

Calidad del agua para riego agrícola del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago

MAY-PAT, Jorge Ariel, ORTEGA-ESCOBAR, Héctor Manuel, CAN-CHULIM, Alvaro, GARCÍA-PAREDES, Juan Diego, BOJÓRQUEZ-SERRANO, José Irán, MADUEÑO-MOLINA, Alberto, CRUZ-CRESPO, Elia

J. May, H. Ortega, A. Can, J. García, J. Bojórquez, A. Madueño y E. Cruz

´ Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de la Cultura Amado Nervo, Tepic, Nayarit, México. C.P. 63155.

`` Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Carretera México-Texcoco km 36.5. C.P. 56230.

kirbi50@hotmail.com

F. Rérez, E. Figueroa, L. Godínez, J. Quiroz y R. García (eds.) Química, Biología y Agronomía. Handbook T-I. - ©ECORFAN, Texcoco de Mora-México, 2016.

Abstract

The Lerma river originates in the lagoon of Almoloya del Río in State of Mexico. It is part of the Hydrographic System Lerma-Chapala-Santiago. Has a length higher 700 km, is one of the most important in Mexico for agricultural and industrial activities. The main consumer of water is agriculture, especially in the Bajío with 66% of irrigation districts. 57 water samples were taken in autumn 2014 a long hydrographic system (SH) Lerma-Chapala-Santiago and were determined ionic composition of water. The physico-chemical analyses were (pH, EC, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}). The EC were $\text{EC}=115\text{-}556\text{-}1754 \text{ mS cm}^{-1}$. The values of SAR were, $\text{SAR}=0.47\text{-}8.2 (\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{1/2}$, $\text{SAR}_{aj}=0.16\text{-}17.07 (\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{1/2}$, $\text{SAR}^o=0.33\text{-}9.37(\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{1/2}$. The RSC values were $(-0.17)\text{-}3.01$, the composition of water was sodium bicarbonate of low concentration and is considered without restriction for agricultural.

3 Introducción

La Cuenca Lerma-Santiago-Pacífico tiene un área total de 140 000 km². El río Lerma tiene una longitud mayor a 700 km y tiene entre sus tributarios más importantes a los ríos Laja, Turbio, Angulo y Duero. A medida que se incrementa la actividad económica en la cuenca hidrológica, también se incrementa la demanda de agua (Hansen y Afferden, 2006). El agua superficial en la cuenca del río Lerma, así como en los alrededores, está completamente asignado y la cuenca se clasifica como deficitaria. Lo que ha llevado a una sobre explotación de los recursos superficiales y subterráneos, que ponen en peligro tanto al medio ambiente como la sustentabilidad de la región a largo plazo. El principal consumidor de agua en la cuenca es la agricultura, con una alta densidad de distritos de riego, especialmente en el área del Bajío con 66%. El agua en la cuenca ha sido contaminada durante varias décadas debido a las descargas de ciudades, industrias y agrícolas. A pesar de los esfuerzos que se han realizado para incrementar en número y capacidad las plantas de tratamiento en la cuenca, son desechadas importantes cantidades de agua residual sin tratamiento alguno (Hansen y Afferden, 2006; López *et al.*, 2007). Los criterios desarrollados para conocer el peligro de salinización o sodificación del suelo a partir de la medición de algunos parámetros del agua de riego, son los propuestos por la FAO (Ayers y Wescot, 1985) y (Richards, 1954), los cuales se basan en la medición de la conductividad eléctrica y el cálculo de la relación de adsorción de sodio. El concepto de calidad del agua se refiere a las características que puedan afectar su adaptabilidad a un uso específico y se define por sus características físicas, químicas y biológicas.

La posibilidad de predecir la distribución de iones en la solución del suelo y los iones adsorbidos en los sistemas coloidales de los suelos, es de mucha importancia para el manejo de suelos con problemas de salinidad y sodicidad. El porcentaje de sodio intercambiable (PSI), es la propiedad con la cual la permeabilidad de los suelos disminuye, además de las manifestaciones tóxicas del ion sodio en los cultivos. Por consiguiente, cualquier posible evaluación del peligro potencial de la sodicidad de un agua de riego, deberá relacionarse con el porcentaje de sodio intercambiable, que se encontrará en el suelo derivado del uso del agua de riego. El peligro potencial de la sodicidad del agua de riego es evaluado con los valores de relación de adsorción de sodio (RAS) y con los valores de la salinidad (CE).

El RAS en su expresión

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

asume implícitamente que los iones de calcio y magnesio poseen la misma selectividad para ser intercambiados en el sistema superficie-solución (Suarez, 1981).

Esta regularidad en el proceso de intercambio entre Ca^{2+} y Mg^{2+} tiene un gran significado geoquímico durante los procesos de migración de soluciones de los suelos y el agua superficial. En las soluciones se presenta un enriquecimiento de iones Mg^{2+} , en una determinada longitud de tiempo (Velázquez *et al.*, 2002).

En las diferentes formulaciones de RAS se introducen los valores de las concentraciones analíticas, y por lo general, los coeficientes de actividad de los iones no se determinan. En valores de $\text{RAS} < 25$ y concentraciones electrolíticas de 0.1N es suficiente introducir los valores de las concentraciones de C_{Na^+} , $\text{C}_{\text{Ca}^{2+}}$ y $\text{C}_{\text{Mg}^{2+}}$ determinados analíticamente sin corregir por actividad (Gapon, 1933; Sposito y Mattigod, 1977). En esta formulación de RAS no se consideran las variaciones de las concentraciones de Ca^{2+} debido a su precipitación en condiciones de una alcalinidad elevada $\text{pH} > 8.2$ (Velázquez *et al.*, 2002). En cuanto al RAS_{ajus}

$$\text{RAS}_{\text{aj}} = \frac{\text{C}_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{\text{C}_{\text{Ca}^{2+}} + \text{C}_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}} [1 + (8.4 - \text{pHc})] \quad (3.1)$$

