



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE HIDROCIENCIAS

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL RÍO LERMA-CHAPALA-SANTIAGO

BETSY STEPHANI PALLARES GONZÁLEZ

T E S I S
PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

2022

La presente tesis titulada: **Caracterización físico-química de las aguas residuales del Río Lerma-Chapala-Santiago**, realizada por la alumna: **Betsy Stephani Pallares González**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTORA EN CIENCIAS
HIDROCIENCIAS

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



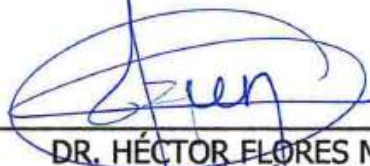
DR. HÉCTOR MANUEL ORTEGA ESCOBAR

ASESOR



DR. CARLOS RAMÍREZ AYALA

ASESOR



DR. HÉCTOR FLORES MAGDALENO

ASESOR



DR. EDGAR IVÁN SÁNCHEZ BERNAL

ASESOR



DR. ÁLVARO CAN CHULIM

Montecillo, Texcoco, Estado de México, junio de 2022

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL RÍO LERMA-CHAPALA-SANTIAGO

Betsy Stephani Pallares González, D. C.
Colegio de Postgraduados, 2022

RESUMEN

El agua de la Región Hidrológica-Administrativa VIII Lerma-Santiago-Pacífico, ha sido fundamental para el desarrollo de la agricultura y la industria, sin embargo, se generan aguas residuales que han sido vertidas a la red hidrográfica por un largo periodo de tiempo, por lo que es importante conocer sus características fisicoquímicas y determinar su calidad. Se efectuaron dos muestreos; el primero en septiembre del 2018 y el segundo en junio del 2019. Se realizaron análisis fisicoquímicos para obtener parámetros de salinidad, sodicidad y toxicidad con el objetivo de evaluar la calidad del agua para su uso en la agricultura. De acuerdo con el predominio de los iones Na^+ y HCO_3^- , el agua es bicarbonatada sódica, correspondiendo al coeficiente de la relación funcional $\text{mg L}^{-1} = \alpha f(\text{CE})$ $\alpha = 0.6027$ y $\alpha = 0.6691$, el pH es de 8.4 lo que indica un régimen fisicoquímico ligeramente alcalino. El 76% del agua presentó una $\text{CE} < 750 \mu\text{S cm}^{-1}$, lo que indica que estas aguas representan un riesgo de salinidad de medio a bajo. La RAS_{or} y RAS_{corr} , alcanzan un valor máximo de $11.84 (\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{1/2}$, una media de 5.9 para las RAS_{or} y 5.3 para la RAS_{corr} , la RAS_{aj} alcanza un máximo de $21.81 (\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{1/2}$ y un promedio de $8.41 (\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{1/2}$. La $\text{CROSS}_{\text{opt-aj}}$ presenta una media de $9.8 (\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{1/2}$. Al menos el 74 % de las muestras representan un riesgo de ligero a moderado sobre la reducción de la tasa de infiltración de los suelos. Los valores de la fuerza iónica, de la relación funcional $\text{M L}^{-1} = \alpha f(\text{CE})$, para el primer muestreo fue de $\alpha = 0.0119$, y para el segundo muestreo fue de $\alpha = 0.0112$. Los valores de PSI de acuerdo con la relación funcional $\text{PSI} = \alpha f(\text{RAS})$, para un valor de $\text{RAS}_{\text{or}} = 5.0 (\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{1/2}$, el PSI para $K_G = 0.007244$ fue de 2.69; $K_G = 0.00118610$ fue de 3.72, $K_G = 0.0014113$ fue de 4.12 y $K_G = 0.016899$ fue de 4.58 respectivamente.

Palabras clave: Salinidad, sodicidad, toxicidad, presión osmótica, calidad del agua, riego agrícola

PHYSICAL-CHEMICAL CHARACTERIZATION OF THE WASTEWATER OF THE LERMA-CHAPALA-SANTIAGO RIVER

Betsy Stephani Pallares González, D.C.
Colegio de Postgraduados, 2022

ABSTRACT

The water of the Hydrological-Administrative Region VIII Lerma-Santiago-Pacific, has been essential for the development of agriculture and industry, however, wastewater is generated that has been discharged into the hydrographic network for a long period of time, so it is important to know its physicochemical characteristics and determine its quality. Two samplings were carried out; the first in September 2018 and the second in June 2019. Physicochemical analyzes were carried out to obtain salinity, sodicity and toxicity parameters in order to evaluate the quality of water for use in agriculture. According to the predominance of Na^+ and HCO_3^- , the water is sodium bicarbonate, corresponding to the coefficient of the functional relationship $\text{mg L}^{-1} = \alpha f(\text{CE})$ $\alpha = 0.6027$ and $\alpha = 0.6691$, the pH is 8.4, which indicates a slightly alkaline physicochemical regimen. 76% of the water presented an $\text{EC} < 750 \mu\text{S cm}^{-1}$, which indicates that these waters represent a medium to low salinity risk. The RAS_{or} and RAS_{corr} reach a maximum value of $11.84 (\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$, an average of 5.9 for the RAS_{or} and 5.3 for the RAS_{corr} , the RAS_{aj} reaches a maximum of $21.81 (\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$ and an average of $8.41 (\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$. The $\text{CROSS}_{\text{opt-aj}}$ presents a mean of $9.8 (\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$. At least 74% of the samples represent a slight to moderate risk of reducing the infiltration rate of the soils. The values of the ionic strength, of the functional relationship $\text{M L}^{-1} = \alpha f(\text{CE})$, for the first sampling was $\alpha = 0.0119$, and for the second sampling it was $\alpha = 0.0112$. The PSI values according to the functional relationship $\text{PSI} = \alpha f(\text{RAS})$, for a value of $\text{RAS}_{\text{or}} = 5.0 (\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$, the PSI for $K_G = 0.007244$ was 2.69; $K_G = 0.00118610$ was 3.72, $K_G = 0.0014113$ was 4.12, and $K_G = 0.016899$ was 4.58, respectively.

Key words: Salinity, sodicity, toxicity, osmotic pressure, water quality, agricultural irrigation.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT)** por otorgarme la grandiosa oportunidad de seguir preparándome profesionalmente, por brindarme una beca y el financiamiento para que esta investigación fuera posible. De igual manera al **Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo y al posgrado de hidrociencias** por el gran aporte a mi desarrollo profesional y personal, porque en sus aulas, laboratorios y biblioteca, fue posible seguir aprendiendo y forjando grandes amistades. Por su magnífico personal que le da vida a esta gran institución de enseñanza.

Al **Dr. Héctor Manuel Ortega Escobar** agradezco enormemente por su gran disponibilidad, paciencia y amabilidad. Por contagiarme de su pasión por la ciencia y los conocimientos, al guiarme durante todo este proceso de aprendizaje. Pero, sobre todo, por su valiosa amistad y consejos que me acompañaran toda mi vida.

A mi Consejo Particular por apoyarme en el transcurso de mi formación profesional, brindándome las herramientas necesarias para lograr los objetivos planteados, por sus valiosas observaciones y disposición: al **Dr. Carlos Ramírez Ayala**, al **Dr. Héctor Flores Magdaleno**, al **Dr. Edgar Iván Sánchez Bernal**, al **Dr. Álvaro Can Chulim**, al **Dr. Carlos Trejo** y al **Dr. Oscar Raúl Mancilla Villa**.

A la **Sra. Elvia Amalia Sosa Galán**, **Dulce Rubí Sosa González**, **J. Santos de la Cruz Frutero** por su gran amistad y apoyo incondicional. A mis compañeros y amigos por brindarme su tiempo, contagiarme de energía, por animarme, aconsejarme, apoyarme y acompañarme en el proceso de aprendizaje en el colegio. En especial a Adriana Camacho, Juan Avelar, Edrodes Vicente, quienes siempre me han brindado su amistad y apoyo incondicional.

Este trabajo va dedicado con mucho cariño a todas las personas que me brindaron su apoyo y me impulsaron a lograr esta meta en mi vida, en especial a mi familia y amigos. Me siento afortunada de conocer y convivir con personas que siempre siguen sus sueños con dedicación y que me contagian y motivan a seguir los míos.

Gracias por todo el aprendizaje y los momentos compartidos, por sumar en mi vida y motivarme a seguir creciendo:

A mi familia por creer en mí, por su amor y paciencia: a Fermín Jaimes Albíter por sus valiosos consejos, a mis hermanas Belem y Lorena, así como a mi hermano Ángel por su cariño y aliento. A Gabriela González, por los consejos, el cariño y amor de hermana mayor, que me ha impulsado a mejorar siempre. A las dos mujeres más importantes de mi vida Maria Graciela Gonzalez Santarosa y mamá Berta Santarosa.

A mis amigos con quienes la vida me dio la fortuna de coincidir: Adriana Camacho Ballesteros, Juan Uriel Avelar Roblero, Estela Santiago Mejía, Madai Sánchez Galindo, Osvaldo Galván, Magdalena Nevarez Favela, Oscar German, Maria Guadalupe Castillo Rivera, Elena Venegas Barboza. A Carlos Quintero Nieto por no dejarme desistir e inspirarme a ser mejor siempre.

