aguas residuales de Oaxaca son sulfático-clorhídrico-bicarbonatadas.

Palabras clave: boro, CE, CSR, fósforo, RAS.

SUMMARY

The state of Oaxaca has an extensive and complex hydrological system due to its variation in regional and temporal availability. In addition, the human population and industrial growth have increased the discharge of wastewater, degrading its quality. The volume of wastewater that is allowed to be transferred into the channels of the State is $0.35 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; however, there are illegal discharges that increase the ionic concentrations; these waters are used for agricultural irrigation from its source to its mouth. In order to quantitatively assess the parameters over ionic concentrations of wastewater to be applied in agricultural soils, 89 sampling stations were established in the summer of 2018 along the State. The water quality was classified according to its electrical conductivity (EC), sodium adsorption ratio (RAS), residual sodium carbonate (CSR), and concentration of boron and phosphorus. The coefficient of $\text{mg L}^{-1} = af(\text{EC})$ was $a = 0.671$, this value a corresponds to the type of water of $\text{SO}_4\text{-Cl-HCO}_3$ composition. The pH was 6.98-7.54-8.32; the EC

Cita recomendada:

Camacho-Ballesteros, A., H. M. Ortega-Escobar, E. I. Sánchez-Bernal y Á. Can-Chulim. 2020. Indicadores de calidad físico química de las aguas residuales del estado de Oaxaca, México. Terra Latinoamericana Número Especial 38-2: 361-375.

DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v38i2.610>

Recibido: 05 de agosto de 2019.

Aceptado: 03 de febrero de 2020.

Publicado en Terra Latinoamericana 38: 361-375.

fluctuated between 80 and 2550 $\mu\text{S cm}^{-1}$ with an average value of 475 $\mu\text{S cm}^{-1}$. The content of Na_2CO_3 is (-0.34) -0.74-8.10 $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$. The coefficient of the functional relationship $\mu (\text{M L}^{-1}) = af(\text{EC})$ was $a = 0.0117$. The values of original, adjusted and corrected RAS were: RAS_{or} 0.27-1.82-11.54, RAS_{aj} 0.05-2.76-23.51 and RAS_{corr} 0.18-1.87-12.66, respectively. To determine the potential danger of sodicity, PSI-RAS relationship values were calculated, resulting in $\text{RAS}_{\text{or}} = 16.32$, $\text{RAS}_{\text{aj}} = 28.43$, $\text{RAS}_{\text{corr}} = 17.63$. In accordance with the physical-chemical parameters, the wastewaters from Oaxaca are sulphatic-hydrochloric-bicarbonated.

Index words: boron, EC, RSC, phosphorus, SAR.

INTRODUCCIÓN

El deterioro de la calidad de agua superficial se atribuye principalmente a dos procesos: los naturales y los antropogénicos; los naturales se refieren a los contenidos mineralógicos de las rocas que atraviesa el agua durante su escurrimiento y los procesos antropogénicos son aquellos que surgen como consecuencia de las actividades humanas (agricultura y las actividades terciarias).

Actualmente la eutrofización es la principal consecuencia de la contaminación de los cuerpos de agua en el mundo, limitando la idoneidad para un uso específico. En México el 61.1% del recurso hídrico es de origen superficial y éste a su vez es utilizado por el sector agrícola en un 76.0%, éstos datos señalan la relevancia de conservar una calidad aceptable del recurso agua que permita su utilización sin restricción (CONAGUA-SEMARNAT, 2018).

Asimismo, en nuestro país, el crecimiento de las ciudades ha generado un aumento en la descarga de aguas residuales ocasionando daños a las fuentes de agua superficial, las cuales se han contaminado en gran medida por las descargas no controladas de residuos sólidos y líquidos (Jiménez-Cisneros, 2007). La escasez del recurso agua ha instado a emplear las aguas residuales urbano-industriales para el riego de cultivos en valles áridos y semiáridos limítrofes a los centros urbanos (Sánchez-Bernal *et al.*, 2012). Respecto a esto, estudios realizados en el año 2006 mostraron que el 26% de las fuentes monitoreadas por la Comisión Nacional del Agua, a nivel nacional, eran de buena calidad y el 74% restante tenía diferentes grados de contaminación.

En definitiva, el evaluar la calidad de las aguas superficiales, es decir, el conocimiento de las características físicas, químicas y biológicas de éstas, permite estimar su aceptabilidad para un uso en específico. De manera puntual, la concentración de los diferentes elementos solubilizados en el agua con fines de riego puede llegar a ocasionar tres tipos de problemas en los suelos: salinidad, sodicidad y toxicidad; estos problemas derivan en consecuencia en una disminución en la productividad y fertilidad de los suelos, así como un detrimento del rendimiento y calidad de los cultivos.

En el estado de Oaxaca el 69.74% de su recurso hídrico proviene de fuentes superficiales y su mayor uso se destina a la agricultura con 77.17% (CONAGUA-SEMARNAT, 2018). Adicionalmente, el ingreso de aguas residuales ha permitido a las fuentes superficiales representar anualmente 5.54 Mm^3 ; en el estado sólo existen 60 plantas de tratamiento de aguas residuales ubicadas en 48 de los 570 municipios (INEGI, 2017), lo cual repercute en una limitada calidad del recurso. Según González-Villareal *et al.* (2011), los principales problemas en el sector hídrico en el estado de Oaxaca son la contaminación del agua y la sobreexplotación de acuíferos.

A través de los años se han realizado varios estudios referentes al estado de la calidad del recurso hídrico de Oaxaca (Sánchez-Bernal *et al.*, 2012; Martínez-Lievana *et al.*, 2013; Sánchez-Bernal *et al.*, 2014 y Soriano-Hernández *et al.*, 2017); no obstante, estos se han enfocado en alguna cuenca hidrológica, aguas subterráneas o en algún río principal. Uno de estos estudios es el realizado en el río Copalita, el cual señala la presión antrópica sobre el recurso agua producida por el cambio de uso de suelo para la apertura de nuevas zonas a la agricultura, ganadería y silvicultura extensiva. Estas actividades han provocado el aumento del escurrimiento superficial del agua en lomeríos deforestados, así como la descarga del drenaje agrícola (residuos de pesticidas y fertilizantes) con una concentración salina que modifica la composición química de los ríos afectando su calidad (Sánchez-Bernal *et al.*, 2014).

En consecuencia, debido a la escasa información generada con respecto a la calidad del agua en el estado de Oaxaca, esta investigación pretende generar información actualizada del estado del recurso hídrico con la finalidad de caracterizar su calidad con fines de uso agrícola, mediante la realización de análisis

químicos que permitan estimar la magnitud de los riesgos de salinización y sodificación que estas aguas residuales puedan desarrollar en los suelos y en los cultivos, lo cual proporcionará recomendaciones para buen uso a los productores agrícolas de la zona de estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del Área de Estudio

El estado de Oaxaca se localiza en la porción sureste de México, entre las coordenadas 18° 39' y 15° 39' N, y entre los 93° 52' y 98° 32' O. Posee una superficie de 93 343 km² y cuenta con 16 tipos de clima, siendo el más predominante el cálido subhúmedo con lluvias en verano; su temperatura media anual es de 22 °C. La precipitación promedio anual es de 1550 mm, que se presenta principalmente durante el verano (INEGI, 2017).

Liess y Schulz (2000), señalan que el muestreo es de gran importancia en vista de la creciente preocupación

por la contaminación ambiental ya que en la mayoría de las circunstancias las aguas presentan variaciones de calidad tanto espaciales como temporales. Es por ello, que se establecieron 89 estaciones de muestreo en el verano de 2018; éstas se ubicaron en los sitios más relevantes de las ocho regiones hidrológicas de Oaxaca, entre los que se ubican 15 de sus principales corrientes como son los ríos: Atoyac, Verde, Grande, Tehuantepec, Santo Domingo, Mixteco, Colotepec, Salado, Tonto, Copalita, Valle Nacional, Papaloapan, Hondo, La arena y Oate así como tres principales cuerpos de agua del estado como son: la presa Miguel Alemán, la presa Benito Juárez y la presa Yosocuta. De igual manera, las estaciones de muestreo se establecieron en las ocho regiones fisiográficas, no obstante, estas se ubican principalmente en las regiones: Costa, Sierra Madre del Sur, Mixteca y Valles Centrales. En la ubicación de las estaciones de muestreo afloran principalmente rocas sedimentarias y metamórficas del cenozoico y mesozoico. En la Figura 1 se muestra su distribución geográfica.