incluye la disponibilidad del calcio en condiciones de una alcalinidad determinada $\text{pH} = 8.4$ y es aproximadamente el pH de un suelo no-sódico en equilibrio con la calcita (CaCO_3). Toma en cuenta el índice de saturación (IS), el cual estima la precipitación del ion carbonato del agua de riego como una función del grado de saturación con CaCO_3 en la solución del suelo. El índice de saturación (IS) se calcula: $\text{IS} = (8.4 - \text{pHc})$. El pHc es el pH teórico en equilibrio con la calcita (CaCO_3) y se define como: $\text{pHc} = (\text{pK}_2 - \text{pK}_c) + \text{p}(\text{Ca} + \text{Mg}) + \text{p}(\text{CO}_3 + \text{HCO}_3)$; donde $\text{p}(\text{Ca} + \text{Mg})$ corresponde al logaritmo negativo de la concentración molar de $\text{Ca} + \text{Mg}$; $\text{p}(\text{CO}_3 + \text{HCO}_3)$ corresponde al logaritmo negativo de la concentración equivalente de CO_3 y HCO_3 , $\text{pK}_2 - \text{pK}_c$ son el logaritmo negativo de la segunda constante de disociación del H_2CO_3 y el producto de la solubilidad del CaCO_3 , corregidos por la fuerza iónica (Ayers y wescot, 1987; Velázquez *et al.*, 2002). El RAS° ajusta la concentración de calcio en el agua, al valor de equilibrio esperado después del riego, e incluye los efectos del bióxido de carbono (CO_2), y el bicarbonato (HCO_3^-) y la salinidad sobre el calcio originalmente contenido en el agua de riego, y que no forma parte del suelo. Además supone la existencia de una fuente de calcio en el suelo como la caliza (CaCO_3) u otros minerales como los silicatos, y la inexistencia de la precipitación del magnesio.

$$\text{RAS}^\circ = \frac{\text{C}_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{\text{C}_{\text{Ca}^{2+}} + \text{C}_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}} \quad (3.2)$$

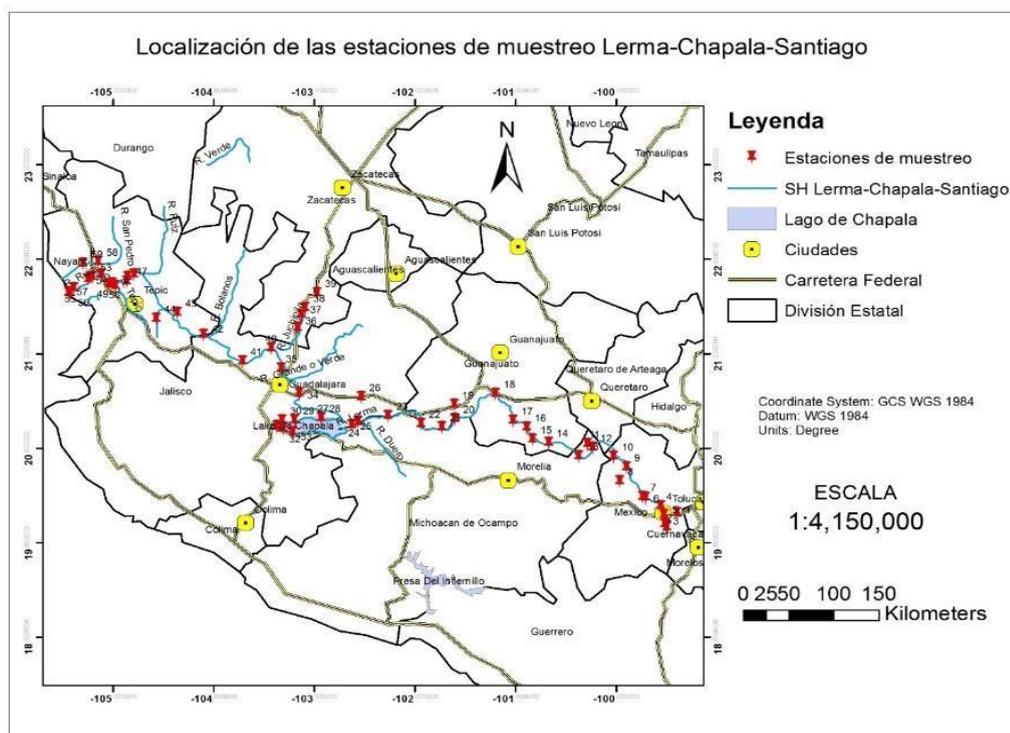
(Suarez, 1981; Velázquez *et al.*, 2002; Can *et al.*, 2008). El propósito de determinar la RAS en sus diferentes conceptualizaciones RAS, RAS_{ajus} y RAS° es determinar el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en un suelo en condiciones de equilibrio.

3.1 Metodos

El río Lerma se ubica entre los paralelos $19^\circ 05'$ y $21^\circ 32'$ de latitud norte y entre los meridianos $99^\circ 22'$ y $103^\circ 31'$ de longitud oeste. El río Lerma nace en los manantiales de Almoloya del Río, en el Estado de México, y atraviesa hacia el Noroeste el valle de Toluca, forma parte del sistema Lerma-Chapala-Santiago (río Lerma, Lago de Chapala y río Santiago). Con el nombre de río Lerma cruza por los estados de México, Michoacán, Querétaro y Guanajuato. Enseguida se dispersa en el Lago de Chapala y renace fortalecido con el nombre de río Santiago para continuar su cauce atravesando principalmente los estados de Jalisco y Nayarit, finalmente desemboca en el océano Pacífico (INE, 2003; Bogar, 2006; Cotler *et al.*, 2006).

Se establecieron 57 estaciones de muestreo en otoño de 2014, considerando las entradas y salidas de los afluentes principales y puntos estratégicos que indicaron modificaciones a la calidad del agua (Figura 1). Se tomaron 2 muestras simples por cada punto de muestreo, mismas que se georreferenciaron con un GPS marca Magellan explorist 510. La toma de las muestras se realizó de acuerdo a la Norma oficial mexicana (NMX-AA-034-SCFI-2001).

Figura 3 Localización geográfica de los sitios de muestreo del SH Lerma-Chapala-Santiago



Para conocer las características físico-químicas del agua, se realizaron las siguientes determinaciones (Cuadro1) y en el cuadro 2 se muestra la composición iónica del SH Lerma-Chapala-Santiago.