CONTENIDO

RESUMEN	iii
ABSTRACT	iv
LISTA DE CUADROS.....	xi
LISTA DE FIGURAS.....	xv
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	3
2.1. Objetivo general.....	3
2.2. Objetivos específicos	3
2.3. Hipótesis	3
III. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. Origen y fuente de sales solubles en suelos y en aguas	5
3.1.1. Minerales de la corteza terrestre	6
3.1.2. Intemperización química.....	8
3.1.3. Procesos de transporte y acumulación de sales	10
3.2. Sales solubles en suelos y aguas	15
3.2.1. Sales del ácido carbónico.....	15
3.2.2. Sales del ácido sulfúrico	18
3.2.3. Sales del ácido clorhídrico.....	19
3.3. Composición química de las aguas superficiales en el mundo.....	21
3.4. Calidad del agua.....	1
3.5. Directrices para evaluar la calidad del agua de riego	3
3.5.1. Indicadores de salinidad	6
3.5.2. Indicadores de sodicidad	15
3.5.3. Criterios de toxicidad por iones específicos.....	40

3.5.4.	Concentración de nitratos, fosfatos y silicio en el agua	48
3.5.5.	Geoquímica de las aguas	57
3.5.6.	Sales hipotéticas	59
IV.	MATERIALES Y MÉTODOS	63
4.1.	Descripción de la zona de estudio	63
4.1.1.	Fisiografía.....	65
4.1.2.	Geología (Litología)	70
4.1.3.	Suelos.....	74
4.1.4.	Uso de suelo y vegetación.....	76
4.1.5.	Clima	80
4.1.6.	Hidrología	82
4.2.	Ubicación de los sitios de muestreo.....	85
4.3.	Análisis de laboratorio.....	87
4.4.	Formas de comprobar los análisis químicos de las aguas.....	90
4.4.1.	Balance de aniones y cationes	90
4.4.2.	STD medidos igual a STD calculados	90
4.4.3.	CE medida y la suma de iones	91
4.4.4.	STD calculados y CE.....	91
4.4.5.	CE medida igual a CE calculada	92
4.5.	Asociación estadística de las variables.....	93
4.5.1.	Modelo de regresión lineal sin ordenada al origen	93
4.5.2.	Coeficiente de correlación	94
4.6.	Directrices de calidad del agua de riego	95
4.7.	Caracterización geoquímica de las aguas	100
4.8.	Cálculo de las sales hipotéticas	102

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	105
5.1. Localización geográfica de los sitios de muestreo	105
5.2. Composición iónica del agua	115
5.2.1. Estadísticos descriptivos de los componentes iónicos del agua.....	135
5.3. Comprobación de la exactitud de los datos analíticos	139
5.3.1. Balance de cationes y aniones	139
5.3.2. STD medidos igual a STD calculados.....	140
5.3.3. CE medida igual a la CE calculada	140
5.3.4. CE medida y suma de iones.....	141
5.3.5. STD calculados y CE.....	142
5.3.6. STD medidos y CE	143
5.4. Distribución de aniones y cationes.....	144
5.5. Geoquímica de las aguas	149
5.6. Distribución de frecuencias de datos analíticos	161
5.6.1. Análisis de frecuencias para los valores de CE y STD	161
5.6.2. Frecuencias de los valores de pH	164
5.7. Criterios para determinar riesgos de salinidad en los suelos	166
5.7.1. Conductividad eléctrica.....	167
5.7.2. Índice de salinidad efectiva.....	169
5.7.3. Índice de salinidad potencial.....	172
5.7.4. Presión osmótica	179
5.8. Criterios para determinar riesgos de sodicidad en los suelos	181
5.8.1. Relación PSI-RAS	181
5.8.2. Relación de adsorción del sodio y conductividad eléctrica	187
5.8.3. Relación catiónica de la estabilidad estructural de los suelos	206

5.8.4.	Fuerza iónica	223
5.8.5.	Riesgo de disminución de la infiltración.....	234
5.8.6.	Carbonato de sodio residual (CSR).....	248
5.9.	Problemas de toxicidad por iones específicos	253
5.9.1.	Sodio (Na^+).....	253
5.9.2.	Cloro (Cl^-)	259
5.9.3.	Boro	264
5.10.	Concentración de nitratos, fosfatos y silicatos en el agua de riego.....	272
5.10.1.	Nitrógeno (N-NO_3^-).....	273
5.10.2.	Fósforo (P-PO_4^{3-})	276
5.10.3.	Silicio (SiO_2)	278
5.11.	Formación de sales hipotéticas.....	282
VI.	CONCLUSIONES.....	286
VII.	RECOMENDACIONES	287
VIII.	LITERATURA CITADA	288
ANEXOS		301
8.1.	Anexo 1.....	301
8.2.	Anexo 2.....	308

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Elementos químicos predominantes en la corteza terrestre.	5
Cuadro 2. Distribución de los recursos hídricos en el planeta.....	21
Cuadro 3. Composición química promedio del agua de los ríos de acuerdo con el tipo de roca o suelo.	23
Cuadro 4. Composición media del agua de ríos del mundo.	24
Cuadro 5. Composición media de los constituyentes iónicos de los lagos del mundo.	1
Cuadro 6. Clasificación del agua de riego, de acuerdo con la concentración total de sales en términos de la conductividad eléctrica.	8
Cuadro 7. Clasificación de la calidad del agua para riego de acuerdo con la sodicidad.	17
Cuadro 8. Concentración de calcio en el agua superficial del suelo, resultante al emplear en el riego aguas con un determinado valor de la relación HCO_3/Ca y una cierta conductividad eléctrica.	27
Cuadro 9. Expresiones propuestas por diferentes autores para calcular la fuerza iónica a partir de la CE y concentración catiónica ($\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$).....	31
Cuadro 10. Valores de <i>ai</i> correspondientes a diferentes iones en Å.	33
Cuadro 11. Clasificación de aguas para riego de acuerdo con los problemas de infiltración.	37
Cuadro 12. Tolerancia relativa al boro de algunos cultivos.	46
Cuadro 13. Clasificación del agua de acuerdo con el contenido de boro y tolerancia de los cultivos.....	47
Cuadro 14. Clasificación de los cultivos de acuerdo con sus rangos de tolerancia a diferentes concentraciones de boro (Ayers & Westcot, 1985).....	47
Cuadro 15. Máxima solubilidad de algunas sales en agua, a diferentes temperaturas y en soluciones saturadas.	61
Cuadro 16. Métodos utilizados en las determinaciones en el laboratorio.....	89
Cuadro 17. Criterios de aceptación de los análisis de los componentes iónicos del agua.	90
Cuadro 18. Factores de conversión de los iones más comunes en el agua.	93

Cuadro 19. Directrices para evaluar la calidad del agua con fines de riego agrícola ¹	98
Cuadro 20. Formación de sales hipotéticas, tomando como ejemplo la muestra extraída en el primer muestreo (septiembre del 2018) de la Presa Solís...	104
Cuadro 21. Ubicación y referencia geográfica de los sitios de muestreo de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.	108
Cuadro 22. Ubicación y referencia geográfica de los sitios de muestreo de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.	111
Cuadro 23. Composición iónica de las aguas residuales, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.	118
Cuadro 24. Composición iónica de las aguas residuales, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.	125
Cuadro 25. Estadísticos descriptivos de la composición iónica de las aguas residuales, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.	137
Cuadro 26. Estadísticos descriptivos de la composición iónica de las aguas residuales, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.	138
Cuadro 27. Clasificación geoquímica de las muestras de agua obtenidas en el primer muestreo con el diagrama de Piper.....	153
Cuadro 28. Clasificación geoquímica de las muestras de agua obtenidas en el segundo muestreo con el diagrama de Piper.	156
Cuadro 29. Clasificación de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala- Santiago, de acuerdo con el riesgo de salinidad.	169
Cuadro 30. Clasificación de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala- Santiago, de acuerdo con el índice de SE.	170
Cuadro 31. Clasificación del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo con la SP.	173
Cuadro 32. Comparativa entre los índices de SE y SP en la clasificación del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	175
Cuadro 33. Constantes de Gapon para cuatro texturas de suelo.	182

Cuadro 34. Nomenclatura utilizada para clasificar el riesgo de salinidad y sodicidad.	187
Cuadro 35. Clasificación de las aguas de acuerdo con la relación de adsorción del sodio, en sus distintas modalidades, y la conductividad eléctrica (RAS-CE).	188
Cuadro 36. Valores de las distintas formulaciones de la relación de adsorción de sodio, de las aguas residuales, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, muestreo 1.	199
Cuadro 37. Valores de las distintas formulaciones de la relación de adsorción de sodio, de las aguas residuales, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, muestreo 2.	202
Cuadro 38. CROSS _{opt} optimizada de las muestras de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primer muestreo).	210
Cuadro 39. CROSS _{opt} optimizada de las muestras de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (segundo muestreo).	213
Cuadro 40. Clasificación de las aguas de acuerdo con la CROSS optimizada en relación con la conductividad eléctrica (CROSS _{op} -CE).	218
Cuadro 41. Estadísticos descriptivos de la fuerza iónica obtenida a partir de ecuaciones de diferentes autores, para los datos del primer muestreo.	229
Cuadro 42. Estadísticos descriptivos de la fuerza iónica obtenida a partir de ecuaciones de diferentes autores, para los datos del segundo muestreo.	230
Cuadro 43. Clasificación del agua de acuerdo con el carbonato de sodio Residual. ..	251
Cuadro 44. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con respecto a la concentración y toxicidad del sodio en el agua de riego por aspersión.	257
Cuadro 45. Restricción del uso del agua para riego con respecto al riesgo de toxicidad específica por cloruros (red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago).	262

Cuadro 46. Riesgo a la toxicidad en cultivos por concentraciones de Boro en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.	268
Cuadro 47. Riesgo por toxicidad a la concentración de Boro, en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.	270
Cuadro 48. Concentración de N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} y SiO_2 de las aguas que circulan por el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago.....	280
Cuadro 49. Fuerza iónica obtenida a partir de sustituir los valores experimentales de CE de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago en ecuaciones propuestas por diferentes autores (primer muestreo).	301
Cuadro 50. Fuerza iónica obtenida a partir de sustituir los valores experimentales de CE de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago en ecuaciones propuestas por diferentes autores (segundo muestreo).	304

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Directrices para la Clasificación del agua de riego.....	5
Figura 2. Relación de la respuesta de cultivos a la salinidad del suelo, expresada en términos de CE (mS cm^{-1}) del extracto de saturación a 25°C.	8
Figura 3. Clasificación del riesgo de salinidad de los suelos mediante valores de la CE.	9
Figura 4. Clasificación del agua de acuerdo con el índice de salinidad efectiva (SE).	11
Figura 5. Clasificación del agua de acuerdo con el índice de salinidad potencial (SP).	11
Figura 6. Diagrama para clasificación de las aguas de riego de acuerdo con (Richards et al., 1974).	19
Figura 7. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio.	37
Figura 8. Clasificación del agua de riego por el carbonato de sodio residual.....	39
Figura 9. Clasificación del agua de riego, de acuerdo con el riesgo de toxicidad por cloruros.....	44
Figura 10. Clasificación del agua de riego, de acuerdo con el riesgo de toxicidad por boro.	47
Figura 11. Compuestos nitrogenados en las aguas residuales en condiciones aeróbicas. Fuente: Sawyer y McCarty (1978), citado por: Mihelcic et al., 1999.	50
Figura 12. Clasificación del agua de riego, de acuerdo con el contenido de nitrógeno de los nitratos.	51
Figura 13. Clasificación del agua de riego, de acuerdo con el contenido de fosforo de los fosfatos.	54
Figura 14. Diagramas de la geoquímica de aguas: a) Diagrama de Piper y b) Diagrama de Durov.	59
Figura 15. Solubilidad de la sal en función de la temperatura (Kovda et al., 1973).....	60
Figura 16. Localización y altitudes de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma- Santiago.	64