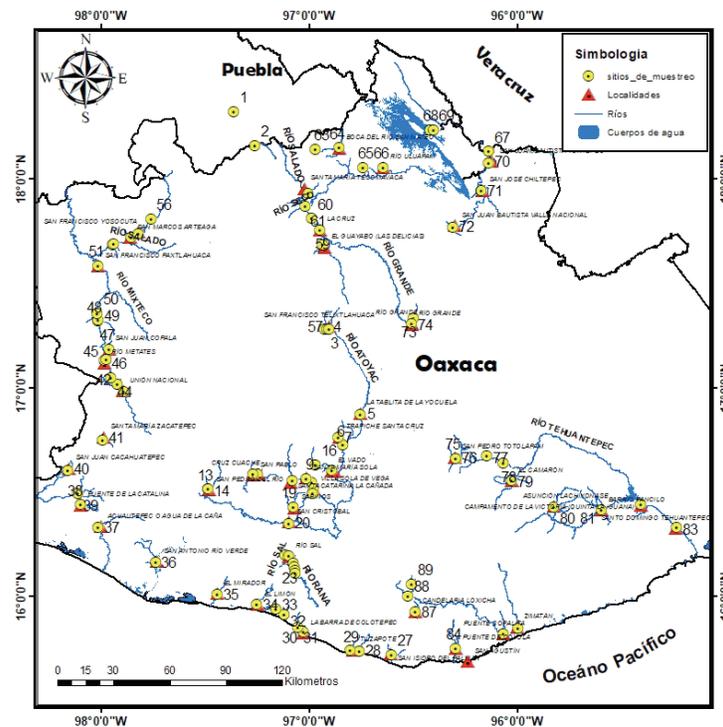


Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo de las aguas residuales de la red hidrográfica de Oaxaca.

Figure 1. Location of the wastewater sampling stations of the hydrographic network from Oaxaca.

Muestreo de Agua y Métodos Analíticos

Con el objeto de conocer la variación de las concentraciones totales iónicas en las soluciones acuosas de los diferentes cauces superficiales del estado de Oaxaca, se realizó el muestreo de los escurrimientos principales tomando como base la norma NMX-AA-003-1980 (SECOFI, 1980). Posteriormente se procedió a llevar a cabo las siguientes determinaciones: pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , P- PO_4 y B; para lo cual se utilizaron los métodos de APHA: 4500-H⁺ B, 2510 B, 2320 B, 4500-Cl⁻ B, 3500 Ca B, 3500-Na y K B, 4500-SO₄ E (APHA, 2012), para B (H-Azometina) y P- PO_4 los métodos de Rodier (1978).

RAS

Este indicador se calculó mediante las formulaciones que enseguida se señalan: (1) RAS original o explícito (RAS_{or}), propuesto por Gapón (1933); esta expresión no considera la precipitación o disolución del calcio en el suelo después del riego (Ayers y Westcot, 1987). (2) RAS ajustado (RAS_{aj}) desarrollado por Bower *et al.* (1965), contempla la cuantificación de efectos de precipitación o disolución del CaCO_3 . (4) RAS corregido (RAS_{corr}) desarrollado por Suárez (1981), plantea la corrección del cálculo de la concentración real de los iones de calcio; asimismo incluye el efecto de la presión parcial del CO_2 de la atmósfera en los espesores superiores del suelo.

$$\text{RAS}_{or} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad (1)$$

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

Para el cálculo de pH_c se usa la ecuación de Langelier (1936):

$$pH_c = (pk'_2 - pk'_c) + pCa + pAlk \quad (3)$$

$$\text{RAS}_{corr} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad (4)$$

donde: C_{Na^+} , $C_{Ca^{2+}}$ y $C_{Mg^{2+}}$ son las concentraciones de los cationes solubles en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$; pH_c : es el pH teórico del agua en equilibrio con el CaCO_3 ; pk'_2 y pk'_c son los logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del H_2CO_3 y del producto de solubilidad del CaCO_3 , ambos corregidos por fuerza iónica (μ); pCa y $p(Alk)$ son los logaritmos negativos de la concentración molar de Ca y la concentración equivalente de las bases titulables de ($\text{CO}_3 + \text{HCO}_3$); C_{Ca} es la cantidad corregida de calcio del agua residual debido a la salinidad y la relación (HCO_3/Ca) en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$.

CSR

Este indicador permite evaluar los peligros del bicarbonato y carbonato del agua al ingresar al suelo; predice la cantidad de carbonato de sodio que quedará después de la precipitación de los CaCO_3 y MgCO_3 . Se calcula a partir de la Ecuación 5:

$$\text{CSR} (\text{mmol}_c \text{L}^{-1}) = (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (5)$$

Los valores de referencia para su interpretación fueron establecidos por Wilcox *et al.* (1954), al trabajar con agua que contiene HCO_3^- y Cl^- en condiciones de invernadero; los cuales definieron que un agua que tiene un contenido de $\text{CSR} > 2.50 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$ no es apropiada para riego, y aquella agua que se encuentra en el intervalo de 1.25 a $2.50 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$ de CSR es agua marginal; en cambio, el agua que posee un $\text{CSR} < 1.25$ es segura o buena para el riego agrícola.

Relación Funcional PSI-RAS

El porcentaje de sodio intercambiable (PSI), es un parámetro que permite definir la posición y relevancia del ion sodio dentro del complejo de intercambio además de que se correlaciona con la posible modificación de la estructura del suelo (pérdida paulatina de la permeabilidad, dispersión y expansión de los sistemas arcillosos), todo esto tiene una relación con los efectos tóxicos en los cultivos (Pérez-Molina, 2019).

Para calcular el PSI en los suelos saturados y en equilibrio con el agua residual para cada conceptualización de RAS se utilizó la siguiente ecuación de $PSI = \frac{K_G RAS * 100}{1 + K_G RAS}$. La variable K_G se define como el coeficiente de selectividad iónica de cada suelo, su magnitud está en función de la mineralogía de las arcillas y moléculas orgánicas de los suelos (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002). Los valores del coeficiente de selectividad iónica utilizados fueron: $K_{G1} = 0.007244$, $K_{G2} = 0.0118610$, $K_{G3} = 0.016899$ y $K_{G4} = 0.0140113$ que corresponden a los principales tipos de suelos de Oaxaca como son: migajón-arcillo-arenoso, arcillo-limoso, arcillo y rojo arcilloso respectivamente, todos con unidades $(mmol_c L^{-1})^{-1/2}$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Concentración de Sales Solubles

Los resultados de las determinaciones analíticas de cada muestra se integraron en el Cuadro 1, en el cual se encuentran las concentraciones de los iones analizados en $mmol_c L^{-1}$, la CE en $\mu S cm^{-1}$ y el RAS en sus tres diferentes conceptualizaciones en $(mmol_c L^{-1})^{1/2}$.

El agua posee una CE debido al contenido de iones que la componen, los cuales provienen de sales disueltas y materiales inorgánicos (Sengupta, 2017), en consecuencia, la estrecha relación entre la CE y la concentración total de sales permite estimar la salinidad de las aguas con fines de riego agrícola.

Basandose en Richards (1974), el 51.68% de los sitios de muestreo se consideran de calidad C2 ($250 < CE < 750 \mu S cm^{-1}$), el 37.08% de calidad C1 ($CE < 250 \mu S cm^{-1}$), 7.87% son calidad C3 ($750 < CE < 2250 \mu S cm^{-1}$) y solo el 1.12% se considera C4, la cual corresponde al agua de mar en Zicatela (muestra 31).

En lo que corresponde al contenido de NaCl y $NaHCO_3$, las aguas residuales de Oaxaca contienen valores medios. El contenido de NaCl en las aguas de acuerdo con la CE < de $250 \mu S cm^{-1}$ es de $0.11-0.80 mmol_c L^{-1}$; para el intervalo de CE = $250-750 \mu S cm^{-1}$, el contenido de NaCl es de $0.32-2.61 mmol_c L^{-1}$; para el intervalo de CE = $750-2250 \mu S cm^{-1}$, el contenido de NaCl es de $4.87-6.81 mmol_c L^{-1}$ y para una CE > $2250 \mu S cm^{-1}$, es de $7.96-19.35 mmol_c L^{-1}$. El contenido de bicarbonato

de sodio ($NaHCO_3$) para los sitios de muestreo con CE < $250 \mu S cm^{-1}$ es de $0.04-0.76 mmol_c L^{-1}$; para el intervalo de CE = $250-750 \mu S cm^{-1}$, es de $0.11-2.20 mmol_c L^{-1}$; para el intervalo de CE = $750-2250 \mu S cm^{-1}$, el contenido de $NaHCO_3$ es de $4.17-7.03 mmol_c L^{-1}$ y para una CE > $2250 \mu S cm^{-1}$, es de $8.99-48.23 mmol_c L^{-1}$.