Tabla 3 Determinaciones físico-químicas para aguas superficiales del SH Lerma-Chapala-Santiago

Determinación	Método	Referencia
pH	Potenciométrico	APHA, 1995. 4500-H+B
Conductividad eléctrica	Conductimétrico	APHA, 1995. 25108
Residuo seco evaporado	Gravimétrico	APHA, 1995. 2540D
Calcio y magnesio	Volumétrico	APHA, 1995. 3500 Ca D
Sodio y potasio	Flamometría	APHA, 1995. 3500. Na y K, D
Carbonatos	Volumétrico	APHA, 1995. 2320 B
Bicarbonatos	Volumétrico	APHA, 1995. 2320 D
Cloruros	Volumétrico	APHA, 1995. 4500-CI B
Sulfatos	Turbidimetría	APHA, 1995. 4500- SO ₄ E

Tabla 3.1 Composición iónica del agua del SH Lerma-Chapala-Santiago

Nº	PH	CE	Ca	Mg	Na	K	CO ₃	HCO ₃	Cl	SO ₄	RAS	RASajus	RAS ^r
		mS cm-1	mmolc L-1										
1	6.85	115	0.35	0.4	0.29	0.08	0	0.68	0.33	0.08	0.47	0.16	0.33
2	6.65	1039	1.95	2.7	4.37	1.14	0	5.49	3.97	0.42	2.87	5.35	3.19
3	6.57	397	0.74	1.03	1.75	0.26	0	2.03	1.52	0.33	1.86	2.02	1.74
4	6.44	702	1.32	1.42	3.7	0.36	0	3.13	2.49	0.96	3.16	4.68	3.28
5	6.72	697	1.25	1.35	3.88	0.34	0	3.87	2.17	0.6	3.4	5.27	3.62
6	6.57	452	0.81	0.88	2.51	0.22	0	2.45	1.42	0.39	2.73	3.26	2.64
7	6.23	459	0.76	0.84	2.65	0.24	0	2.59	1.36	0.42	2.96	3.53	2.87
8	6.31	150	0.18	0.32	0.88	0.09	0	0.85	0.46	0.13	1.76	0.25	1.27
9	6.28	367	0.64	0.78	2.01	0.16	0	2.15	1.02	0.32	2.39	2.5	2.22
10	6.31	335	0.62	0.71	1.78	0.17	0	1.97	0.93	0.29	2.18	2.19	1.99
11	6.42	148	0.27	0.31	0.76	0.11	0	1.97	0.93	0.29	1.41	0.97	1.21
12	6.68	403	0.73	0.85	2.14	0.22	0	2.29	1.14	0.41	2.41	2.72	2.29
13	6.92	395	0.74	0.82	2.07	0.23	0	2.39	0.96	0.48	2.34	2.71	2.24
14	7.08	406	0.86	0.85	2.02	0.24	0	2.39	0.98	0.47	2.18	2.66	2.11
15	7.06	398	0.83	0.91	1.87	0.24	0	2.27	0.98	0.48	2	2.37	1.92
16	7.05	405	0.87	0.96	1.89	0.24	0	2.33	1.05	0.47	1.98	2.4	1.91
17	7.08	416	0.89	1.01	1.91	0.26	0	2.38	1.07	0.49	1.96	2.41	1.9
18	6.93	529	1.4	1.28	2.12	0.32	0	3.02	1.35	0.62	1.83	2.77	1.91
19	6.83	875	1.92	0.75	5.63	0.26	0	4.83	2.53	0.96	4.87	8.82	5.85
20	6.82	528	1.15	0.85	2.94	0.22	0	2.86	1.52	0.65	2.94	4.12	3
21	6.98	500	1.1	0.9	2.61	0.28	0	2.68	1.44	0.66	2.61	3.55	2.62
22	6.49	525	1.35	1.05	2.46	0.27	0	2.87	1.51	0.61	2.25	3.31	2.33
23	6.52	510	1.25	1.15	2.31	0.28	0	2.77	1.46	0.62	2.11	3.01	2.15
24	6.52	412	1.05	0.98	1.75	0.25	0	2.2	1.18	0.55	1.74	2.2	1.68
25	6.5	307	0.78	0.76	1.28	0.18	0	1.61	0.89	0.42	1.46	1.49	1.3
26	6.56	248	0.63	0.95	0.74	0.11	0	1.61	0.62	0.13	0.83	0.78	0.75
28	7.85	974	1.62	1.56	4.88	0.73	0	4.92	3.11	1.18	3.87	6.76	4.32
30	8.48	1197	0.96	2.85	6.94	0.96	0.58	6.24	3.65	1.52	5.03	8.22	5.27
31	7.75	1233	2.08	2.95	6.23	0.8	0	6.05	3.86	1.76	3.93	7.52	4.41
32	8.04	1095	1.85	2.1	5.89	0.87	0	5.5	3.44	1.49	4.19	7.69	4.72
33	7.54	1443	2.45	3.75	6.91	0.86	0	7.1	4.54	1.97	3.92	8	4.45
34	7	724	1.22	1.15	4.2	0.51	0	3.72	2.3	0.87	3.86	5.87	4.09
35	6.8	406	0.72	0.64	2.19	0.38	0	2.05	1.29	0.49	2.66	2.86	2.45
36	6.8	406	1.26	0.82	2.57	0.26	0	2.78	1.52	0.48	2.52	3.62	2.6
37	7.39	534	1.33	0.96	2.71	0.22	0	2.84	1.71	0.53	2.53	3.7	2.62
38	7.4	415	1.06	0.98	1.68	0.23	0	2.36	1.34	0.33	1.66	2.27	1.64
39	7.26	442	1.24	1.18	1.56	0.3	0	2.69	1.32	0.21	1.42	1.93	1.44
40	7.57	361	0.86	0.76	1.76	0.15	0	2.26	0.92	0.26	1.96	2.34	1.87
41	6.41	415	1.12	0.84	1.75	0.31	0	2.17	1.33	0.42	1.77	2.21	1.72
42	7.95	533	1.42	0.86	2.5	0.3	0	2.95	1.69	0.57	2.34	3.48	2.46
43	8.01	542	1.46	0.98	2.6	0.26	0	2.87	1.72	0.57	2.35	3.58	2.46
44	8.47	1624	0.65	5.82	8.93	0.48	1.26	9.08	6.25	0.12	4.96	8.56	5.06
45	8.09	172	0.85	0.4	0.4	0.03	0	1.08	0.42	0.14	0.51	0.47	0.4
46	7.41	217	0.98	0.32	0.72	0.1	0	1.38	0.55	0.14	0.89	0.93	0.76
47	7.11	294	1.05	0.7	0.96	0.17	0	1.86	0.76	0.19	1.03	1.24	0.96
48	6.93	305	1.09	0.78	0.98	0.13	0	1.95	0.82	0.13	1.01	1.3	0.96
49	7.03	306	1.1	0.75	0.98	0.16	0	1.87	0.88	0.16	1.02	1.24	0.96
50	7.01	299	0.98	0.76	1.03	0.15	0	1.77	0.82	0.23	1.1	1.27	1.02
51	6.94	222	0.68	0.58	0.79	0.12	0	1.33	0.6	0.18	1	0.86	0.84
52	6.86	278	0.85	0.74	0.99	0.14	0	1.68	0.75	0.22	1.11	1.18	1.01
53	6.88	299	0.96	0.76	1.02	0.16	0	1.83	0.77	0.23	1.1	1.27	1.02
54	6.92	276	0.89	0.71	0.95	0.15	0	1.66	0.76	0.21	1.06	1.14	0.96
55	6.97	277.00	0.91	0.73	0.91	0.16	0.00	1.67	0.74	0.23	1.00	1.08	0.91
56	6.99	1334.00	1.60	1.75	9.06	0.30	0.00	6.93	5.32	0.80	7.00	13.22	8.02
57	7.1	1754	1.85	2.65	2.3	0.35	0	8.49	6.97	1.22	8.2	17.07	9.37