Figura 17. Mapa de las provincias fisiográficas de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.....	67
Figura 18. Mapa de las subprovincias fisiográficas de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.....	69
Figura 19. Mapa de la geología de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.....	72
Figura 20. Mapa de la litología de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.....	73
Figura 21. Mapa de los suelos de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.....	75
Figura 22. Mapa de los usos de suelo y vegetación de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.....	78
Figura 23. Mapa de la superficie de suelo destinado a la agricultura de riego y temporal en la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.....	79
Figura 24. Mapa de los climas de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.....	81
Figura 25. Mapa de la hidrología de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.	83
Figura 26. Mapa de la hidrología de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.	84
Figura 27. Ubicación de los sitios de muestreo, septiembre 2018.	86
Figura 28. Ubicación de los sitios de muestreo, junio 2019.	86
Figura 29. Esquema del Diagrama de Piper, obtenido del software Diagrammes.	101
Figura 30. Diagrama de Durov, obtenido del software Qualigraf.....	102
Figura 31. Perfil altitudinal de la red hidrológica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo	114
Figura 32. Perfil altitudinal de la red hidrológica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.	115
Figura 33. Relación entre la suma de cationes y la suma de aniones de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, a) primer muestreo y b) segundo muestreo.....	139
Figura 34. Relación entre los sólidos totales disueltos medidos con los sólidos totales disueltos calculados de las aguas del sistema hidrográfico Lerma- Chapala-Santiago, a) primer muestreo y b) segundo muestreo.	140

Figura 35. Relación funcional entre la conductividad eléctrica medida y la conductividad eléctrica calculada de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, a) primer muestreo y b) segundo muestreo.....	141
Figura 36. Relación funcional entre la conductividad eléctrica medida y la suma total de cationes de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago; a) primer muestreo y b) segundo muestreo.....	142
Figura 37. Relación funcional entre la conductividad eléctrica medida y la suma total de aniones de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago; a) primer muestreo y b) segundo muestre.....	142
Figura 38. Relación funcional entre la conductividad eléctrica medida y la suma total de iones de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, a) primer muestreo y b) segundo muestreo.....	143
Figura 39. Relación funcional entre la conductividad eléctrica y los sólidos totales disueltos de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, a) primer muestreo y b) segundo muestreo.....	144
Figura 40. Composición iónica de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.	147
Figura 41. Composición iónica de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.....	148
Figura 42. Clasificación geoquímica de las aguas de la región hidrológica Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo con el diagrama de Piper, primer muestreo.	151
Figura 43. Clasificación geoquímica de las aguas de la región hidrológica Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo con el diagrama de Piper, segundo muestreo.	152
Figura 44. Geoquímica de las aguas de la red hidrológica Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con el diagrama de Durov, primer muestreo.....	160
Figura 45. Geoquímica de las aguas de la red hidrológica Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con el diagrama de Durov, segundo muestreo.	161
Figura 46. Distribución de frecuencia de la conductividad eléctrica del muestreo 1, inciso a) y muestreo 2, inciso b.	163

Figura 47. Distribución de frecuencia de los STD (mg L^{-1}) para el muestreo 1, inciso a) y muestreo 2, inciso b).	164
Figura 48. Distribución de frecuencia para valores del pH en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, a) muestreo 1 y b) muestreo 2.	165
Figura 49. Relación entre conductividad eléctrica y la presión osmótica teórica de las muestras de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago; a) primer muestreo y b) segundo muestreo.	180
Figura 50. Relación entre presión osmótica teórica y la presión osmótica experimental de las muestras de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago; a) primer muestreo y b) segundo muestreo.	181
Figura 51. Relación entre $\text{PSI-RAS}_{\text{or}}$ de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con cuatro diferentes texturas de suelos (K_G); a) Muestreo 1 y b) Muestreo 2.	185
Figura 52. Relación entre $\text{PSI-RAS}_{\text{aj}}$ de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con cuatro diferentes texturas de suelos (K_G); a) Muestreo 1 y b) Muestreo 2.	185
Figura 53. Relación entre $\text{PSI-RAS}_{\text{corr}}$ de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con cuatro diferentes texturas de suelos (K_G); a) Muestreo 1 y b) Muestreo 2.	185
Figura 54. Relación entre $\text{PSI-CROSS}_{\text{opt}}$ de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con cuatro diferentes texturas de suelos (K_G); a) Muestreo 1 y b) Muestreo 2.	186
Figura 55. Relación entre $\text{PSI-CROSS}_{\text{opt-aj}}$ de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con cuatro diferentes texturas de suelos (K_G); a) Muestreo 1 y b) Muestreo 2.	186
Figura 56. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS_{or}) muestreo 1.	189
Figura 57. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS_{aj}) muestreo 1.	190

Figura 58. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS_{corr}) muestreo 1.....	191
Figura 59. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS_{or}) muestreo 2.....	192
Figura 60. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS_{aj}) muestreo 2.....	193
Figura 61. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS_{corr}) muestreo 2.	194
Figura 62. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la $CROSS_{opt}$ muestreo 1 (septiembre 2018).	219
Figura 63. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la $CROSS_{opt-aj}$, muestreo 1 (septiembre 2018).	220
Figura 64. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la $CROSS_{opt}$ muestreo 2 (junio 2019).	221
Figura 65. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la $CROSS_{opt-aj}$, muestreo 2 (junio 2019).....	222
Figura 66. Relación funcional de la Fuerza iónica de los datos experimentales (Pallares, 2022) y la conductividad eléctrica para el primer muestreo inciso a) y segundo muestreo inciso b).	224
Figura 67. Relación funcional de la fuerza iónica calculada con la ecuación de Bower, y la conductividad eléctrica para las aguas del sistema Lerma-Chapala-Santiago (Pallares, 2022); primer muestreo, inciso a) y segundo muestreo, inciso b).	224

Figura 68. Comparación del promedio de las fuerzas iónicas obtenidas con ecuaciones de diferentes autores.....	231
Figura 69. Dispersión de la fuerza iónica, estimada mediante ecuaciones propuestas por diversos autores, y su relación con la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.....	232
Figura 70. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica, estimada mediante varias ecuaciones propuestas por diversos autores y su relación con la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.	233
Figura 71. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y RAS_{or} (primer muestreo: septiembre 2018).....	238
Figura 72. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y RAS_{aj} (primer muestreo: septiembre 2018).....	239
Figura 73. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y RAS_{corr} (primer muestreo: septiembre 2018).....	240
Figura 74. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y $CROSS_{opt}$ (primer muestreo: septiembre 2018).	241
Figura 75. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y $CROSS_{opt-aj}$ (primer muestreo: septiembre 2018).	242
Figura 76. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y RAS_{or} (segundo muestreo: junio 2019).....	243
Figura 77. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y RAS_{aj} (segundo muestreo: junio 2019).....	244

Figura 78. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y RAS_{corr} (segundo muestreo: junio 2019).....	245
Figura 79. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y $CROSS_{opt}$ (segundo muestreo: junio 2019).....	246
Figura 80. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y $CROSS_{opt-aj}$ (segundo muestreo: junio 2019).....	247
Figura 81. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica, para el primer muestreo.	249
Figura 82. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica, para el segundo muestreo.	250
Figura 83. Concentración de Sodio en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.....	256
Figura 84. Concentración de Sodio en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, Segundo muestreo.	256
Figura 85. Concentración de Cloruros en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.....	261
Figura 86. Concentración de Cloruros en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.	261
Figura 87. Concentración de Boro en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primer muestreo).	267
Figura 88. Concentración de Boro en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (segundo muestreo).....	267
Figura 89. Concentración de nitrógeno de nitratos ($N-NO_3$) de las muestras de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.....	275
Figura 90. Concentración de nitrógeno de nitratos ($N-NO_3$) de las muestras de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.	275
Figura 91. Concentración de fósforo de los fosfatos en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.....	277

Figura 92. Concentración de fósforo de los fosfatos en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestre.	278
Figura 93. Concentración de silicio en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.....	279
Figura 94. Concentración de silicio en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestre.	279
Figura 95. Formación de las sales hipotéticas en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, muestreo 1: septiembre, 2018.....	284
Figura 96. Formación de las sales hipotéticas en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, muestreo 2: mayo-junio, 2019.	285

I. INTRODUCCIÓN

El crecimiento poblacional genera importantes desafíos a nivel mundial, uno de ellos es cubrir las necesidades básicas, como aumentar la producción de alimentos. Esto, a su vez, aumenta la presión sobre los recursos naturales, en especial, sobre el suelo y el agua.

La agricultura de secano suministra el 60% de los alimentos a nivel global, sin embargo, la agricultura bajo riego adquiere mayor relevancia, al superar el rendimiento de los cultivos que se siembran en secano. No obstante, el éxito de la agricultura de riego depende de la cantidad de agua disponible y su calidad (Mancilla-Villa *et al.*, 2014).

A pesar de que el agua es un recurso estratégico para el desarrollo de los países, su uso se encuentra limitado por su distribución geográfica, disponibilidad y calidad. La urbanización, el desarrollo industrial, las actividades agrícolas y mineras aumentan considerablemente la presión sobre las principales fuentes de agua, disminuyendo su disponibilidad, esto se hace más evidente en las zonas con mayor densidad poblacional, en especial en las zonas áridas y semi-áridas. Por lo tanto, mientras más agua se consume en los diversos sectores, habrá una mayor generación de aguas residuales que se vierten a los cuerpos de agua, afectando su calidad (Can *et al.*, 2008).