Se obtuvo la relación funcional $mg L^{-1} = af(CE)$. El valor obtenido como la constante a en nuestras determinaciones es de $a = 0.671$ (Figura 2). Cabe señalar que varios estudios como los realizados por Richards (1974) en Valle Imperial mencionan que el valor de la relación entre los $mg L^{-1}$ y la CE deberá ser aproximadamente de 0.640. No obstante, dependiendo de los diferentes tipos de composiciones salinas en las aguas naturales como son las aguas freáticas, salinas, las aguas de los lagos de las zonas más bajas de distintas cuencas endorreicas este valor puede variar en un amplio intervalo de 0.5 - 0.8 - 1.1 - 1.2 (Kovda *et al.*, 1973) por lo que el valor obtenido se encuentra dentro de lo establecido.

Clasificación Hidrogeoquímica

Esta clasificación indica que el recurso hídrico del estado de Oaxaca está conformado por tres grupos, el primero compuesto por 64 estaciones de muestreo, los cuales corresponden a aguas del tipo bicarbonatadas mixtas (cálcico-magnésicas); un segundo grupo compuesto por 24 estaciones de muestreo señaladas como bicarbonatadas sódicas, y un tercero, con una sola estación (muestra del mar en Zicatela), definida como agua sulfático sódica clorada (Figura 3).

Fuerza Iónica (μ) Determinada en las Muestras de Agua Residual

Las aguas residuales contienen sales disueltas que varían según la fuente de agua y la época del año, dichas sales se encuentran en forma de iones siendo los principales el Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} y HCO_3^- . Adicional a los iones anteriores, las aguas residuales contienen K^+ en baja concentración debido a las interacciones de ésta con el suelo y CO_3^{2-} , éstos últimos se presentan cuando el $pH > 8$ (Hanson *et al.*, 2006).

Cuadro 1. Concentración iónica de las aguas residuales del estado de Oaxaca.
Table 1. Ionic concentration of wastewater from the state of Oaxaca.

Número	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	RAS _{orig}	RAS _{aj}	RAS _{corr}
		μS cm ⁻¹	mmol _c L ⁻¹						(mmol _c L ⁻¹) ^{1/2}				
1	8.32	1949.00	1.10	3.05	14.54	0.37	0.70	9.53	6.81	1.49	10.09	18.30	10.86
2	7.53	1494.00	2.20	2.40	9.89	0.12	0.00	7.97	5.24	1.02	6.52	13.36	7.68
3	7.18	273.00	0.85	0.90	0.76	0.16	0.00	1.82	0.60	0.18	0.81	0.91	0.75
4	7.15	425.00	1.27	1.40	1.33	0.16	0.00	2.94	0.83	0.28	1.15	1.70	1.19
5	7.39	1634.00	2.41	2.63	10.80	0.14	0.00	8.72	5.71	1.11	6.80	14.40	8.10
6	7.63	382.00	1.15	1.65	0.87	0.07	0.00	2.62	0.75	0.25	0.74	1.02	0.74
7	7.45	344.00	1.04	1.49	0.79	0.04	0.00	2.36	0.68	0.22	0.70	0.92	0.69
8	7.70	468.00	1.42	2.03	1.04	0.09	0.00	3.27	0.88	0.30	0.79	1.24	0.83
9	7.55	461.00	1.41	1.82	1.17	0.11	0.00	3.18	0.90	0.30	0.92	1.43	0.96
10	7.32	667.00	2.55	2.94	0.95	0.08	0.00	5.26	0.63	0.45	0.57	1.14	0.66
11	7.91	681.00	2.60	3.00	0.95	0.11	0.00	5.26	0.78	0.42	0.57	1.13	0.65
12	7.52	168.00	0.58	0.75	0.24	0.07	0.00	1.30	0.20	0.10	0.29	0.25	0.25
13	7.78	274.00	0.95	1.18	0.49	0.08	0.00	2.13	0.33	0.16	0.47	0.59	0.46
14	7.86	284.00	0.99	1.20	0.51	0.08	0.00	2.18	0.34	0.16	0.49	0.62	0.47
15	7.76	463.00	1.61	1.99	0.83	0.10	0.00	3.62	0.53	0.26	0.62	1.03	0.66
16	7.55	470.00	1.65	2.01	0.85	0.09	0.00	3.66	0.55	0.26	0.63	1.05	0.68
17	7.59	340.00	1.13	1.46	0.65	0.08	0.00	2.64	0.40	0.19	0.57	0.80	0.58
18	7.60	350.00	1.19	1.42	0.73	0.08	0.00	2.70	0.42	0.21	0.64	0.91	0.65
19	7.86	530.00	1.80	2.16	1.10	0.12	0.00	4.08	0.63	0.32	0.78	1.37	0.86
20	7.76	450.00	1.52	1.86	0.92	0.10	0.00	3.46	0.52	0.29	0.71	1.15	0.75
21	7.35	120.00	0.44	0.45	0.25	0.03	0.00	0.97	0.11	0.06	0.37	0.23	0.29
22	7.63	120.00	0.42	0.47	0.25	0.03	0.00	0.95	0.12	0.06	0.37	0.22	0.29
23	7.67	120.00	0.46	0.45	0.23	0.03	0.00	0.96	0.12	0.06	0.34	0.21	0.26
24	7.79	140.00	0.54	0.52	0.27	0.04	0.00	1.12	0.14	0.07	0.37	0.28	0.30
25	7.48	140.00	0.50	0.52	0.29	0.05	0.00	1.11	0.15	0.06	0.41	0.29	0.33
26	7.26	100.00	0.37	0.36	0.20	0.04	0.00	0.79	0.11	0.04	0.33	0.15	0.24
27	7.37	180.00	0.62	0.68	0.38	0.08	0.00	1.42	0.21	0.08	0.47	0.43	0.41
28	7.49	180.00	0.63	0.65	0.39	0.09	0.00	1.41	0.22	0.08	0.49	0.44	0.42
29	7.78	2277.00	1.29	3.56	16.95	0.46	0.00	12.02	7.96	1.54	10.88	21.25	11.87
30	7.66	240.00	0.84	0.86	0.53	0.12	0.00	1.88	0.29	0.11	0.57	0.66	0.54
31	7.98	56 000.00	19.33	97.46	421.69	9.15	0.00	2.16	482.06	49.23	55.18	103.84	60.41
32	7.65	360.00	1.18	1.36	0.80	0.18	0.00	2.82	0.44	0.17	0.71	1.02	0.73
33	7.79	2550.00	1.44	3.98	19.00	0.52	0.00	13.52	8.92	1.72	11.54	23.51	12.66
34	7.60	230.00	0.76	0.87	0.50	0.12	0.00	1.79	0.28	0.11	0.55	0.60	0.51
35	6.98	130.00	0.38	0.50	0.32	0.07	0.00	1.02	0.15	0.06	0.48	0.27	0.38
36	7.01	370.00	0.98	1.45	0.97	0.22	0.00	2.91	0.45	0.16	0.88	1.21	0.89
37	7.59	430.00	1.12	1.66	1.16	0.27	0.00	3.36	0.54	0.19	0.98	1.46	1.02
38	7.33	280.00	0.70	1.07	0.78	0.19	0.00	2.17	0.37	0.12	0.83	0.92	0.79
39	7.10	110.00	0.26	0.43	0.31	0.08	0.00	0.84	0.16	0.05	0.53	0.17	0.39
40	7.20	250.00	0.66	0.98	0.63	0.15	0.00	1.93	0.32	0.11	0.70	0.73	0.65
41	7.36	380.00	1.04	1.49	0.96	0.23	0.00	2.96	0.49	0.17	0.85	1.20	0.87
42	7.65	290.00	0.82	1.12	0.73	0.17	0.00	2.28	0.37	0.12	0.74	0.89	0.72
43	7.24	240.00	0.67	0.93	0.60	0.15	0.00	1.88	0.31	0.10	0.67	0.70	0.62

Cuadro 1. Concentración iónica de las aguas residuales del estado de Oaxaca (continuación).
Table 1. Ionic concentration of wastewater from the state of Oaxaca (continuation).