Mediana	6.94	413.50	0.98	0.87	2.05	0.24	0.00	2.39	1.33	0.45	2.18	2.68	2.13
Media	7.05	556.48	1.08	1.20	2.83	0.31	0.04	3.03	1.76	0.54	2.47	3.63	2.53
Moda	6.57	406.00	0.98	0.76	1.75	0.26	0.00	1.97	1.52	0.42	-	-	-
Desv. Est.	0.58	381.86	0.45	0.95	2.44	0.24	0.20	1.85	1.45	0.43	1.53	3.22	1.79
Varianza	0.33	143214.32	0.20	0.89	5.84	0.06	0.04	3.36	2.06	0.18	2.29	10.17	3.15

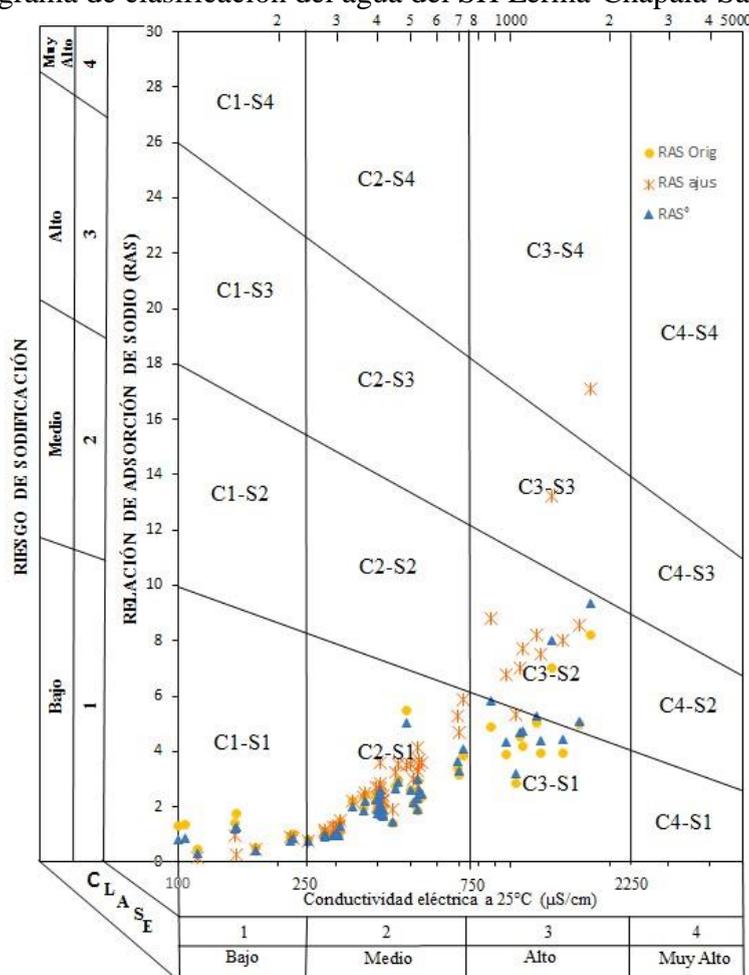
3.2 Resultados

Al determinar la calidad del agua de riego, se toman en cuenta varios parámetros como: pH, CE, CSR, RAS, y los efectos de iones específicos (Yidana *et al.*, 2008; Anku *et al.*, 2009). Por otro lado (Glover, 1966; Pizarro, 1985; Ayers y Wescot, 1985) mencionan que para evaluar la calidad del agua para riego se toman en cuenta tres criterios: salinidad, sodicidad y toxicidad. El criterio de salinidad evalúa el riesgo de que el uso del agua ocasione altas concentraciones de sales, con el correspondiente efecto osmótico y disminución del rendimiento de cultivos. El criterio de sodicidad analiza el riesgo de que se induzca un elevado porcentaje de sodio intercambiable (PSI), con deterioro de la estructura del suelo. El criterio de toxicidad estudia los problemas que pueden crear determinados iones. El tipo y cantidad de sal disuelta en el agua para riego agrícola determina su calidad. Estas sales están presentes en cantidades muy pequeñas, pero significativas, y se originan del intemperismo de las rocas, así los procesos que influyen en la calidad del agua son los físicos, geoquímicos y bioquímicos (Appelo y Postma, 2005; Subramani *et al.*, 2005; Anku *et al.*, 2009; Dhirendra *et al.*, 2009).