El sector agrícola demanda más del 70% de los recursos hídricos (FAO, 2017), por lo que es evidente la necesidad de generar alternativas para enfrentar la escases del agua. En México, la agricultura requiere del 76% de agua (CONAGUA, 2018), por lo que ha surgido la necesidad del uso de aguas residuales, para abatir las necesidades hídricas de los cultivos (Adin & Asano, 1998, Velázquez-Machuca *et al.*, 2002). El mayor antecedente en México, sobre el uso de aguas residuales en el riego, se presenta en el Valle del Mezquital. Jiménez (2005) señala que el aporte de nutrientes de estas aguas es de: 2400 kg ha⁻¹ de materia orgánica, 195 kg ha⁻¹ de nitrógeno y 81 kg ha⁻¹ de fósforo al año, que contribuyen a la mejora de las condiciones físicas y biológicas del suelo (Hyatt, 1995; Mulvaney *et al.*, 2001). Por otro lado, el exceso de algunas sales puede generar efectos negativos en el crecimiento de los cultivos y daños en los suelos.

La acumulación de sales es un problema frecuente al utilizar aguas residuales, en el que también influye el uso de fertilizantes (Debenay *et al.*, 1989). Por este motivo, Eaton (1950) considera necesario evaluar la calidad del agua de riesgo. No obstante, depende de los gobiernos impulsar el estudio, la valoración y el diagnóstico de los recursos hídricos, para generar estrategias de optimización del uso de agua.

La escasez de agua es un factor limitante para la producción agrícola. Esta puede ser causada por condiciones ambientales, pero en algunos casos es inducida por la enorme presión y demanda de los recursos hídricos. A su vez, la generación y descarga de aguas residuales disminuye la calidad de las principales fuentes de abastecimiento de agua. Este es el caso de la Región hidrológica-Administrativa (RHA) VIII Lerma-Santiago-Pacífico, una de las regiones más importante del país, con una extensión territorial de 192722 km². Donde existe el mayor volumen de agua concesionada, con un aproximado de 15 852 hm³ (CONAGUA, 2017). Esta región, en conjunto con el Balsas, concentran del 10 al 20% de la población Nacional, lo que se refleja en una fuerte presión sobre los recursos hídricos (González-Quintero, 2004; Cotler *et al.*, 2010).

Durante un largo periodo de tiempo, la región hidrológica Lerma-Chapala-Santiago ha recibido contaminantes de origen urbano-industrial y de drenaje agrícola, que han mermado su calidad y generado interés para su evaluación. Oster *et al.* (2016) mencionan que las altas concentraciones de potasio y magnesio se encuentran típicamente en las aguas residuales recicladas y pueden tener impactos negativos en la infiltración, la disponibilidad de agua y el crecimiento de las plantas.

El presente trabajo busca describir las características fisicoquímicas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, con la finalidad de evaluar la calidad del agua de acuerdo con criterios agrícolas.

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1. Objetivo general

Determinar la concentración y composición iónica del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago y describir su calidad para el riego agrícola.

2.2. Objetivos específicos

- a. Determinar los parámetros físico-químicos del agua del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago como: potencial de hidrogeno (pH), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), conductividad eléctrica (CE), residuo seco evaporado (RSE), residuo seco calcinado (RSC), presión osmótica (PO) y los principales componentes iónicos del agua: carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^{-}), cloruros (Cl^{-}), sulfatos (SO_4^{2-}), sodio (Na^{+}), potasio (K^{+}), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), nitrógeno de nitratos (N-NO_3^{-}), silicio (SiO_2^{2-}), boro (B^{3+}) y fósforo de ortofosfatos (P-PO_4^{3-}).
- b. Evaluar la calidad del agua para riego agrícola, de acuerdo con los índices de salinidad, sodicidad y toxicidad: concentración total de sales solubles (CE, STD, meq L^{-1}), presión osmótica (P.O), índice de salinidad potencial (SP), índice de salinidad efectiva (SE), relación de adsorción de sodio en sus diferentes conceptualizaciones (RAS_{or} , RAS_{aj} , RAS_{corr} y $\text{RAS}_{\text{CROSS}}$), carbonato de sodio residual (CSR), sodio (Na^{+}), boro (B^{3+}) y cloro (Cl^{-}).
- c. Predecir el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) a partir de la relación funcional de $\text{PSI} = \alpha f(\text{RAS})$, utilizando valores de K_G para diferentes tipos de suelo.
- d. Definir el contenido de sales hipotéticas en las diferentes muestras de agua.
- e. Describir la geoquímica del agua de la red hidrográfica de acuerdo con diagramas de Piper y Durov.

2.3. Hipótesis

Las aguas residuales que circulan en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, presentan variaciones sustanciales tanto en concentraciones como en composiciones iónicas, expresándose esto en distintos conjuntos de valores del parámetro de predicción: relación de adsorción de sodio (RAS), en sus diversas formulaciones,

haciéndose derivar en consecuencia en diferentes cantidades de sodio intercambiable (PSI), en los suelos.

III. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

3.1. Origen y fuente de sales solubles en suelos y en aguas

Todas las sales se originan por la meteorización de los minerales primarios contenidos en rocas cristalinas. Desde este punto de partida, las sales se redistribuyen en la superficie de la tierra y luego se convierten en constituyentes de rocas y depósitos sedimentarios no consolidados. Entran en el sistema del suelo después de la erosión de las rocas duras, cristalinas y sedimentarias, o se liberan de los sedimentos ricos en sales (Zinck & Metternicht, 2019).

Los principales elementos químicos a partir de los cuales se forman las sales solubles en los suelos se encuentran de manera frecuente en los minerales primarios de la corteza terrestre, la cual está formada fundamentalmente por elementos que son comunes en los silicatos del suelo. Se han identificado 80 elementos que forman alrededor de 2000 minerales, de los cuales solo unas decenas forman rocas en la superficie de la tierra. Cerca de tres cuartas partes de los elementos encontrados en la corteza terrestre, están formadas por óxidos de silicio y aluminio, como se aprecia en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Elementos químicos predominantes en la corteza terrestre.

Nombre de los elementos	%	Nombre de los elementos	%
Oxígeno*	49.13	Potasio*	2.35
Silicio	26.00	Hidrogeno*	1.00
Aluminio	7.45	Titanio	0.61
Hierro	4.20	carbón*	0.35
Calcio*	3.25	Cloruro*	0.20
Sodio*	2.40	Fósforo	0.12
Magnesio*	2.35	Sulfato*	0.10
		Manganeso	0.10

*Elementos que participan en la formación de sales solubles y que conducen a la salinidad y sodicidad de los suelos. Fuente: Kovda *et al.* (1973).

3.1.1. Minerales de la corteza terrestre

Para entender la composición química de los suelos y de las sales que estos contienen, es importante conocer la mineralógica de los diferentes tipos de rocas que les dan origen (Kovda *et al.*, 1973).

3.1.1.1. Rocas ígneas

El servicio geológico mexicano (SGM, 2017), define las rocas ígneas como todas aquellas que se han formado por solidificación del magma (proceso de cristalización) que resulta del enfriamiento de los minerales y del entrelazamiento de sus partículas.

Se clasifican de acuerdo con el modo de ocurrencia y composición química. El modo de ocurrencia está relacionado con localización de los procesos de formación y enfriamiento del magma. Cuando la solidificación del magma se produce en el seno de la litósfera, la roca resultante se denomina plutónica o intrusiva de grano grueso, producto de procesos de enfriamiento lento (Suarez, 1998; Reed y James, 2000). Por otra parte, las rocas ígneas efusivas o extrusivas, se forman por el rápido enfriamiento de la lava y de fragmentos piroclásticos, cuando el magma es expulsado hacia la superficie (Suarez, 1998).

De acuerdo con su composición química, cuando las rocas ígneas tienen más del 65% de óxidos de silicio (SiO_2) como silicatos, son rocas ígneas ácidas que presentan colores claros como el granito y la riolita. Cuando contienen menos del 50% de SiO_2 se denominan básicas presentando colores oscuros como el basalto y el gabro. Las rocas ígneas neutras tienen del 50-60% de SiO_2 , ejemplo la sienita.

La asociación de minerales en las rocas es el resultado de la presencia o ausencia de ellos durante fusión del magma y de la cristalización fraccionada por diferencia de temperaturas; por ejemplo, en una masa fundida pobre en silicio y rica en magnesio y hierro, se forma el olivino, sin embargo, si dicha masa se fundió pobre en silicio, pero en presencia de calcio (Ca), sodio (Na), potasio (K) y aluminio (Al), con escasos de magnesio (Mg) y hierro (Fe) se forma la nefelina. A temperaturas elevadas con magma

rico en Mg y Fe, se formarán los olivinos y por cristalización a bajas temperaturas se originan los cuarzos.

Las rocas volcánicas varían en su textura de masivas a cenizas; dependiendo del grado de fracturación que ocurrió por expansión gaseosa o por enfriamiento en agua. Estas diferencias son notorias en el grado de intemperización durante los procesos de formación de los suelos, formación de minerales secundarios y en la composición iónica de las soluciones acuosas que se mantienen en contacto con ellas, las cuales pueden contener hasta 50 ppm de sales como producto del intemperismo.

3.1.1.2. Rocas sedimentarias

Las rocas sedimentarias se dividen en clásticas y precipitadas. Las clásticas se forman a través de medios mecánicos y físicos que fragmentan rocas ígneas, las cuales se han consolidado por efecto de materiales cementantes como el carbonato de calcio (CaCO_3), arcilla y óxidos de hierro. Existen una gran variedad de tipos, los cuales se caracterizan por el tamaño de las partículas que constituyen los sedimentos tales como grava, arena y lodo (SGM, 2017). La formación de estas rocas por precipitación química o bioquímica de los iones se originan debido a los materiales disueltos que son transportados, concentrados y acumulados como minerales que finalmente se litifican.

Casi todas las rocas sedimentarias se originan por precipitación química en grandes extensiones de agua superficial, ya sea por procesos químicos inorgánicos o por la actividad química de los organismos. Algunos ejemplos de sedimentarias químicas son la calcita, yeso, halita y sedimentarias bioquímicas como la caliza, pedernal y carbón mineral (SGM, 2017). Las rocas sedimentarias pueden liberar por efecto de intemperismo de 50 a 200 ppm de sales. Cerca de tres cuartas partes de la superficie terrestre están cubiertas por estas rocas y su baja consolidación permiten la invasión biológica con mayor facilidad, dando origen a suelos profundos y fértiles.