Número	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	RAS _{orig}	RAS _{aj}	RAS _{corr}
		μS cm ⁻¹	-----				mmol _c L ⁻¹				----- (mmol _c L ⁻¹) ^{1/2} -----		
44	7.07	130.00	0.44	0.45	0.30	0.08	0.00	1.01	0.17	0.05	0.45	0.28	0.35
45	7.58	110.00	0.34	0.40	0.27	0.07	0.00	0.86	0.14	0.05	0.44	0.20	0.33
46	7.35	220.00	0.60	0.84	0.56	0.15	0.00	1.69	0.30	0.10	0.66	0.63	0.59
47	7.54	570.00	1.35	2.18	1.65	0.39	0.00	4.34	0.78	0.28	1.24	2.05	1.33
48	7.40	560.00	1.30	2.15	1.65	0.38	0.00	4.29	0.77	0.28	1.26	2.05	1.34
49	7.04	320.00	0.72	1.20	0.98	0.23	0.00	2.43	0.45	0.17	1.00	1.17	0.97
50	7.00	690.00	1.62	2.51	2.12	0.50	0.00	5.20	0.97	0.36	1.48	2.65	1.62
51	7.64	690.00	1.60	2.48	2.15	0.52	0.00	5.18	0.96	0.38	1.51	2.69	1.65
52	7.56	1530.00	2.18	2.50	10.16	0.12	0.00	8.14	5.36	1.06	6.64	13.62	7.79
53	7.75	1370.00	1.96	2.26	9.04	0.14	0.00	7.19	4.87	0.96	6.22	12.21	7.19
54	7.88	730.00	1.09	1.18	4.81	0.06	0.00	3.84	2.61	0.50	4.51	6.75	4.75
55	7.62	440.00	1.14	1.69	1.19	0.28	0.00	3.43	0.55	0.19	1.00	1.50	1.04
56	7.90	490.00	1.30	1.67	1.51	0.31	0.00	3.73	0.68	0.24	1.24	1.96	1.31
57	7.21	1550.00	2.21	2.55	10.24	0.16	0.00	8.16	5.50	1.08	6.64	13.65	7.78
58	7.64	550.00	0.78	0.89	3.65	0.06	0.00	2.92	1.93	0.38	3.99	5.01	3.95
59	7.57	210.00	0.30	0.34	1.39	0.02	0.00	1.12	0.73	0.14	2.46	1.19	1.87
60	7.65	230.00	0.34	0.38	1.49	0.04	0.00	1.22	0.80	0.16	2.48	1.42	1.95
61	7.73	450.00	0.70	0.84	2.77	0.09	0.00	2.33	1.58	0.36	3.16	3.54	2.99
62	7.95	1610.00	2.30	2.68	10.44	0.17	0.00	8.49	5.56	1.12	6.62	13.81	7.79
63	7.56	140.00	0.18	0.24	0.92	0.03	0.00	0.75	0.49	0.08	2.01	0.22	1.34
64	7.49	260.00	0.67	1.03	0.67	0.17	0.00	2.04	0.32	0.11	0.73	0.78	0.68
65	7.61	240.00	0.38	0.42	1.51	0.04	0.00	1.37	0.75	0.16	2.39	1.59	1.94
66	7.71	210.00	0.36	0.38	1.27	0.04	0.00	1.18	0.64	0.16	2.09	1.22	1.62
67	7.42	250.00	0.43	0.45	1.50	0.06	0.00	1.41	0.76	0.19	2.26	1.65	1.86
68	7.33	220.00	0.77	0.99	0.36	0.03	0.00	1.72	0.27	0.09	0.38	0.41	0.35
69	7.56	230.00	0.82	1.01	0.38	0.04	0.00	1.82	0.28	0.10	0.40	0.44	0.37
70	7.43	220.00	0.79	0.96	0.36	0.04	0.00	1.71	0.27	0.10	0.38	0.41	0.35
71	7.40	180.00	0.60	0.79	0.32	0.03	0.00	1.39	0.22	0.08	0.38	0.34	0.33
72	7.51	80.00	0.26	0.34	0.15	0.03	0.00	0.60	0.11	0.04	0.27	0.05	0.18
73	7.56	270.00	0.76	1.06	0.68	0.14	0.00	2.08	0.38	0.11	0.71	0.81	0.68
74	7.66	210.00	0.33	0.34	1.36	0.02	0.00	1.13	0.74	0.12	2.35	1.24	1.79
75	7.90	460.00	0.73	0.74	2.98	0.05	0.00	2.48	1.62	0.26	3.48	4.06	3.33
76	7.96	430.00	1.50	1.82	0.77	0.12	0.00	3.36	0.52	0.22	0.60	0.96	0.63
77	7.22	420.00	1.43	1.78	0.78	0.12	0.00	3.23	0.54	0.22	0.62	0.97	0.65
78	7.24	640.00	0.92	1.05	4.17	0.12	0.00	3.37	2.25	0.46	4.20	5.78	4.29
79	7.89	350.00	1.19	1.47	0.66	0.10	0.00	2.69	0.46	0.18	0.57	0.81	0.58
80	7.74	380.00	0.50	0.62	2.52	0.08	0.00	2.04	1.36	0.20	3.37	3.14	3.04
81	7.71	370.00	0.49	0.61	2.44	0.08	0.00	2.00	1.32	0.20	3.29	3.01	2.96
82	7.40	460.00	0.61	0.70	3.03	0.11	0.00	2.43	1.64	0.25	3.74	4.05	3.53
83	7.77	530.00	1.80	2.22	1.01	0.15	0.00	4.06	0.69	0.28	0.71	1.25	0.78
84	7.62	370.00	1.27	1.55	0.71	0.09	0.00	2.83	0.48	0.20	0.60	0.88	0.61
85	7.44	280.00	0.97	1.16	0.54	0.07	0.00	2.15	0.36	0.15	0.52	0.65	0.51
86	7.71	330.00	1.06	1.41	0.67	0.09	0.00	2.51	0.42	0.18	0.60	0.81	0.60

Cuadro 1. Concentración iónica de las aguas residuales del estado de Oaxaca (continuación).
Table 1. Ionic concentration of wastewater from the state of Oaxaca (continuation).

Número	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	RAS _{orig}	RAS _{aj}	RAS _{corr}
		μS cm ⁻¹	----- mmol _c L ⁻¹ -----				----- (mmol _c L ⁻¹) ^{1/2} -----						
87	7.62	210.00	0.68	0.91	0.40	0.06	0.00	1.60	0.26	0.12	0.45	0.44	0.40
88	7.42	170.00	0.52	0.74	0.34	0.06	0.00	1.29	0.21	0.10	0.43	0.34	0.36
89	7.43	100.00	0.30	0.44	0.20	0.04	0.00	0.78	0.12	0.06	0.33	0.12	0.24
Media	7.54	475.00	1.00	1.32	2.19	0.13	0.01	3.05	1.16	0.29	0.71	1.02	0.73
Mediana	7.57	342.00	0.85	1.10	0.84	0.09	0.00	2.35	0.52	0.18	2.42	3.90	2.52
Moda	7.56	210.00	1.27	0.45	0.95	0.08	0.00	1.82	0.11	0.10	0.37	--	--
D. Est.			0.29	0.41	3.71	0.11	0.04	2.48	1.83	0.17	6.14	11.73	6.76

La fuerza iónica de una solución electrolítica se define como la medida de la intensidad del campo eléctrico debido al movimiento de los iones (Adams, 1971), ésta depende de las diferentes relaciones entre los iones monovalentes y divalentes y es un factor primordial para conocer la actividad de los iones en un electrolito (Griffin y Jurinak, 1973). Se estima a partir de la ecuación: $\mu = \frac{1}{2} \sum C_i Z_i^2$ donde C_i es la concentración en M L⁻¹, y Z_i es la valencia de cada ion en la solución. No obstante, la fuerza iónica de cualquier electrolito puede determinarse de manera indirecta con la CE en su relación funcional: μ (M L⁻¹) = af (CE), donde μ es la fuerza iónica y a es una constante que depende de la composición iónica de la solución (tipos de salinidad).