Clasificación del agua de riego con base a su sodicidad

El agua de riego contiene cantidades considerables de sodio en solución, por lo que es importante estimar los índices de sodicidad, ya que es un parámetro que está estrechamente relacionado con el Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI) en el suelo (Velázquez *et al.*, 2002; Suarez *et al.*, 2006; Suarez *et al.*, 2011). La Relación de Adsorción de Sodio evalúa el peligro de sodicidad en relación con la concentración de calcio y magnesio (Anku *et al.*, 2009; Oinam *et al.*, 2012). Cantidades excesivas de sodio en el agua de riego, provoca problemas en las propiedades físicas de los suelos, una reducción de la permeabilidad y puede causar daños a cultivos sensibles (Oinam *et al.*, 2012). Por lo tanto, es importante determinar su concentración en el agua para fines de riego. Basándose en los resultados obtenidos en los cálculos de RAS, mediante el diagrama de Richards (1954), que grafica los valores de RAS con respecto a la CE, (Figura 2) se obtuvo que el 66% del agua muestreada, se clasifica como C2S1 (agua de salinidad media, baja en sodio); el 17% se clasifica como C1S1 (agua de salinidad baja, baja en sodio), el 13.5% se ubica como C3S1 (agua altamente salina, baja en sodio) y el 3.5% se clasifica como C3S2 (agua altamente salina, media en sodio). Hem (1989) menciona que la CE y la RAS pueden usarse para determinar la calidad del agua de riego, y reporta que valores de CE de $2000 \mu\text{S cm}^{-1}$ a 25°C y $\text{RAS} > 10$, representan alta peligrosidad de sodificación de suelos. Por otra parte, Edet y Okereke (2005), sugieren que valores de $\text{CE} < 200 \mu\text{S cm}^{-1}$ y $\text{RAS} < 1.5$, es agua de riego excelente para la mayoría de los suelos.

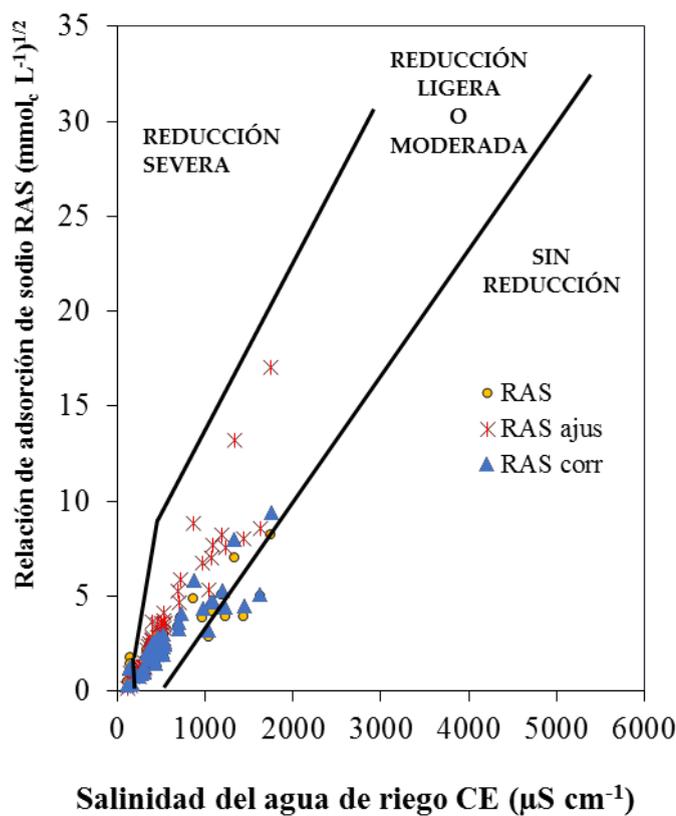
Figura 3.1 Diagrama de clasificación del agua del SH Lerma-Chapala-Santiago RAS-CE



Clasificación del agua de riego con base al peligro de infiltración

Los factores que suelen influir en la infiltración son; el contenido total de sales y el contenido de sodio en relación a los contenidos de calcio y magnesio (Heidapur *et al.*, 2007). Una reducción en la tasa de infiltración del agua de riego puede, por lo general, ser atribuida a la formación de costras en la superficie de los suelos, a la deposición y migración de las arcillas dentro de los poros y microporos de los suelos y al hinchamiento de las arcillas 2:1 del grupo de la montmorillonita. Los resultados obtenidos se observan en la figura 3, donde el 84% presenta una reducción ligera o moderada, el 9% presenta reducción severa y el 7% no presenta reducción sobre la infiltración. El agua de baja concentración salina, con iones altamente hidratados al contacto con los iones de la solución del suelo interactúan con éstos solubilizando y al alcanzar sus límites se precipitan, los iones calcio que, al combinarse con carbonatos, bicarbonatos y sulfatos, y al exceder la solubilidad del carbonato de calcio (CaCO_3) o la solubilidad del sulfato de calcio ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), precipita. El sodio, por el contrario, permanece en solución en las primeras capas del suelo, donde influye sobre la estabilidad de los agregados y la estructura del suelo. Oster y Schroer (1979) y McNeal *et al.* (1968), en sus investigaciones encontraron que las partículas más pequeñas del suelo, dispersadas, obstruyen el espacio poroso y sellan la superficie del suelo, reduciendo notablemente la infiltración. Estos efectos son similares a los provocados por el agua de lluvia, que son de muy baja conductividad y pueden, por lo tanto, provocar exceso de escorrentía en las áreas regadas.

Figura 3.2 Reducción de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del SH Lerma-Chapala-Santiago



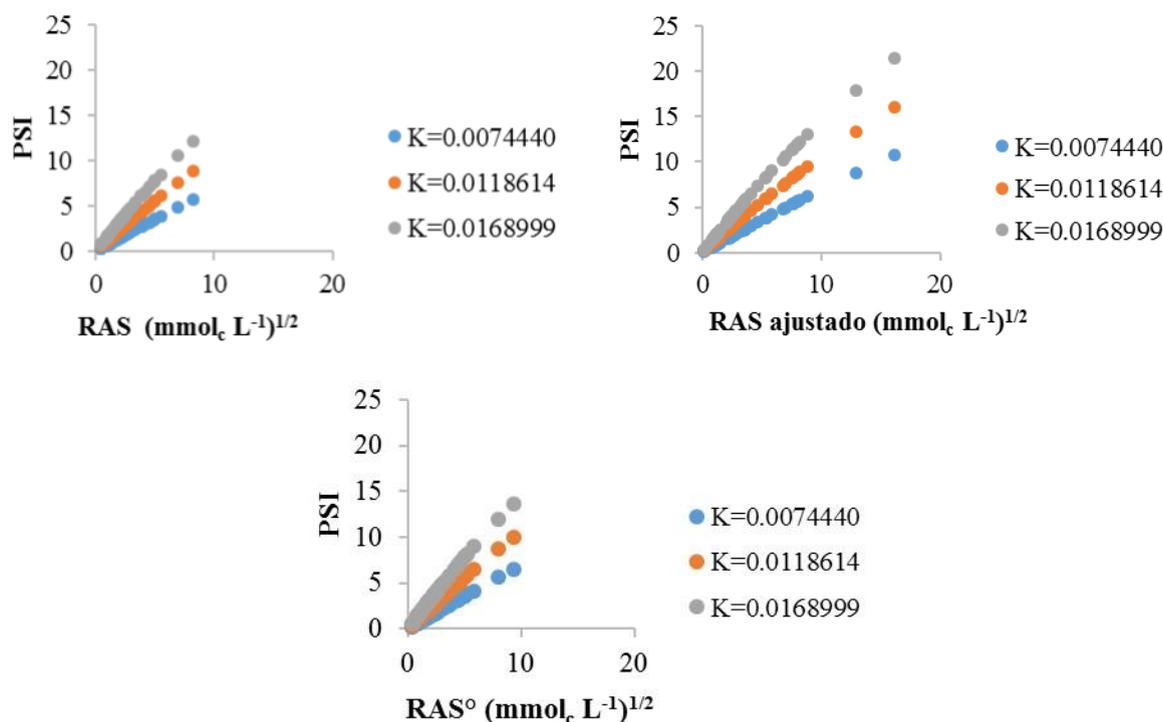
Porcentaje de Sodio Intercambiable –Relación de Adsorción de Sodio (PSI-RAS)