Por otra parte, también existen rocas sedimentarias salíferas, que se definen como formaciones lagunarias, conocidas como gypso-salinas, estas son ricas en sulfato de calcio y cloruro de sodio, asociado con estratos jaspeados de lutitas y margas que

también contienen evaporitas. Su formación remonta al Pérmico, Triásico, Oligoceno y Mioceno. Se localizan con frecuencia en relieves montañoso, incluso en paisajes accidentados (producto de elevaciones y plegamientos del terreno). Estas formaciones salinas se producen en las partes más altas del paisaje, habiendo impregnado las formaciones de contacto y siendo centros de redistribución de sales sobre los paisajes circundantes a través de la escorrentía superficial y el flujo de agua subterránea. La anhidrita, el yeso y el azufre nativo se asocian comúnmente con los domos de sal (Hurlbut & Klein, 1977). Los terrenos afectados por este tipo de salinización geológica son frecuentes y extensos en la naturaleza (Gaucher & Burdin, 1974).

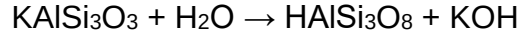
3.1.1.3. Rocas metamórficas

Las rocas metamórficas son el resultado del metamorfismo o recrystalización de rocas ígneas y sedimentarias por efecto de elevadas temperaturas y altas presiones ejercidas. En este proceso las rocas son sometidas a cambios texturales y mineralógicos, en tal forma que sus características físicas y químicas originales son alteradas o completamente perdidas (Suarez-Díaz, 1998). Entre estas rocas se encuentran el gneis, las micas esquistosas, pizarras, mármol y cuarcita, la cual es extremadamente resistente al intemperismo.

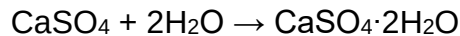
3.1.2. Intemperización química

El origen más importante de las sales solubles que se acumulan en el suelo, son los minerales primarios que se encuentran en los suelos y en las rocas expuestas de la corteza terrestre, los cuales son liberados mediante procesos geoquímicos y bioquímicos, dando lugar a nuevas combinaciones que son más fácilmente atacadas por la intemperización química, que comprende: hidrólisis, hidratación, oxidación, reducción, carbonatación y solubilización:

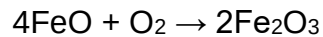
Hidrólisis: Es una reacción química donde la intervención del agua es indispensable. Esta reacción ataca un gran número de minerales incluyendo micas y feldespatos, consiste en el intercambio del hidrógeno del agua por un ion positivo del mineral. Por ejemplo, el feldespato de potasio (microclina) reacciona con el agua y pierde un potasio como se muestra en la siguiente reacción:



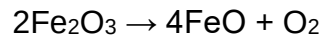
Hidratación: Se presenta cuando hay una unión rígida de moléculas de agua con un mineral o sal, llegando en algunas ocasiones a formar parte integral de sus moléculas. Este proceso aumenta la suavidad de los materiales haciéndolos más frágiles. Un ejemplo de este proceso es la anhidrita que al combinarse con dos moléculas de agua se obtiene el yeso, como se muestra en la siguiente reacción:



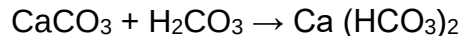
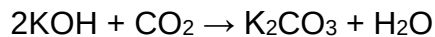
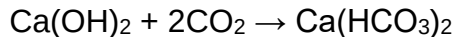
Oxidación: Ocurre en minerales que contienen Fe o Mg, los cuales son susceptibles de oxidarse. Estas reacciones contribuyen a la desintegración de los cristales. Por ejemplo, al combinar el óxido ferroso con el oxígeno se forma la hematita:



Reducción: Es el proceso opuesto a la oxidación y se presenta cuando hay deficiencias de oxígeno (O_2) en el suelo. Por ejemplo, la hematita al sufrir una reducción forma cuatro moléculas de óxido de hierro y oxígeno:



Carbonatación: Consiste en la formación de ácido carbónico (H_2CO_3), a partir del dióxido de carbono (CO_2), que al reaccionar con las bases del suelo forman sales, como se observa en las siguientes reacciones:



Solubilización: Es uno de los procesos más importantes desde el punto de vista del ensalitramiento, ya que casi todas las sustancias son disueltas en agua. Los iones que comúnmente se solubilizan mediante los procesos anteriores son: Na^+ ,

K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-} y NO_3^- , entre otros, que tienden a variar en concentraciones desde 50 a 100 ppm.

3.1.3. Procesos de transporte y acumulación de sales

La acumulación de sales en el suelo es un fenómeno multifactorial, es decir, causado por varios factores o combinaciones de factores en primera instancia de carácter natural (Pankova *et al.*, 2018; Zinck & Metternicht, 2019).

La cantidad y tipo de sales que son liberadas, su transporte y acumulación depende en gran medida de condiciones climáticas y geológicas que imperan en un área. Uno de los procesos de liberación de los iones más importante es el intemperismo. A excepción de las sales que se desplazan atmosféricamente, el transporte de una gran cantidad de sales está íntimamente relacionado con el movimiento del agua, de esta manera las sales disociadas se mueven a través del suelo de los estratos rocosos en las corrientes superficiales y subterráneas. A continuación, se describen las principales formas de transporte y depósitos de sales.

3.1.3.1. Depósitos fósiles

Los depósitos fósiles por lo general son sedimentos antiguos de origen marino, por las sales contenidas en las aguas de los mares o sales connatas remanentes de tiempos geológicos anteriores, en algunos casos los sedimentos se encontraban bajo el mar y emergieron debido a movimientos telúricos. Estas sales comúnmente son liberadas por el agua superficial o subterránea en forma natural, o como resultado de la actividad del hombre. Ejemplo de estos puede ser la perforación de pozos en zonas áridas los que extraen aguas fósiles saladas o salobres para usarse en irrigación; y la alimentación de acuíferos salados por mal uso del agua de riego, haciendo que las aguas saladas se eleven y participen en los procesos de evapotranspiración, acumulando las sales en la parte superior del suelo. Un caso típico de este problema ocurrió en el valle de Welton Mohawk, en Arizona, estados Unidos de América, donde los suelos se ensalitraron por ascenso del nivel freático conteniendo aguas fósiles extremadamente saladas.

3.1.3.2. Deposición de sales en el interior de las depresiones

En los valles cerrados, llanuras planas o depresiones, el agua de escorrentía y las sales disueltas convergen hacia depresiones donde la alta temperatura hace que el agua se evapore y las sales precipiten. Estos procesos son favorecidos por el predominio de partículas finas (arcilla o limo) en el subsuelo que no permite un movimiento descendente de agua y por la presencia de capas freáticas superficiales. Asimismo, como estas áreas son muy planas, el escurrimiento superficial es nulo o escaso, por lo tanto, no se produce una evacuación superficial de las sales hacia otros lugares, ocurriendo un proceso de acumulación (Hervé *et al.* 2002). Tales condiciones son frecuentes en cuencas cerradas y tienen un régimen de agua lagunar con una evaporación que excede la afluencia de agua.

En general, los depósitos lagunares son evaporitas gypso-salinas, con sulfato de calcio y cloruro de sodio asociados, proporcionados por el agua salina de afloramientos rocosos salinos circundantes (Zinck & Metternicht, 2019). Un ejemplo de dichos procesos de acumulación de sales se observa en el interior de Sabkhas, el terreno está cubierto por la corteza de sal, y las capas de lodo gypsífero con cristales de yeso bien desarrollados. Durante largos períodos de sequía, la corteza de sal se agrieta en grandes polígonos y queda expuesta a la erosión eólica, o a la disolución por el agua de lluvia, entrando a las corrientes de agua superficiales o subterráneas, parte de ella se recrystaliza como cristales de sal dentro de los sedimentos fangosos subyacentes (Reineck & Singh, 1980). También los lechos de sal superficiales formados por evaporación gradual y secado final de cuerpos cerrados de agua salada pueden haber sido enterrados posteriormente por otros estratos de roca. La condición extrema de la corteza de sal pura está representada por los lagos de sal secos, con cientos de metros de lechos de sal, que ocurren en valles áridos entre montañas y altas mesetas, por ejemplo, el Salar de Uyuni en el altiplano boliviano, el salar más grande del mundo con 10.600 km² a 3,650 m de altitud (Zinck & Metternicht, 2019).

3.1.3.3. Ciclo artesiano

Un proceso de acumulación de sales en la superficie de los suelos ocurre mediante el movimiento del agua en forma ascendente desde una profundidad (denominada profundidad crítica) en la cual el agua del manto freático ascenderá a la superficie del suelo por capilaridad y ocasionarán la salinidad y sodicidad de estos, a este proceso de transporte de sales desde un nivel freático se le conoce como ciclo artesiano, el cual se da en condiciones de una capa freática alta y poco o nulo drenaje de los suelos, donde dominan los procesos de evaporación y transpiración.

3.1.3.4. Depósito de sales por actividad volcánica

La actividad volcánica a menudo proporciona fuentes de sales, especialmente componentes de cloro y azufre en la proximidad de fumarolas y manantiales de agua termal. Durante las erupciones volcánicas, las cenizas arrastradas por el viento esparcen minerales en grandes áreas, la meteorización de estos minerales a menudo libera carbonato de sodio que puede conducir a la alcalinización del suelo (sodificación). También pueden producirse movimientos masivos en las laderas de los conos de cenizas, redistribuyendo materiales ricos en azufre en los pies de monte circundantes. Tales eventos son frecuentes en los altos Andes, donde el derretimiento de la nieve en los volcanes semiactivos origina lahar (flujo de sedimento y agua) sulfuroso y flujos de lodo que alcanzan los valles y entierran ciudades y suelos aluviales fértiles. Los sedimentos ricos en azufre evolucionan en suelos ácidos sulfatados después de secarse (por ejemplo, el área de Armero, Colombia, después de la erupción del volcán Nevado del Ruiz en 1985 (Zinck & Metternicht, 2019). La actividad volcánica puede liberar cantidades considerables de Cl, SO₄, H₂S, y B.

3.1.3.5. Deposición de sales en marismas costeras y estuarios

En las zonas costeras bajas, las marismas que mantienen una conexión de entrada con el mar abierto se sumergen regularmente durante la marea alta y se enriquecen en sales que se concentran en la marea baja del fondo del pantano. Durante eventos excepcionales como tormentas fuertes, mareas muy altas y tsunamis que a menudo

causan la ruptura de represas de protección, las áreas costeras mucho más grandes que las marismas pueden inundarse con agua de mar y convertirse en salina.