En particular para las estaciones muestreadas se estableció la correspondencia entre los factores μ (M L⁻¹) = af (CE) y se obtuvo un coeficiente a de la pendiente de 0.0117 (Figura 4); Este valor es semejante al calculado por Griffin y Jurinak (1973) en su análisis de extractos acuosos salinos de ecosistemas semiáridos similares a los muestreados en Oaxaca, los cuales obtuvieron un valor del coeficiente de $a = 0.0127$; asimismo es equivalente al derivado por Leffelaar *et al.* (1983) en 54 muestras de suelo el cual fue $a = 0.0114$ y el de Gillman y Bell (1978) $a = 0.012$ analizado en soluciones y extractos de seis suelos tropicales de Australia. Se debe agregar que Ponnampuruma *et al.* (1966) analizaron 15 suelos inundados en cultivos de

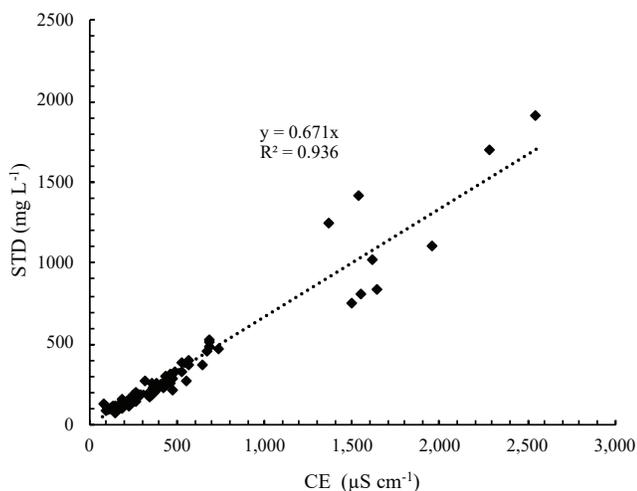


Figura 2. Relación STD (mg L⁻¹) - CE (μS cm⁻¹) de las aguas residuales del estado de Oaxaca.

Figure 2. STD (mg L⁻¹) - EC (μS cm⁻¹) relationship of the wastewaters from the state of Oaxaca.

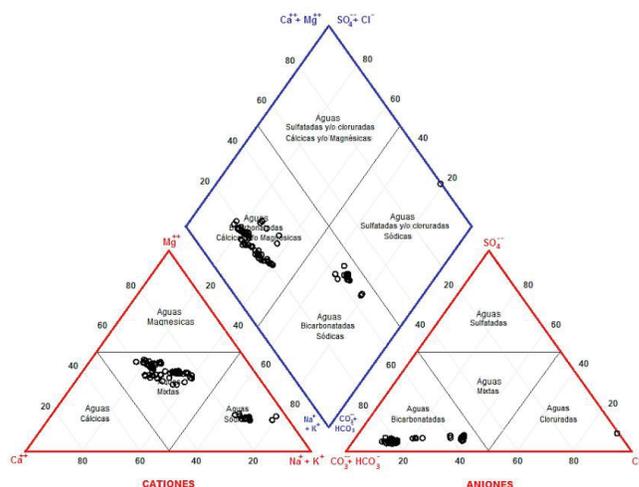


Figura 3. Representación gráfica de los tipos de aguas residuales urbano-industriales del estado de Oaxaca.

Figure 3. Graphic representation of the types of urban-industrial wastewater types in the state of Oaxaca.

arroz y 25 muestras de agua de riego, obteniendo un coeficiente de $a = 0.016$ así como Alva *et al.* (1991) con una serie de suelos altamente meteorizados del sureste de Estados Unidos obtuvieron un coeficiente $a = 0.015$, sin embargo, estos valores son más elevados que los obtenidos en las aguas residuales de Oaxaca.

Los valores de la determinación de la fuerza iónica de cada una de las estaciones de muestreo fueron indispensables para la obtención del valor pH_c de cada muestra y así determinar el RAS_{aj} .

Concentración de Sodio

Las aguas residuales con altas concentraciones de sodio al introducirse al riego contribuyen a incrementar el nivel de salinidad en el suelo, además de afectar la permeabilidad de éste y causar problemas de infiltración (Bonilla y Fernández *et al.*, 2015). El aumento del sodio en la fase adsorbida del suelo ocasiona el desplazamiento de los iones divalentes (Ca^{2+} y Mg^{2+}), los cuales se precipitan en el suelo en forma de $CaMg[(CO_3)_2]_2$ dando como resultado la formación de espesores cementados en la superficie de los mismos (cuando la proporción Na-Ca >3:1). A su vez la aparición de $pH > 8.2$ condiciona que en los suelos se tengan altos contenidos de Na_2CO_3 . El exceso de sodio en el suelo propicia una pérdida de la fertilidad de los suelos que debe ser compensada con enmiendas ya sean químicas o mecánicas.

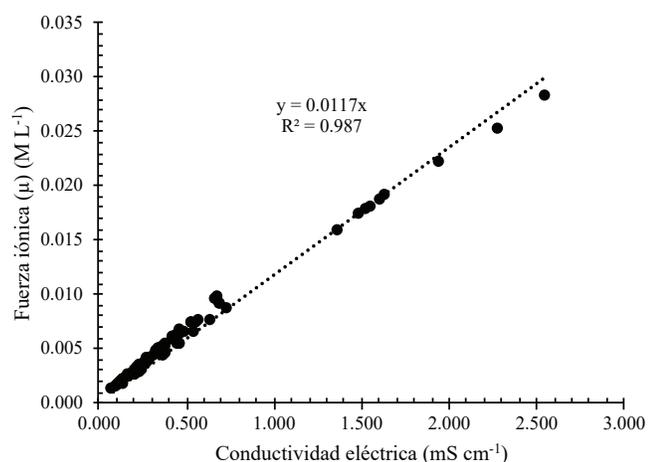


Figura 4. Relación funcional μ -CE de las aguas residuales urbano-industriales del estado de Oaxaca.
Figure 4. μ -EC functional relationship of urban-industrial wastewater from the state of Oaxaca.

El conocer la calidad del agua que se introduce al suelo es primordial, con respecto al peligro de sodio el agua se clasifica como sigue: S1 o bajo (de 0 a 10 RAS); S2 o medio (de 10 a 18 RAS); S3 o alto (de 18 a 24 RAS), y S4 muy alto (> 24 RAS) (Richards, 1974). El comportamiento de las estaciones de muestreo de las aguas residuales de Oaxaca se muestra en el Cuadro 2 en concordancia con su RAS en sus diferentes conceptualizaciones.

Carbonato de Sodio Residual (CSR) y el Sistema Carbonato-Bicarbonato (CO_3^{2-} - HCO_3^-)

Los bicarbonatos en el agua provienen de manera natural del lavado o disolución de rocas carbonatadas (por ejemplo, calizas, dolomitas y magnesitas), la disolución del ácido carbónico (H_2CO_3), así como de la acción del CO_2 de la atmósfera y la liberación de la descomposición orgánica. En lo correspondiente a las actividades antropogénicas los bicarbonatos vienen de la actividad biológica y de los residuos de las fábricas (Dinka *et al.*, 2015).

Aguas con altas concentraciones de bicarbonatos presentan la tendencia a precipitar el calcio y el magnesio en forma de $CaMg[(CO_3)_2]_2$ a medida que la solución del suelo tiende a concentrarse (Richards, 1974; Hannam *et al.*, 2016). Una manera de cuantificar esta reacción es el índice denominado carbonato de sodio residual; para las aguas residuales de Oaxaca el CSR presentó el comportamiento siguiente: para los valores de $CE = 80-250 \mu S cm^{-1}$ presenta un intervalo

Cuadro 2. Distribución del agua residual del estado de Oaxaca en correspondencia con el contenido de sodio.

Table 2. Distribution of the residual water from the state of Oaxaca according to sodium content.

Muestreo	Formulaciones de RAS	Clasificación			
		S1	S2	S3	S4
Verano 2018	RAS_{or}				
	Muestras	85	3	0	1
	RAS_{aj}				
	Muestras	79	6	3	1
	RAS_{corr}				
	Muestras	85	3	0	1

de valores desde (-0.04) - 0.57, para los valores de $CE = 250-750 \mu S cm^{-1}$ se tienen valores de (-0.34) - 1.57; para $CE = 750-2250 \mu S cm^{-1}$ se tienen valores de 2.97-6.08 y finalmente para aquellas muestras con $CE = 2250-4000 \mu S cm^{-1}$ se tienen valores de 7.17 - 8.10. En la Figura 5 se presenta el comportamiento del CSR y su clasificación de acuerdo con Wilcox *et al.* (1954).

Es importante destacar que al emplear aguas con una concentración elevada de CSR pueden llegar a provocar una rápida salinización y sodificación del suelo, aumentando la solubilización de la materia orgánica molecular y disminuyendo la tasa de infiltración y como consecuencia su conductividad hidráulica (Prasad *et al.*, 2001; Ravikumar *et al.*, 2011).

Clasificación del Agua Residual de Acuerdo con Richards (1974)

Esta clasificación considera los indicadores: RAS ($mmol_c L^{-1}$)^{1/2} para determinar el riesgo de sodificación y la CE ($\mu S cm^{-1}$) para definir el grado de salinización, los cuales se colocan en el diagrama de Richards para establecer el tipo de agua que se tiene disponible. El diagrama se compone por tres curvas que representan los niveles de sodio y por tres intervalos definidos de salinidad, con lo que se obtienen 16 clases de aguas con fines agrícolas; dichos valores se delimitaron tomando en cuenta la ley de acción de masas.