La posibilidad de predecir la distribución de los iones entre la fase soluble y la fase sólida (complejo de intercambio catiónico) tiene mucha importancia en el manejo de suelos salinos, principalmente cuando se refiere a problemas de sodicidad. Para poder inferir en los valores de PSI que pudieran tener los suelos del SH Lerma-Chapala-Santiago se utilizaron los siguientes coeficientes de Gapon (1933) K , (Velázquez *et al.*, 2002) 0.0074440, 0.0118614, 0.0168999 (mmol L^{-1})^{-0.5}, dichos coeficientes corresponden a suelos migajón-arcilloso-arenoso, arcillo-limoso y suelo arcilloso respectivamente.

Cuando el agua es utilizada en riego, alcanzan un equilibrio con los cationes adsorbidos de los sistemas coloidales de los suelos. Las distintas predicciones del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en los suelos, se realizan con la siguiente ecuación para los valores de los diferentes RAS (RAS, RAS_{ajus}, RAS^o) (Figura 3.3).

$$PSI = \frac{(K \text{ RAS})100}{(1.0+K \text{ RAS})} \quad (3.3)$$

Figura 3.3 Relación PSI-RAS del agua residual del SH Lerma-Chapala-Santiago



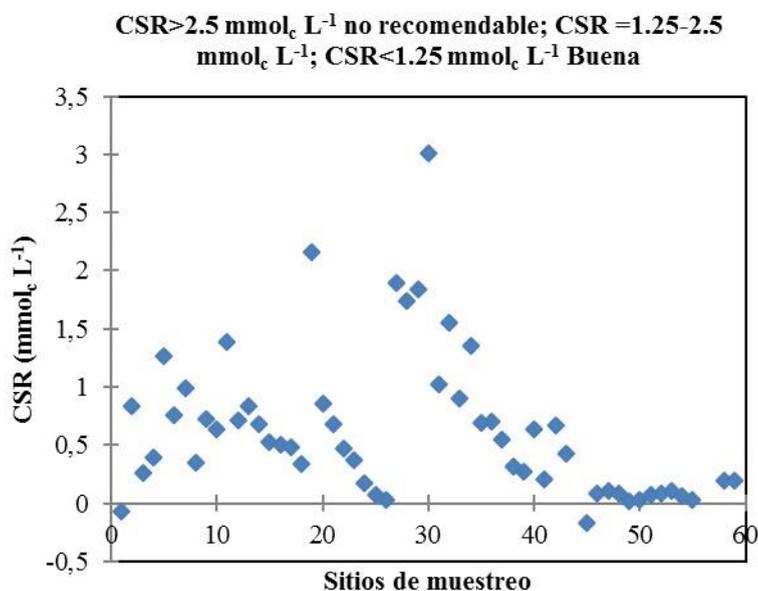
Cuando en los suelos se tienen altos valores de PSI, disminuyen fuertemente la capacidad de infiltración en las partes más superficiales de los suelos y la conductividad hidráulica en los espesores inferiores debido a los procesos de dispersión y disgregación de partículas, además de los procesos de hinchamiento de los sistemas arcillosos 2:1 (Suarez *et al.*, 2006; Muyen *et al.*, 2011). Cuando se incrementan los valores del PSI por lo general declinan las propiedades físicas químicas y nutricionales. Con valores altos de PSI se presentan deficiencias de calcio y magnesio.

Clasificación del agua de riego en base al carbonato de sodio residual (CSR)

En muchas regiones áridas y semiáridas, el agua disponible para riego contiene altos contenidos de carbonato de sodio residual. Al usarse indiscriminadamente, a menudo causan la acumulación excesiva de sales que conducen a una rápida sodificación del suelo, lo que ocasiona efectos negativos en el crecimiento de los cultivos (Prasad *et al.*, 2001). Los efectos de la sodicidad en el crecimiento de las plantas son diferentes a los efectos de la salinidad (Porceli *et al.*, 1995). La sodicidad afecta el crecimiento de la planta, modificando las propiedades físicas de los suelos, presentando desordenes nutricionales y efectos tóxicos (Naidu y Rengasamy, 1993). El agua que contiene $2.5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ de CSR, es considerado inadecuado para su uso en riego (Wilcox *et al.*, 1954). Aunque Gupta (1983) reporta que el agua con un contenido de $10 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ de CSR ($\text{CE} = 2000 \mu\text{S cm}^{-1}$ y $\text{RAS} < 10$), pueden usarse continuamente sin afectar el rendimiento de algunos cultivos (Prasad *et al.*, 2001; Choudary *et al.*, 2010).

Los valores encontrados de CSR fueron de -0.17 a $3.01 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, con una media de $0.79 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, el 98.2% de los puntos muestreados tienen un contenido menor a $2.5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, y se consideran aptas para el riego agrícola. El punto de muestreo con mayor contenido corresponde al municipio de Jocotepec, Jalisco, ubicado en la Ciénega del Lago de Chapala, esto es debido a la descarga de aguas urbanas de la región (Sánchez *et al.*, 2014; Pérez *et al.*, 2015) (Figura 3.4).