En un estuario, los electrolitos del agua de mar causan la floculación de los sedimentos de grano fino (limo y arcilla) transportados por los ríos, y estos electrolitos salinos permanecen fijos en las partículas floculadas. Las sales también se acumulan en áreas de interdunas y de manglares tropicales (Pankova *et al.*, 2018; Zinck & Metternicht, 2019).

3.1.3.6. Sales cíclicas

Las sales cíclicas se generan en el océano debido al choque de las olas contra los afloramientos rocosos a lo largo de las costas, lo que libera cantidades considerables de sales hacia la atmósfera, particularmente durante las tempestades. Estas partículas de sales higroscópicas tienen un diámetro que varía de 0.1 a 24 μm . La combinación de su tamaño tan pequeño con la higroscopicidad permite que sean transportadas por el viento con partículas de polvo y cristales de hielo, a distancias muy considerables. Estas sales son la fuente principal de Cl^- y SO_4^{2-} (Pankova *et al.*, 2018).

Conforme las masas de aire marítimo se mueven continente adentro, la disminución de la concentración de sales también disminuye exponencialmente. Un nivel constante de salinidad atmosférica se tiene generalmente a distancias que varían de 35 a 165 Km a partir de la costa. La distribución de las sales esta correlacionada con la distribución de la lluvia que es muy efectiva en remover las sales de la atmosfera, puesto que el mayor porcentaje es removido con los primeros 5 mm de precipitación. La relación $\text{Cl}:\text{Na}$ de la lluvia, regularmente disminuye con el aumento de la distancia a partir de la costa. Ocurre lo contrario con el contenido relativo de Ca^{2+} y SO_4^{2-} , que aumenta con la distancia. Dicho aumento del ion Ca^{2+} se atribuye principalmente a la contaminación con partículas de polvo. Mientras la concentración de Cl^- y Na^+ disminuye con la distancia al mar, aumenta la concentración relativa de Ca^{2+} y HCO_3^- (Burbano & Figueroa, 2015).

Una fracción importante de Cl^- proveniente del agua de lluvia y se acepta, en forma general, que las sales atmosféricas pueden contribuir con cantidades considerables de Cl^- , Na^+ y Mg^{2+} en las áreas costeras (Seung-Myung *et al.*, 2015).

3.1.3.7. Actividades antropogénicas

La salinización es un proceso complejo que se desarrolla de maneras natural, sin embargo, puede surgir debido a actividades antrópicas, debido a la sobreexplotación de los recursos naturales, en particular, por métodos insostenibles de agricultura e incorrecta gestión de los recursos hídricos, cuyas consecuencias se ven agravadas por el cambio climático con sequías extremas y otros desafíos. En la actualidad se ha considerado que la introducción de riego sin conocimientos técnicos sobre la relación suelo-agua-planta tiene gran influencia sobre la salinización de extensas áreas de cultivo (Zinck & Metternicht, 2019).

El riego excesivo, la pérdida significativa de agua de los canales en los campos de riego y sistemas de drenaje ineficientes, resultan en un rápido aumento de la acumulación de sales por la lixiviación de suelos salinos. Además del mantenimiento inadecuado de las redes de drenaje que desencadena la movilización de sales de los acuíferos profundos (Kovda, 1977). Kulmatov *et al.* (2021) señalan que las causas de la salinidad secundaria en los suelos pueden incluir una composición química desfavorable del agua de riego, con el contenido de sales de sodio y potasio en sus concentraciones equivalentes que exceden el contenido de sales de calcio, magnesio, hierro y otros cationes bivalentes y trivalentes. Pankova (2014) coincide en dicho planteamiento y señala que el uso de aguas residuales industriales o urbanas para riego, tienden a provocar la salinización de extensas áreas agrícolas, principalmente en las zonas con alta tasa de evaporación.

Courel (2019) señala que las diferentes prácticas agrícolas mal ejecutadas, contribuyen en los mecanismos de salinización de los suelos, por ejemplo: a) el uso de aguas salinas en el riego implica riesgos a salinizar y/o solidificar los suelos, c) el sobre-riego, provoca ascensos de capas freáticas salinas, b) la fertilización con altos niveles de sales, como cloruro de potasio o sulfato de amonio, podrían impactar negativamente en el ambiente, especialmente en los suelos poco permeables y con limitadas posibilidades de lixiviación, d) los desmontes suelen provocar revenimientos salinos desde las capas del subsuelo. hacia las capas superficiales (Szabolcs, 1994).

3.2. Sales solubles en suelos y aguas

Los minerales primarios de las rocas ígneas y metamórficas, principalmente silicatos y aluminosilicatos, son las fuentes originales de todas las sales que se encuentra en la naturaleza. Mediante los procesos de intemperismo, se liberan cationes y aniones de los minerales primarios, que se combinan para formar una gran variedad de sales, de las cuales predominan las compuestas por cloruros, sulfatos, carbonatos y bicarbonatos de sodio, calcio, magnesio y potasio, entre otros (Zinck & Metternicht, 2019). Casi todos los ácidos conocidos forman sales que se encuentran en cantidades variables en los suelos (Kovda *et al.*, 1973).

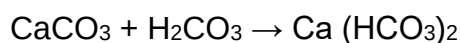
Los diferentes tipos de sales, y las concentraciones con que se manifiestan, ejercen efectos significativamente diferentes en las propiedades del suelo (López-Falcón, 2002). Sin embargo, los problemas surgen realmente, cuando dichas sales son transportadas, ya que se acumulan en otras partes, intensificando los problemas asociados con el ensalitramiento (Kovda *et al.*, 1973).

A continuación, se describen los principales tipos de sales que conducen a la formación de suelos salinos y sódicos.

3.2.1. Sales del ácido carbónico

Las sales del ácido carbónico se distribuyen tanto en los suelos, como en las aguas freáticas de las zonas áridas y semiáridas, e inclusive en estepas boscosas. El efecto de estas sales depende de su composición, cantidad de bicarbonatos y carbonatos que se acumulan en suelos, aguas freáticas y superficiales, y en los niveles de solubilidad de las diferentes sales del ácido carbónico (Kovda *et al.*, 1973):

Carbonato de calcio (CaCO₃). Se caracteriza por su extremadamente baja solubilidad de 0.0131 g L⁻¹, aunque puede aumentar considerablemente hasta valores entre 0.06 y 0.14 g L⁻¹ en presencia de ácido carbónico debido a la formación de bicarbonatos de calcio como se observa en la reacción:



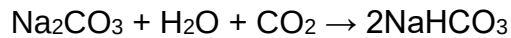
La solubilidad del carbonato de calcio se encuentra influenciada en gran medida por el contenido de bióxido de carbono disuelto en el agua. Sin embargo, por su baja solubilidad, no es considerada una sal nociva para la mayoría de las plantas (Kovda *et al.*, 1973).

Carbonato de magnesio. Esta sal tiene una mayor solubilidad en comparación al carbonato de calcio, que tiende a incrementarse de manera importante en presencia del ácido carbónico generado durante la formación de bicarbonatos de magnesio. Como el carbonato de magnesio es una sal de base fuerte y de un ácido débil, el proceso de hidrólisis genera una alta alcalinidad en la solución del suelo, resultando en valores de pH altos (entre 9-10), lo que comúnmente ocasiona estrés en las plantas. De acuerdo con lo anterior, se puede señalar que la presencia de carbonato de magnesio libre en los suelos puede ser considerada como un factor negativo que ocasiona disminución de la fertilidad. Sin embargo, la acumulación de carbonato de magnesio libre en suelos es rara.

Carbonato de sodio. Las sales producto del ácido carbónico y sodio también son conocidas como “soda”, se encuentran ampliamente distribuidas en la naturaleza y se acumulan tanto en los suelos, como en las aguas. En ocasiones se acumulan en cantidades considerablemente altas, tienden a cristalizarse en los suelos con diferentes cantidades de agua ($\text{NaCO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ y $\text{NaCO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$) y cuando ocurre el proceso de hidrólisis del Na_2CO_3 el pH de las soluciones alcanza valores hasta de 12. Es una sal muy tóxica para las plantas, debido a que es altamente soluble (178 g L^{-1} a 20°C) y alcalina. La presencia de Na_2CO_3 en la solución del suelo causa peptización de los coloides, la desagregación del suelo y baja permeabilidad al agua. Su existencia en los suelos, incluso en cantidades de 0.05 a 0.1%, reduce la fertilidad natural, debido a la alcalinidad y la falta de estructura.

Al igual que el carbonato de sodio, el bicarbonato de sodio en los suelos provoca que los sistemas coloidales se dispersen debido a altos valores del sodio intercambiable. No obstante, el bicarbonato de sodio se caracteriza por generar una menor alcalinidad y toxicidad en comparación con la soda normal (Na_2CO_3) debido a que el bicarbonato de sodio se neutraliza parcialmente por el ácido

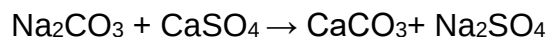
carbónico. La formación de bicarbonato de sodio se produce durante la reacción de soda con ácido carbónico libre, de acuerdo con:



La tendencia de la soda normal a formar bicarbonato de sodio se acentúa con el aumento del ácido carbónico en el aire del suelo y en la solución del suelo, debido a la descomposición intensiva de la materia orgánica y por la baja temperatura. Sin embargo, en condiciones de alta temperatura y un contenido moderado de ácido carbónico en el suelo, por baja actividad microbiológica y escasa materia orgánica, el bicarbonato se transforma fácilmente en carbonato de acuerdo con la siguiente reacción:



La mayoría de las aguas naturales con una concentración de 0.5 a 3.0 g L⁻¹ (sólidos totales disueltos) contienen cantidades sustanciales de carbonatos y bicarbonatadas de sodio. Es relativamente raro que una cantidad considerable de sodio se acumule en los suelos debido al hecho de que en la mayoría de los suelos del desierto y semi-desérticos, hay una intensa acumulación de yeso en presencia de los cuales la soda se convierte en carbonato de calcio de acuerdo con:



Los carbonatos y bicarbonatos, una vez acumulados en los suelos tienden a conservarse ahí y son poco afectados por influencias externas, naturales o causadas por las actividades del hombre. Los suelos que contienen cantidades considerables de carbonatos y bicarbonatos de sodio son suelos salinos alcalinos con escasa fertilidad natural y su desarrollo requiere medidas radicales de recuperación química acoplados en algunos casos con drenaje y lixiviación de verano.