La evaluación se efectuó con las tres diferentes conceptualizaciones de RAS: RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS_{corr} con la finalidad de predecir su comportamiento en

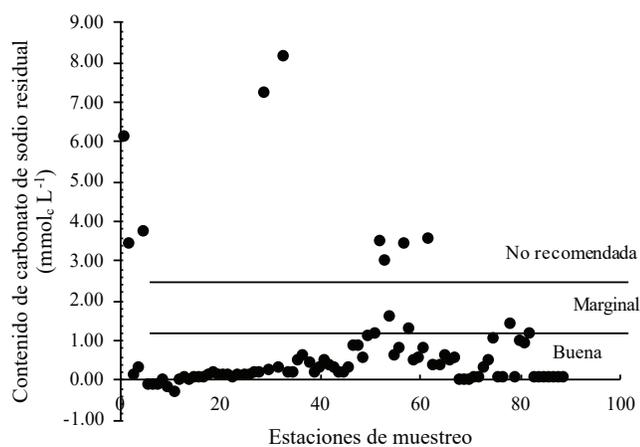


Figura 5. Contenido de carbonato de sodio residual Na_2CO_3 ($mmol_c L^{-1}$).

Figure 5. Na_2CO_3 residual sodium carbonate content ($mmol_c L^{-1}$).

diferentes condiciones de altos o bajos contenidos de CO_2 , además de la precipitación o solubilización del $CaCO_3$.

En correspondencia con el diagrama de Richards, el 37.08% de las muestras se consideraron aguas de baja salinidad y bajo contenido de sodio, las cuales son aptas para riego (C1-S1). No obstante, pueden llegar a presentarse problemas en suelos con baja permeabilidad y en cultivos sensibles al sodio; el 51.68% fue para aguas con salinidad media y bajo contenido de sodio, también aptas para riego (C2-S1). Cabe señalar que, para la utilización de este tipo de agua es necesario emplear volúmenes adicionales a la lámina de riego establecida, además de utilizar cultivos tolerantes a la salinidad. El restante 11.23% se distribuye en las categorías de C3S1, C3S2, C3S3, C4S2, C4S3 y C4S4 (Figura 6).

El Intercambio Catiónico en los Suelos de Oaxaca en Condiciones de Equilibrio de la Relación Funcional PSI-RAS

La relación PSI-RAS concuerda con las relaciones teóricas desarrolladas por Gapón (1933) en los sistemas Na-Ca de intercambio catiónico, durante los procesos de interacción suelo-agua teniendo como base la ley de acción de masas y el principio de equivalencia.

Es importante señalar que para el cálculo de RAS, se tomaron en cuenta las concentraciones analíticas de los diferentes iones y no sus actividades, debido a que estas no fueron determinadas; no obstante, Sposito y Mattigod (1977) señalan que valores de $RAS < 25$ y concentraciones electrolíticas de 0.1 N, es suficiente para el cálculo del RAS utilizar las concentraciones de Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ . Shainberg y Letey (1984) sugieren que los valores de RAS y PSI son casi iguales en el intervalo más común presentado en los suelos agrícolas (PSI de 0 a 30).

Se estableció la dependencia funcional PSI-RAS en sus tres conceptualizaciones (RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS_{corr}) para distintos coeficientes de K_G . De dicha distribución se obtuvieron los valores de PSI-RAS máximos para $RAS_{or} = 16.32$, $RAS_{aj} = 28.43$, $RAS_{corr} = 17.63$ (Figura 7). La relación PSI-RAS es directamente proporcional en su significado, por lo que al aumentar el RAS el PSI se incrementa.

Las aguas residuales del estado de Oaxaca poseen una cantidad considerable de bicarbonatos de sodio y magnesio, así como cloruros de sodio, los cuales son

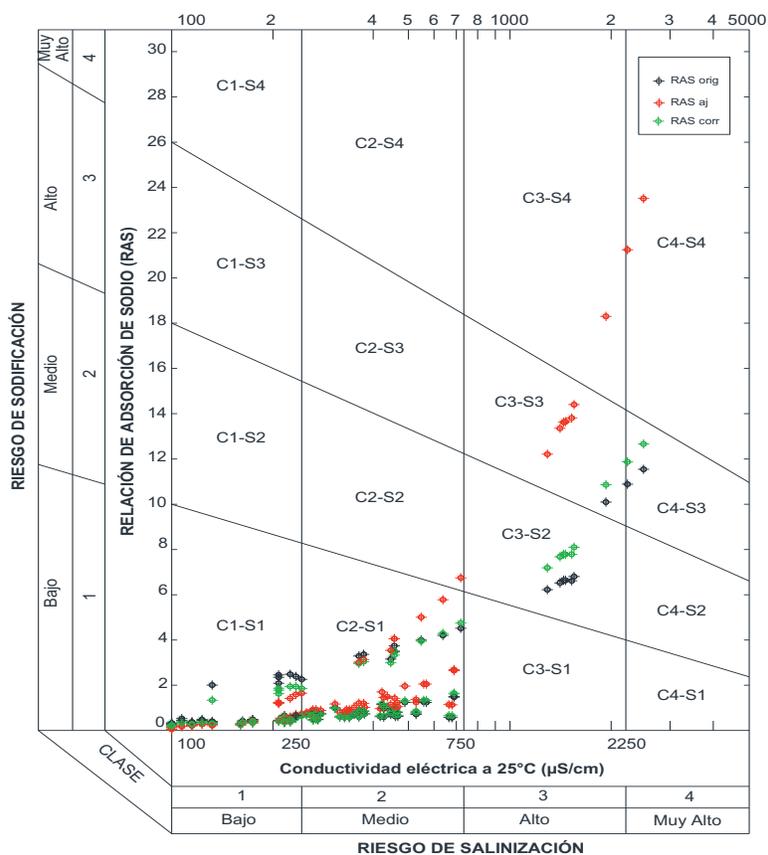


Figura 6. Distribución de las aguas residuales urbano-industriales del estado de Oaxaca en el diagrama de Richards.

Figure 6. Distribution of urban-industrial wastewater from the state of Oaxaca on the Richards diagram.

fácilmente hidrolizables, y eso tiene como consecuencia que el pH tienda a valores de alcalinidad.

Boro

El boro es uno de los constituyentes más tóxicos del agua de riego, su presencia en las aguas se debe al intemperismo químico de las rocas, por lo general de origen volcánico (Pérez-Díaz *et al.*, 2019) y en el caso de aguas residuales este proviene de desechos industriales (pinturas, barnices, textiles, curtido de pieles, electrónica), del drenaje agrícola y los productos de limpieza (Velázquez *et al.*, 2011).

Para el análisis de boro de las aguas residuales con fines de riego agrícola, se debe de tomar en cuenta el cultivo a establecer y el suelo. Por lo que se evaluó el contenido de boro a partir de las recomendaciones de Ayers y Westcot (1987); de las cuales 93.26% de

las muestras recolectadas se consideran como aguas con un grado de restricción moderado y sólo el 6.74% (6 muestras) tienen un grado de restricción severo.

De acuerdo con los datos obtenidos, los valores de boro fluctúan de 0.23-6.23 mg L⁻¹ (Figura 8); el valor promedio de las muestras fue de 1.928 mg L⁻¹, dicho valor se aproxima al reportado por Argust (1998) en lo referente a los valores encontrados de boro en las aguas. Cabe señalar que la muestra con 6.23 mg L⁻¹, corresponde al mar en Zicatela.

En conclusión y tomando en cuenta la producción agrícola de Oaxaca estas aguas pueden utilizarse en los cultivos como el maíz, la calabaza y los pastos que tiene una tolerancia al boro de: 2-4 mg L⁻¹. Por otro lado, las muestras con valores de boro > 3 mg L⁻¹ se recomienda su uso en cultivos tolerantes tales como la caña de azúcar, la cual tiene una tolerancia de 4-6 mg L⁻¹ o los cultivos de alfalfa, espárrago y sorgo.