Figura 3.4 Contenido de carbonato de sodio residual (Na_2CO_3) en los puntos muestreados de SH Lerma-Chapala-Santiago

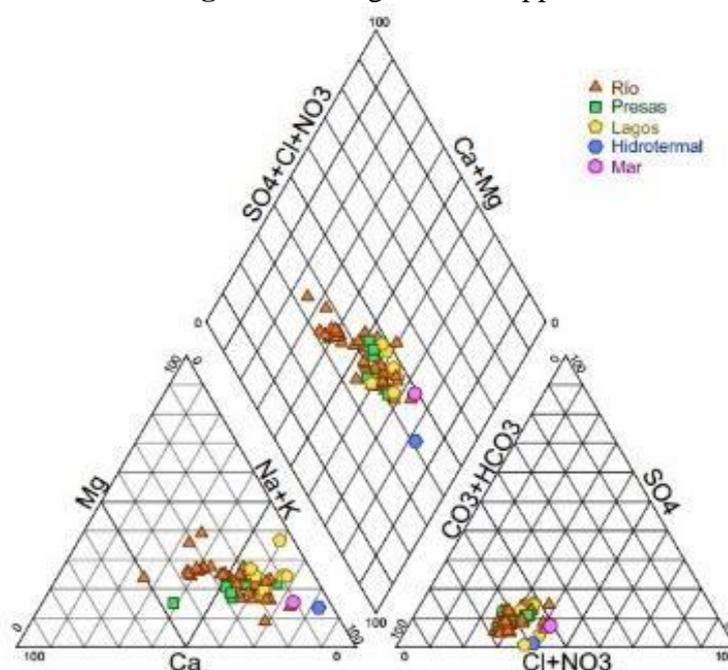


Clasificación Hidrogeoquímica

La evolución geológica dentro de la cuenca Lerma-Chapala ha sido resultado de la sobrexposición de eventos de metamorfismo, de intemperismo, erosión y sedimentación, vulcanismo e intrusiones ígneas que han ocurrido desde fines del Mesozoico y hasta nuestros días. Así mismo, los eventos de deformación de rocas y materiales de la corteza terrestre han desarrollado estructuras como pliegues, fracturas y fallas que han contribuido a la definición del relieve actual. La sobreposición de estos fenómenos geológicos en el espacio han cambiado a lo largo del tiempo geológico desde hace 163 millones de años, durante el Jurásico Tardío, hasta llegar a la configuración actual de la morfología característica de la cuenca. La geología recorre el río Lerma y sus corrientes tributarias presentan rocas volcánicas del tipo riolítico, andesítico y basáltico, intemperadas durante el recorrido del agua, por lo que adquiere la composición similar a los minerales con los que tiene contacto (Demand, 1979; Israde, 1999; INE, 2003).

Para encontrar el carácter químico dominante en el agua del SH Lerma-Chapala-Santiago, se clasifico hidrogeoquímicamente con el diagrama de Piper (1944) (Figura 6). El agua del SH Lerma-Chapala-Santiago se clasifica como bicarbonatada sódica. El calcio que forma parte de la mayoría de las rocas que constituyen la corteza terrestre, se encuentra disuelto en el agua y proviene principalmente de los feldespatos cálcicos que forman las rocas volcánicas. El magnesio en solución se origina de los basaltos constituidos por minerales ferromagnésicos, como los piroxenos y las anfíbolos, los cuales son disueltos por el agua. El bicarbonato se produce a consecuencia de reacciones químicas debidas a la interacción entre el agua, los gases y las rocas (Lesser *et al.*, 1986; Can *et al.*, 2008).

Figura 3.5 Diagrama de Piper



3.3 Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos, el agua del SH Lerma-Chapala-Santiago, se considera de baja concentración electrolítica del tipo bicarbonatada sódica.

En cuanto a la RAS-CE no representa problema para su uso en la agricultura, ya que se clasifica como C2S1 y C1S1, con pocas probabilidades de alcanzar grados peligrosos de sodio intercambiable en el suelo.

Con respecto al CSR residual los valores encontrados son menores a $2.5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, por lo que puede utilizarse para riego agrícola sin ningún grado de restricción.

3.4 Referencias

American Public Health Association (APHA). 1995. *Standard methods for examination of water and wastewater*. APHA (American Public Health Association), WWA (American Water Works Association), WPCF (Water Pollution Control Federation), Washington D.C., USA. 1035 pp.

Anku, Y.S. Banoeng Y. B., Asiedu, D.K. Asiedu, S.M. 2009. Water quality analysis of groundwater in crystalline basement rocks, northern Ghana. *Environmental Geology*, 58. 989-997.

Appelo C.A.J., Postma D. 2005. *Geochemistry, groundwater and pollution*. 2nd edn. A.A. Balkema, Rotherdam.

Ayers, R. y D. Wescot. 1987. La calidad del agua en la agricultura. *Estudio FAO riego y drenaje 29.1*, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), Roma. 174 p.

Bogar E. 2006. *La cuenca Lerma-Chapala: El agua de la discordia*. Gestión y Política Pública. Vol. XV Núm. 2: 369-32.

Can, C. A., C. Ramírez., H.M. Ortega E., C. Trejo L., y J. Cruz D. 2008. *Evaluación de la relación de adsorción de sodio en las aguas del río Tulancingo, Estado de México*, México. Terra Latinoamericana. 26: 243-252.

Choudhary O.P., B.S. Ghuman., Bijay-Singh., N. Thuy., R.J. Buresh. 2010. *Effects of long-term use of sodic water irrigation, amendments and crop residues on soil properties and crop yields in rice-wheat cropping system in a calcareous soil*. Field Crops Research 121: 363-372.

Cotler, A.H., Manzani H.M. y De Anda S.J. 2006. *Atlas de la Cuenca Lerma-Chapala: Construyendo una visión conjunta*. INE. SEMARNAT. México, D.F. p 7-196.

Demant A. 1979. *Vulcanología y Petrografía del Sector Occidental del Eje Neovolcánico*. Univ. Nal. Auton. México. Isnt. Geología, Revista, Vol. 3, núm. 1 (1979): 39-57.

Dhirendra M.J., Alok K. and Namita A. 2009. *Assessment of the irrigation water quality of river Ganga in haridwar district*. Rasayan J.Chem. Vol. 2 No. 2. 285-292.

Edet A., and Okereke C. 2005. *Hydrogeological and Hydrochemical carácter of the regolith aquifer, northern Obudu Plateau, southern Nigeria*. Hydrogeol J. 13: 391-415.