Carbonato de potasio. También se le conoce como “potasa” Esta sal existe en los suelos y aguas en cantidades más pequeñas que el carbonato de sodio, los cuales se comparten similitudes en cuanto a la alta solubilidad, la alcalinidad, el

efecto de toxicidad en las plantas y su función dispersante de la estructura del suelo.

3.2.2. Sales del ácido sulfúrico

Las sales del ácido sulfúrico se encuentran en grandes o pequeñas cantidades en casi todos los suelos y aguas, especialmente en suelos y aguas freáticas de estepas y desiertos donde tienden a acumularse en cantidades considerables. El interés y valoración agronómico o comercial de los sulfatos depende fuertemente del catión acompañante. Las principales sales de este grupo se describen a continuación:

Sulfato de calcio. El sulfato de calcio o yeso es una sal que no es tóxica para las plantas, debido a su baja solubilidad ($1.9\text{-}2.3 \text{ g L}^{-1}$). Los suelos y las rocas formadoras de semi desiertos y desiertos frecuentemente contienen grandes cantidades de yeso, acumuladas durante la evaporación de aguas subterráneas salinas, situada cerca de la superficie. El yeso cristaliza en los suelos, en una gran variedad de formas: desde cristales delgados transparentes o harinosos hasta grandes nódulos; concreciones o losas de forma regular. En suelos con un alto contenido de yeso, se forma una masa compacta, esponjosa, porosa, que causa la cementación de todo el horizonte. Tales acumulaciones compactas de los yesos en los suelos los hacen mecánicamente impenetrables para las raíces, el agua y el aire, dificultando el desarrollo de las plantas.

Es ampliamente utilizado para la recuperación de suelos alcalinos que contienen soda y sodio adsorbido. A menudo el yeso se encuentra junto con cloruros y otros sulfatos que se acumulan en suelos salinos.

Sulfato de magnesio. También conocido como “Epsomita” ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) es un componente típico de suelos salinos. Debido a su alta solubilidad (262 g L^{-1}) es de extrema toxicidad para las plantas. También se encuentra en aguas superficiales y en algunos lagos y sedimentos, nunca se acumula en suelos en forma pura, ya que se encuentra combinadas con otras sales solubles; en tales casos se requieren medidas radicales de mejoramiento, como lavados de suelo.

Sulfato de sodio. Estas sales de sulfato son un componente típico de los suelos salinos, aguas subterráneas salinas, lagos y lodos salinos. Su toxicidad es dos o tres veces menor que la de sulfato de magnesio. Su solubilidad presenta un comportamiento proporcional a la temperatura, a medida que esta aumenta la solubilidad de la sal asciende. Por lo tanto, se puede concluir que el estado de sulfato de sodio en los suelos es extremadamente complejo. En las estaciones cálidas del año, el sulfato de sodio se eleva a la superficie del suelo junto con las sales más solubles como el sulfato de magnesio y el cloruro de sodio. Cuando la temperatura aumenta, la mirabilita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) se deshidrata fácilmente, convirtiéndose en un polvo blanquecino de thenardita (Na_2SO_4).

Cuando la temperatura desciende, el sulfato de sodio precipitado forma grandes cristales transparentes de mirabilita. En ocasiones, se cristaliza junto con sulfato de calcio, formando la glauberita $\text{CaSO}_4 \cdot \text{Na}_2\text{SO}_4$.

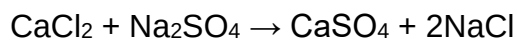
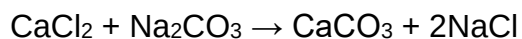
Las sales de Na_2SO_4 se acumulan en la capa superior del suelo (de 5 a 10 cm) y este adquiere una característica fofa al generar una estructura muy suelta. La superficie tiene con frecuencia una delgada costra que se rompe fácilmente y que evita que el suelo sea arrastrado por el viento. La recuperación de estos suelos requiere una lixiviación con grandes cantidades de agua; la cual debe llevarse a cabo durante la estación cálida del año.

Sulfato de potasio. Estas sales no se acumulan en los suelos en grandes cantidades. Sus propiedades son muy similares a las del sulfato de sodio, pero es considerablemente menos tóxico. La presencia de grandes cantidades de sulfato de potasio ha sido comprobada en algunas formaciones salinas, donde se extrae para su uso como fertilizante.

3.2.3. Sales del ácido clorhídrico

Los cloruros al igual que los sulfatos, son los compuestos más importantes que provocan la formación de suelos salinos y aguas freáticas salinas. Todos los cloruros se caracterizan por una alta solubilidad y, por ende, tienen alta toxicidad para las plantas. Las sales más importantes de este grupo son:

Cloruro de calcio. Esta sal existe en los suelos muy raras veces, debido a que reacciona fácilmente con el carbonato y sulfato de sodio, para formar sulfato de calcio y carbonato de calcio; estas sales se precipitan en la solución del suelo de acuerdo con las reacciones siguientes:



Por eso la presencia del cloruro de calcio es característica de las soluciones de los suelos y aguas de lagos salados, pero solamente en grados extremos de salinización (de 400 a 500 g L⁻¹). También se encuentran en horizontes superficiales de suelos como una sal efímera, debido a reacciones de intercambio catiónico que ocurre en las soluciones ascendentes, entre el cloruro de sodio y el calcio intercambiable de los coloides del suelo.

Cloruro de magnesio. Por lo general, estas sales se encuentran con mayor frecuencia que los cloruros de calcio en suelos salinos, aguas freáticas salinas y lagos freáticos salinos. Sin embargo, se acumula en grandes cantidades solamente en condiciones de máximos niveles de salinización debido a su alta solubilidad (353 g L⁻¹); se caracteriza por su alta toxicidad y es una de las sales más nocivas para las plantas.

Cloruro de sodio. De igual manera que el sulfato de sodio y el sulfato de magnesio, estas sales se encuentran con mayor frecuencia en los suelos salinos como un componente constante, su alta solubilidad (264 g L⁻¹) condiciona alta toxicidad para las plantas; inclusive en contenidos de 0.1% las plantas se desarrollan anormalmente. Mendoza-Saldivar (2009) menciona que los suelos salinos pueden llegar a contener de 2 a 5% de NaCl.

Cloruro de potasio. De acuerdo con sus propiedades químicas, en general tiende a ser muy similar al cloruro de sodio. Sin embargo, no se encuentra ampliamente distribuido en los suelos. Este aspecto se explica, por el consumo del potasio por las plantas y en gran medida, por la absorción del ion potasio por los sistemas

arcillosos de los suelos. Aunque su presencia en grandes cantidades en los suelos causa un nivel de toxicidad alto que concuerda con el del cloruro de sodio NaCl.

3.3. Composición química de las aguas superficiales en el mundo

A nivel del globo terrestre los recursos hídricos se encuentran distribuidos como se muestra en el Cuadro 2, donde se evidencia que la mayor cantidad del agua del planeta es salada, comprendiendo el 97.2%, en tanto que el 2.8% restante es agua dulce, esta se reparte en agua superficial (2.2%) y agua subterránea (0.6%). Del agua superficial, el 2.15% se encuentra en los glaciares, el 0.01% en lagos y el 0.0001% en ríos y corrientes. Con respecto al agua subterránea, del 0.6% solo el 0.3% es aprovechable, ya que el resto se encuentra a profundidades superiores a los 800 m (Vélez, 1999).

Las aguas superficiales también pueden clasificarse como: corrientes de agua y aguas estancadas, el primer grupo se refiere a los ríos que se mantienen en constante movimiento y el segundo involucra los lagos y lagunas, que son aguas prácticamente estáticas, estas condiciones tienden a influir en las propiedades y características fisicoquímicas del agua, por los regímenes de disolución y precipitación que tienden a ser más intensos en aguas estancadas por los efectos de la evaporación (Kovda, 1977).

Cuadro 2. Distribución de los recursos hídricos en el planeta.

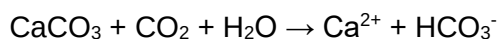
Cuerpos de agua	km ³ x 10	%
Océanos	1 320.00	97.20
Glaciares y nieves perpetuas	30.00	2.15
Aguas subterráneas a menos de 800 m	4.00	0.31
Aguas subterráneas a más de 800 m	4.00	0.31

La energía calorífica proveniente del sol impulsa la movilidad del agua que se encuentra en las superficies libres del planeta (lagos, mares, ríos, etc.) incorporándose al ciclo hidrológico, el cual comprende las fases de precipitación, evapotranspiración, escorrentía superficial e infiltración. Esta agua al caer en forma de lluvia alimenta los cuerpos de agua como las lagunas y lagos, así como las corrientes de agua tanto superficiales como subterráneas. El agua a su paso incorpora componentes iónicos de las sales disueltas liberadas por la intemperización de los materiales geológicos con los que se mantiene en contacto, de estos va a depender el tipo de sales y sus

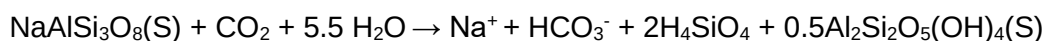
concentraciones en las soluciones acuosas, además de la cantidad de precipitación pluvial y la evaporación (Kovda *et al.*, 1973).

Las propiedades fisicoquímicas que adquiere el agua son dadas por los constituyentes iónicos disueltos en ellas. En este sentido se debe considerar que tanto el agua de los ríos, el agua subterránea, el agua de lluvia y hasta el agua que bebemos contienen sustancias disueltas, desde cantidades muy reducidas hasta cantidades muy elevadas (Carbajal & González, 2012). Actualmente las aguas residuales vertidas a los cuerpos de agua naturales son una fuente importante de sales disueltas y otros componentes iónicos o coloidales que por sus altas concentraciones tienden a conferirle al agua cantidades excesivas de nutrientes (López-García, 2015).