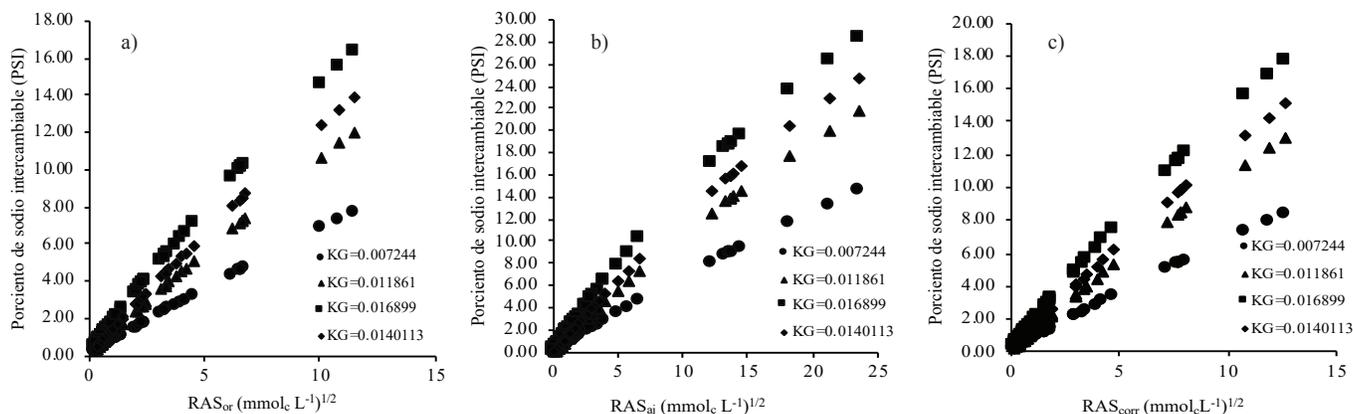


Figura 7. Relación PSI-RAS.
Figure 7. PSI-RAS relation.

Fósforo

El fósforo en el agua es un constituyente limitante que determina su productividad biológica. El ingreso excesivo de fósforo a las aguas residuales debido a las actividades antrópicas causa eutrofización y, por lo tanto, la proliferación masiva de algas lo cual restringe la pesca, la recreación y la industria en aguas superficiales (Sharpley *et al.*, 2006).

En particular el contenido de fósforo de los ortofosfatos de las aguas residuales de Oaxaca fluctuó de 0.00 - 6.38 mg L⁻¹, con una concentración media de 0.32 mg L⁻¹ (Figura 9). Cabe señalar que se tienen dos sitios de muestreo con concentraciones muy superiores

a la mayoría de las muestras, las cuales corresponden a la descarga de aguas negras de zonas urbanas de la Ciudad de Oaxaca y Telixtlahuaca (3.16 y 6.38 mg L⁻¹, respectivamente).

De acuerdo con la clasificación propuesta por Wetzel (1992), el 64.04%, es decir 57 muestras presentan un nivel de productividad hiper-eutrófico; 25.84% de las muestras se consideran meso-eutróficas; 8.99% se consideran ultra-oligotróficas y solo una muestra (1.12%) tiene una productividad oligo-mesotrófico.

En lo que respecta al uso del agua en la agricultura, el 97.75% de las muestras no presentan ninguna restricción para su uso al tener valores menores de

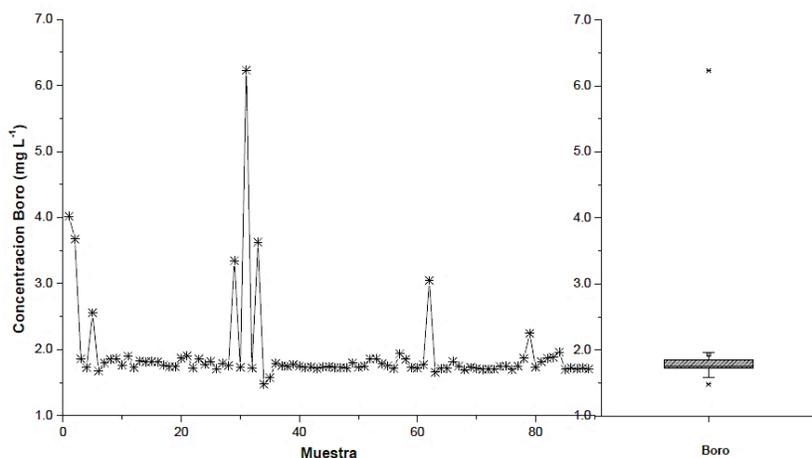


Figura 8. Distribución del contenido de boro en las estaciones de muestreo de Oaxaca.
Figure 8. Distribution of boron content at Oaxaca sampling stations.

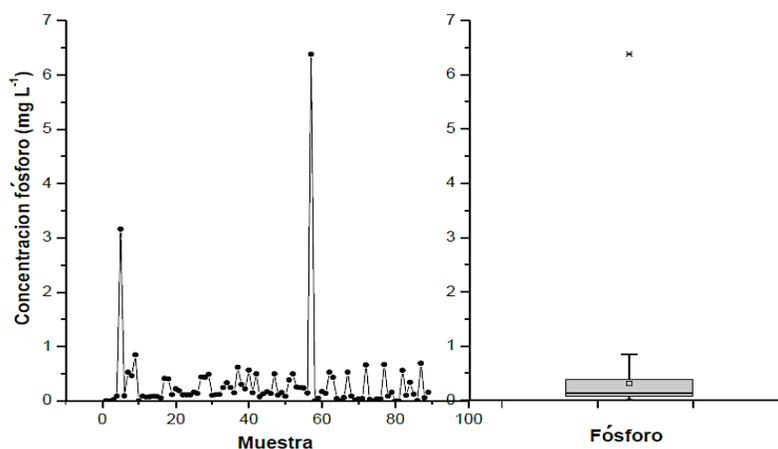


Figura 9. Distribución del contenido de fósforo en las estaciones de muestreo de Oaxaca.

Figure 9. Distribution of phosphorus content in Oaxaca sampling stations.

2 mg L⁻¹ (Ayers y Westcot, 1987) y sólo 2.25% de las muestras no son aptas (muestra 5 y 57, ubicadas en Zimatlán y Telixtlahuaca, respectivamente).

CONCLUSIONES

- El agua residual urbano-industrial del estado de Oaxaca, se considera de acuerdo con su quimismo sulfático-clorhídrico-bicarbonatada: SO₄-Cl-HCO₃.
- Se observó claramente el aporte de CaMg[(CO₃)₂]₂ en la concentración electrolítica de las aguas residuales, en virtud de que en la zona de estudio predominan las rocas sedimentarias como calizas, lutitas y areniscas.
- De acuerdo con el comportamiento de los parámetros físico-químicos, los iones preponderantes fueron: el Mg²⁺, el Ca²⁺ y el HCO₃⁻ con un contenido medio de: 1.32, 1.00 y 3.05 mmol_o L⁻¹, respectivamente.
- Con base en la composición geoquímica las aguas residuales del estado de Oaxaca, en un 71.9% de los sitios de muestreo se consideran aguas bicarbonatadas magnésicas-cálcicas. Por lo cual para su inclusión al riego agrícola debe tomarse en cuenta su calidad. Sin embargo, su uso se restringe a la aplicación de láminas adicionales o fracciones de lavado que eviten la acumulación de sales, así como la implementación de enmiendas ya sean mecánicas o químicas (aplicación de yeso agrícola).
- Las sales prevalecientes en las aguas residuales son Ca(HCO₃)₂, Mg(HCO₃)₂, NaCl y NaHCO₃.
- En la función μ (M L⁻¹) = $a f(CE)$ $a = 0.0117$.

LITERATURA CITADA

- Adams, F. 1971. Ionic concentrations and activities in soil solutions. Soil Sci. Soc. Am. J. 35: 420-426. doi: <https://doi.org/10.2136/sssaj1971.03615995003500030028x>.
- Alva, A. K., M. E. Sumner, and W. P. Miller. 1991. Relationship between ionic strength and electrical conductivity for soil solutions. Soil Sci. 152: 239-242. doi: <https://doi.org/10.1097/00010694-199110000-0001>.
- APHA (American Public Health Association). 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. 22nd Edition. APHA, AWWA, WEF. Washington, DC, USA. ISBN-13: 978-0875530130.
- Argust, P. 1998. Distribution of boron in the environment. Biol. Trace Elem. Res. 66: 131-143. doi: <https://doi.org/10.1007/BF02783133>.
- Ayers, R. S. and D. W. Westcot. 1987. Water quality and use in agriculture. FAO Irrigation and drainage 29 Rev. 1. FAO. Rome, Italy. ISBN: 92-5-102263-1.
- Bonilla y Fernández, M. N., A. I. Ayala-Osorio, S. González-Contreras, D. Santamaría-Juárez y E. Silva-Gómez. 2015. Calidad fisicoquímica del agua del distrito de riego 030 "Valsequillo" para riego agrícola. Rev. Iberoam. Prod. Academ. Gest. Educ. 2: 1-29.
- Bower, C. A., L. V. Wilcox, G. W. Akin, and Keyes M. G. 1965. An index of the tendency of CaCO₃ to precipitation from irrigation waters. Soil Sci. Soc. Am. J. 29: 91-92.
- CONAGUA-SEMARNAT (Comisión Nacional del Agua-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2018. Estadísticas del agua en México, edición 2018. CONAGUA-SEMARNAT. Ciudad de México, México.
- Dinka, M. O., W. Loiskandl, and J. M. Ndambuki. 2015. Hydrochemical characterization of various surface water and groundwater resources available in Matahara areas, Fantalle Woreda of Oromiya region. J. Hydrol. Reg. Stud. 3: 444-456. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.02.007>.