Glover, C. R. 1993. *Irrigation water classification systems*. Cooperative Extension Service. New Mexico State University. Guide A-116.

Gapon, E.N. 1933. *Ion Exchange reactions of soils* (Russian). Pochvovedenie 2: 190.

Gupta, I. C. 1983. *Concept of Residual Sodium Carbonate in Irrigation Waters in Relation to Sodic Hazard in Irrigated Soils*. Curr. Agric., 7(3,4): 97-113.

Hansen A.M., y M. van Afferden. 2006. El Lago Chapala: Destino final del Río Lerma. *El agua en México visto desde la academia*, vol 1: 117-135.

- Heidarpour, M., Mostafazadeh-Fard B., Koupaiand, J.A., Malekian, R. 2007. *The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods*. Agricultural Water Management, Amsterdam, n. 90: 87– 94.
- Hem, J.D. 1989. *Study and interpretación of chemical characteristics of natural waters*. 3rd Edn. Us geological survey wáter supply paper 2254.
- Instituto Nacional de Ecología (INE). 2003. *Diagnostico bio-físico y socio-económico de la cuenca Lerma-Chapala*. México.p 13-66.
- Lesser, J. M. 1987. Geohidrología. Departamento de Irrigación. Universidad Autónoma Chapingo. México.
- Lauchli, A., Epstein, E. 1990. *Plant response to saline and sodic conditions*. In: Tanji, K.K., (Ed), *Agricultural Salinity Assessment and Management*. ASCE, New York, p 113-137.
- Letey, J., Sojka E. R., Upchurch R. D., Cassel K. D., Olson R. K., Payne A. W., Petrie E. S., Price H. G., Reginato J. R., Scott D. H., Smethurst J.P. and Triplett B. G. 2003. *Deficiencias in the soil quality concept and its application*. Journal of Soil and Water Conservation 58(4): 180-18.
- López H.M., M.G. Ramos E. y J. Carranza F. 2007. *Análisis multimétrico para evaluar contaminación en el río Lerma y lago de Chapala, México*. Hidrobiológica 17 (1 Suplemento): 17-30.
- Muyen, Z., Moore, G. A., & Wrigley, R. J. (2011). *Soil salinity and sodicity effects of water irrigation in South East Australia*. Agric. Water Manage., 99: 33-41.
- Naidu, R., Rengasamy, P. 1993. *Ion interaction and constraints to plant nutrition in Australian sodic soil*. Aust. J. Soil Sci. 31: 801-819.
- McNeal, B. L., D. A. Layfield, W. A. Norvell, and J. D. Rhoades. 1968. *Factors influencing hydraulic conductivity of soils inpresence of mixed-salt solutions*. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32:187-193.
- NMX-AA-034-SCFI-2001, *Análisis de agua- Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. CONAGUA, México D.F. 13 p.
- Ortiz, O. M. 1997. *La calidad de las aguas de riego*. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, México. 53 p.
- Oster, J. D. and F. W. Schroer. 1979. *Infiltration as influenced by irrigation water quality*. Soil Sci. Soc. Am. J. 43: 444-447.
- Oinam, J. D., Ramanathan, A., & Singh, G. (2012). *Geochemical and statistical evaluation of groundwater in Imphal and Thoubal district of Manipur, India*. Journal of Asian Earth Sciences, 48: 136–149. doi:10.1016/j.jseaes.2011.11.017
- Pérez, D.J.P., H.M. Ortega E., A. Can C., E.I. Sánchez B., C. Ramírez A., E. Uscanga M. 2015. *Hydrochemical composition and irrigation wáter quality of Lerma-Chapala river system, México*. IJRRAS 22(1).

- Pipper, A.M. 1944. *A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses*. Transactions, American Geophysical Union 25: 914-928.
- Prasad, A., D. Kumar, and D.V. Singh. 2001. *Effect of residual sodium carbonate in irrigation water on the soil sodification and yield of palmarosa (Cymbopogon Martini) and lemongrass (Cymbopogon flexuosus)*. Agricultural Water Management 50: 161-172.
- Porceli, A.C., Boem, F.H.G., Lavado, R.S. 1995. *The K/Na and Ca/Na ratios and rapseed yield, under soil salinity and sodicity*. Plant Soil 175: 251-255.
- Pizarro F. 1985. *Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos*. 2da Edición. Editorial Agrícola Española. Madrid. España.
- Richards L.A. 1954. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos: *manual No. 60*. Departamento de agricultura de los EE. UU., Laboratorio de salinidad.
- Sposito, G., & Mattigod, S. V. (1977). *On the Chemical Foundation of the Sodium Adsorption Ratio*. Soil Sci. Soc. Am. J., 41: 323-329.
- Sánchez B.E.I., G. Sandoval O., M.A, Camacho E., F. Valdez M., A. Rodríguez L., y H.M. Ortega E. 2014. *Calidad Hidrogeoquímica de las aguas del río Copalita, Oaxaca, México*. Revista Internacional de Ciencia y Sociedad. ¡(2): 27-41.
- Suarez, D.L.1981. *Relation between pHc and sodium adsorption ratio (SAR) and alternative method of estimating SAR of soil or drainage water*. Soil Sci. Soc. Am. J. 45:469-475.
- Suarez, D.L., Wood, J., Lesch, S., 2006. *Effect of SAR on water infiltration under a sequential rainirrigation management system*. Agricultural Water Management 86 (1-2), 150-164.
- Suarez, D.L. 2011. Irrigation water quality assessments. *Agricultural Salinity Assessment and Management*. p 343-370.
- Subramani T, Elango L, Damodarasamy (2005) *Groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural use in Chithar river basin, Tamil Nadu, India*. Environ Geol 47:1099–1110.
- Velázquez M.M.A., M. Ortega E., A. Martínez G., J. Kohashi S. y N. García C. 2002. *Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del valle del Mezquital, Hidalgo, México*. Terra Latinoamericana 20: 459-464.
- Wilcox, L.V., G. Y. Blair and C. A. Bower. 1954. *Effect of bicarbonate on suitability of water irrigation*. Soil Sci. 77(4): 259-266.
- Yidana S.M., Ophori D., Banoeng Y.B. 2008. *Hydrogeological and hydrochemical characterization of the Voltain Basin: the Afram Plains area*. Environ Geol 53:1213-1223.