- Gapón, E. N. 1933. On the theory of exchange adsorption in soils. *J. Gen. Chem. USSR* 3: 144-152.
- Gillman, G. P. and L. C. Bell. 1978. Soil solution studies on weathered soils from tropical North Queensland. *Aust. J. Soil Res.* 16: 67-77. doi: <https://doi.org/10.1071/SR9780067>.
- González-Villareal, F. J., M. Domínguez-Mares, K. Cruz-Palma y J. A. Arriaga-Medina. 2011. Identificación de estudios y proyectos del sector hídrico: Oaxaca, Puebla y Tlaxcala 2005-2011. UNAM. Mexico, D. F.
- Griffin, R. A. and J. J. Jurinak. 1973. Estimation of activity coefficients from the electrical conductivity of natural aquatic systems and soil extracts. *Soil Sci.* 116: 26-30.
- Hannam, K. D., D. Kehila, P. Millard, A. J. Midwood, D. Neilsen, G. H. Neilsen, T. A. Forge, C. Nichol, and M. D. Jones. 2016. Bicarbonates in irrigation water contribute to carbonate formation and CO₂ production in orchard soils under drip irrigation. *Geoderma* 266: 120-126. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.12.015>.
- Hanson, B. R., S. R. Grattan, and A. Fulton. 2006. Agricultural salinity and drainage. University of California Irrigation Program, University of California Davis, CA, USA.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2017. Anuario estadístico y geográfico de Oaxaca 2017. INEGI. México, D. F.
- Jiménez-Cisneros, B. E. 2007. Información y calidad de agua en México. *Trayectorias* 24: 45-56.
- Kovda, V. A., C. Van Den Berg, and R. M. Hagan. 1973. Irrigation, drainage and salinity. FAO/UNESCO. Paris, France.
- Langelier, W. F. 1936. The analytical control of anti-corrosion water treatment. *J. AWWA* 28: 1500-1521. doi: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1936.tb13785.x>.
- Leffelaar, P. A., A. Kamphorst, and R. Pal. 1983. Nomographic estimation of activity coefficients from the electrical conductivity data of soil extracts. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 31: 20-27.
- Liess, M. and R. Schulz. 2000. Sampling methods in surface waters. pp. 1-24. *In*: L. M. L. Nollet. (ed). Handbook of water analysis. Marcel Dekker Inc. New York, NY, USA
- Martínez-Lievana, C., Y. Huante-González, I. Santiago-Morales, G. Sandoval-Orozco, C. Estrada-Vázquez y J. Madrid-González. 2013. Diagnóstico de la calidad de agua de los pozos de Puerto Ángel, San Pedro Pochutla, Oaxaca. *Cienc. Mar* 18: 11-18.
- Pérez-Díaz, J. P., H. M. Ortega-Escobar, C. Ramírez-Ayala, H. Flores-Magdaleno, E. I. Sánchez-Bernal, Á. Can-Chulim y O. R. Mancilla-Villa. 2019. Concentración de nitrato, fosfato, boro y cloruro en el agua del río Lerma. *Ecosist. Recur. Agropec.* 6: 175-182. doi: <https://doi.org/10.19136/era.a6n16.1829>.
- Pérez-Molina, A. 2019. Riesgo de sodicidad en los suelos de Cantón Milagro, Guayas-Ecuador en época de estiaje. *Rev. Politec.* 42: 15-22. doi: <https://doi.org/10.33333/rp.vol42n2.899>.
- Ponnampertuma, F. N., E. M. Tianco, and T. A. Loy. 1966. Ionic strengths of the solutions of flooded soils and other natural aqueous solutions from specific conductance. *Soil Sci.* 102: 408-413. doi: <https://doi.org/10.1097/00010694-196612000-00009>.
- Prasad, A., D. Kumar, and D. V. Singh. 2001. Effect of residual sodium carbonate in irrigation water on the soil sodication and yield of palmarosa (*Cymbopogon martinii*) and lemongrass (*Cymbopogon flexuosus*). *Agric. Water Manag.* 50: 161-172. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(01\)00103-2](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(01)00103-2).
- Ravikumar, P., R. K. Somashekar, and M. Angami. 2011. Hydrochemistry and evaluation of groundwater suitability for irrigation and drinking purposes in the Markandeya River basin, Belgaum District, Karnataka State, India. *Environ. Monit. Asses.* 173: 459-487. doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1399-2>.
- Richards, L. A. 1974. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salino y sódicos. Limusa. México, D. F. ISBN: 968180306X.
- Rodier, J. 1978. Análisis de las aguas. Aguas naturales, residuales y del mar. Omega. Barcelona, España.
- Sánchez-Bernal, E. I., H. M. Ortega-Escobar, G. T. Sandoval-Orozco, R. A. Hernández-Viruel y C. Estrada-Vázquez. 2012. Lavado de sales en suelos aluviales costeros de Oaxaca, México, con aguas residuales municipales tratadas. *Rev. Int. Contam. Amb.* 28: 343-360.
- Sánchez-Bernal, E. I., G. Sandoval-Orozco, M. A. Camacho-Escobar, F. Valdez-Martínez, A. Rodríguez-León y H. M. Ortega-Escobar. 2014. Calidad hidrogeoquímica de las aguas del río Copalita, Oaxaca, México. *Rev. Int. Cienc. Soc.* 1: 27-41.
- SECOFI (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial). 1980. NORMA MEXICANA NMX-AA-003-1980. Esta norma establece los lineamientos generales y recomendaciones para muestrear las descargas de aguas residuales, con el fin de determinar sus características físicas y químicas, debiéndose observar las modalidades indicadas en las normas de métodos de prueba correspondientes. México, D. F.
- Sengupta, P. K. 2017. Water quality standards and water pollution. pp. 195-245. *In*: P. K. Sengupta (ed.). Industrial water resource management: Challenges and opportunities for corporate water stewardship. John Wiley and Sons. Ltd. Great Britain, England. 195-245. doi: <https://doi.org/10.1002/9781119272496.ch6>. ISBN: 9781119272502.
- Shainberg, I. and J. Letey. 1984. Response of soils to sodic and saline conditions. *Hilgardia* 52: 1-57. doi: <https://doi.org/10.3733/hilg.v52n02p057>.
- Sharpley, A. N., T. Daniel, G. Gibson, L. Bundy, M. Cabrera, T. Sims, R. Stevens, J. Lemunyon, P. Kleinman, and R. Parry. 2006. Best management practices to minimize agricultural phosphorus impacts on water quality. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-163. Washington, DC, USA.
- Soriano-Hernández, X. Y., A. Velasco-Velasco, J. Ruiz-Luna, P. U. Caballero-Gutiérrez, E. Ramírez-Santiago y J. R. Enríquez del-Valle. 2017. Análisis de nitrógeno, sólidos suspendidos y disueltos totales en el río Atoyac, Oaxaca. *Rev. Mex. Agropec.* 4: 152-163.
- Sposito, G. and S. V. Mattigod. 1977. On the chemical foundation of the sodium adsorption ratio. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41: 323-329. doi: <https://doi.org/10.2136/sssaj1977.03615995004100020030x>.
- Suárez, D. L. 1981. Relation between pHc and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 469-475. doi: <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500030005x>.
- Velázquez, M. A., J. L. Pimentel y M. Ortega. 2011. Estudio de la distribución de boro en fuentes de agua de la cuenca del río Duero, México, utilizando análisis estadístico multivariado. *Rev. Int. Contam. Amb.* 27: 19-30.

Velázquez-Machuca, M. A., M. Ortega-Escobar, A. Martínez-Garza, J. Kohashi-Shibata y N. García-Calderón. 2002. Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Terra Latinoamericana* 20: 459-464.

Wetzel, R. G. 1992. Gradient-dominated ecosystems: Sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystems. *Dev. Hydrobiologia* 229: 181-198. doi: https://doi.org/10.1007/978-94-011-2474-4_14.

Wilcox, L. V., G. Y. Blair, and C. A. Bower. 1954. Effect of bicarbonate on suitability of water for irrigation. *Soil Sci.* 77: 259-266. doi: <https://doi.org/10.1097/00010694-195404000-00001>.