Stumm (2004) indica que la variación en la composición iónica de las aguas dulces se explica de manera parcial por la influencia del ambiente, la contaminación y en especial por la relación roca-agua-atmosfera, puesto que los constituyentes de la corteza terrestre son inestables a la acción de la atmósfera y del agua. Un ejemplo de la interacción de las rocas con el CO₂(g) y el H₂O se puede observar en las siguientes ecuaciones estequiométricas:



Calcita



Caolinita

Como ya se mencionó anteriormente, el tipo de roca con las que se mantiene en contacto el agua tiende a establecer la fracción inorgánica de las soluciones y esto se puede comprobar en el Cuadro 3 donde se presentan análisis químicos de las aguas de diferentes ríos que están en contacto con ciertos tipos de rocas y suelos.

Cuadro 3. Composición química promedio del agua de los ríos de acuerdo con el tipo de roca o suelo.

Componentes	Roca caliza	Suelo arcilloso	Suelo cristalino	Condiciones salinas
	Río Danubio	Río Amazonas	Río Nilo	Río Grande (Ladero, Texas)
SiO ₂ *	5.6	10.6	20.1	30.0
Ca ²⁺	43.9	5.4	15.8	109.0
Mg ²⁺	9.9	0.5	8.0	24.0
Na ⁺	2.8	1.6	15.6	117.0
K ⁺	1.6	1.8	3.9	6.7
HCO ₃ ⁻	167.0	17.9	85.8	183.0
SO ₄ ²⁻	14.7	0.8	4.7	238.0
Cl ⁻	2.4	2.6	3.4	171.0

*Disuelto como H₄SiO₄

Fuente: (Kovda *et al.*, 1973)

Otra manera de explicar la influencia de las rocas en la composición iónica de las aguas es mediante las siguientes relaciones, que determinan la predominancia de algunos iones de acuerdo con las rocas graníticas, carbonatadas, basaltos y las aguas típicas marinas:

Aguas en contacto con rocas graníticas:

$$\text{Na} + \text{K} > \text{Ca} + \text{Mg} \quad (1)$$

$$\text{HCO}_3 > \text{SO}_4 > \text{Cl} \quad (2)$$

Aguas en contacto con rocas carbonatadas (calizas y dolomitas):

$$\text{Ca} \geq \text{Mg} > \text{Na} + \text{K} \quad (3)$$

$$\text{HCO}_3 > \text{SO}_4 > \text{Cl} \quad (4)$$

Aguas de acuíferos basálticos:

$$\text{Na} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{K} \quad (5)$$

$$\text{HCO}_3 > \text{SO}_4 > \text{Cl} \quad (6)$$

Aguas de mar:

$$\text{Na} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{K} \quad (7)$$

$$\text{Cl} > \text{SO}_4 > \text{HCO}_3 \quad (8)$$

Los trabajos de Kovda *et al.* (1973) son muy reconocidos en cuanto a la caracterización de las aguas, dichos autores han definido las relaciones específicas entre cantidad y composición de las sales en las aguas naturales y los suelos. De acuerdo con diversos estudios y análisis químicos de las aguas en diferentes partes del mundo, se han recopilado una serie de datos que revelan la predominancia de los componentes iónicos de manera general, entre los que destacan la presencia y concentración de HCO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} y Na^+ en los ríos (Cuadro 4).

Cuadro 4. Composición media del agua de ríos del mundo.

Ubicación	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	NO_3^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Σ
					mg L ⁻¹				
América del Norte	68.0	20.0	8.0	1.0	21.0	5.0	9.0	1.4	142.0
América del Sur	31.0	4.8	4.9	0.7	7.2	1.5	4.0	2.0	69.0
Europa	95.0	24.0	6.9	3.7	31.3	5.6	5.5	1.7	182.0
Asia	79.0	8.4	8.7	0.7	18.4	5.6	9.3		142.0
África	42.0	13.5	12.1	0.8	12.5	3.8	11.0		121.0
Australia	31.6	2.6	10.0	0.1	3.9	2.7	2.9	1.4	59.0
Mundo	58.4	11.2	7.8	15.0	15.0	4.1	6.3	2.3	120.0

Fuente: Kovda *et al.*, 1973.

Datos reportados por Livingstone (1963) permiten visualizar la composición iónica de las aguas de lagos ubicados en distintas partes del mundo y sus concentraciones (

Cuadro 5), se hace evidente que las condiciones ambientales de cada zona son un factor determinante en las concentraciones de los componentes iónicos de las sales en las aguas. Por ejemplo, las concentraciones salinas tienden a aumentar, en condiciones climáticas áridas, donde las temperaturas son elevadas y promueven un alto porcentaje de evaporación, permitiendo que algunas sales presentes en grandes cantidades lleguen al punto de saturación y precipiten, quedando en solución las sales más solubles. Por lo tanto, se puede concluir que entre más seco sea el clima, mayor será la concentración salina, los constituyentes iónicos presentes dependerán de las rocas con las que el agua este en contacto y la solubilidad de estos.

Cuadro 5.Composición media de los constituyentes iónicos de los lagos del mundo.

Ubicación	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Na ⁺	K ⁺	Fe	SiO ₂	Σ
Lago Superior, E.U.A.	50.0	4.8	1.5	0.52	14.1	3.7	3.4		0.46	4.1	82.5
Lago Erie, Canadá	117.7	22.1	14.8	0.79	38.1	8.5	7.7		0.06	6.0	216.0
Lago de Pátzcuaro, Mex.	458.0	0.2	21.3	0.00	3.2	2.5	175.3		0.00	0.2	660.7
Lago de Chapala, Mex.	252.3	12.4	17.0	0.00	2.0	1.1	4.7	2.00	0.00	0.0	395.2
Lago Killarney, Irlanda	4.4	3.2	7.3	0.00	1.8	0.5					22.1
Lago Valdaiskoe, Rus.	100.6	4.3	4.2	22.10	3.3	3.5					138.0
Lake Haruna, Japón	24.0	10.7	5.5	0.27	7.0	1.7	6.6	1.12	0.01	18.0	74.9
Lago Maimana, AF.	120.0	18600.0	188300.0	0.00	420.0	3500.0	123920.0	trazas	<70		335000.0
Lago Van, Turquía.	4946.0	2368.0	5789.0		36.0	165.0	1707.0	435.00		70.0	21516.0
Lago Okareka, NZ.	40.2	10.8	8.9	0.00	8.1	3.5	22.1			7.0	93.6
Lago Eyre, AU.	120.0	1190.0	23170.0			400.0	150.0	14880.0			39.9
Lago George, Uganda	115.3	2.5	10.0	0.20	22.4	6.0			0.60	16.5	173.5
Lago Maracaibo, Ven.	84.0	147.0	1140.0	0.00	38.0	92.0	614.0		0.40	50.0	2165.0
Laguna Encantada, Pe.	206.0	435.0	1888.0	0.00	526.0	90.0	694.0	23.00	1.46	7.8	3871.3

Fuente: Livingstone, 1963.

Conocer las propiedades y constituyentes de los recursos hídricos es importante para determinar los posibles impactos por su uso en ciertas actividades productivas. En cuanto a la agricultura de riego, conocer estas características del agua es determinante para prevenir los efectos negativos en los suelos y en los cultivos, además, permite establecer medidas adecuadas para su manejo.

3.4. Calidad del agua

El agua, además de ser un elemento esencial para la vida en todas sus formas, es clave en los diferentes procesos de producción, especialmente en la agricultura, ya que se destina más de la mitad del agua dulce extraída en todo el mundo para riego, sin embargo, la escasez y demanda de dicho recurso, hace necesario la búsqueda de otras fuentes alternativas de agua, que, con frecuencia, tienden a generar problemas en los suelos y plantas por altas concentraciones salinas (Pérez-Díaz, 2014).

Distintas fuentes de agua tienden a presentar disimilitudes en sus propiedades fisicoquímicas debido a la variación en su concentración y composición iónica, estas características definen si el agua es apropiada o no para algún fin o uso. En este sentido, surgió la necesidad de establecer un concepto que permitiera establecer condiciones para caracterizar y clasificar las aguas de acuerdo con su idoneidad para cubrir ciertas necesidades y propósitos. La calidad del agua es un término muy empleado para evaluar la aptitud del agua de acuerdo con sus características químicas, físicas, biológicas y radiológicas. La FAO (2017) sostiene que la importancia de la calidad del agua es de dimensión mundial, ya que incide de manera directa e indirecta en la salud humana, el funcionamiento de los ecosistemas, la seguridad alimentaria y el bienestar general de la población, debido a que compromete la base de la producción de alimentos.

Para determinar la calidad del agua se han establecido un conjunto de índices y criterios que tienden a variar de acuerdo con los estándares de salud de los ecosistemas y el objeto de su uso en las diferentes líneas productivas. En particular, los índices y criterios que garantizan la calidad del agua para el riego se basan en valores de concentraciones salinas que podrían representar problemas o riesgos relacionadas con: la salinidad, la tasa de infiltración de agua en el suelo, la toxicidad iónica específica o con algunos otros

efectos diversos tanto en los suelos como en las plantas. A partir de la aplicación de ciertos criterios es posible establecer restricciones o medidas para disminuir los riesgos de los problemas anteriormente mencionados y asociados con la mala calidad del agua. En la evaluación del agua de riego, se hace hincapié en las características químicas y físicas y solo en raras ocasiones se consideran importantes otros factores (Ayers & Westcot, 1985).

En diferentes países el riego está ganando terreno, con la finalidad de enfrentar el desafío de la creciente población, elevar el nivel de nutrición, mitigar el efecto de la sequía y brindar seguridad, estabilidad y prosperidad a tierras que hasta ahora producían solo cultivos de temporal o ningún cultivo. El rápido desarrollo del riego durante los últimos cien años ha provocado graves problemas de anegamiento y salinidad, particularmente en el sur de Asia y Oriente Medio (Kovda *et al.*, 1973).

La agricultura de regadío depende de un suministro adecuado de agua de calidad utilizable. Las preocupaciones sobre la calidad del agua a menudo se han descuidado porque los suministros de agua de buena calidad han sido abundantes y fácilmente disponibles. En la actualidad esta situación ha cambiado en muchas áreas, por lo cual es necesario una planificación sólida para garantizar que tanto las zonas anteriormente proyectadas para la producción agrícola como las de nueva inserción tengan una calidad aceptable (Ayers & Westcot, 1985).

Las aguas residuales recicladas se están reutilizando cada vez más para el riego, tanto para expandir los recursos hídricos disponibles como para evitar la descarga a las aguas superficiales. Sin embargo, las altas concentraciones de salinidad y sodio características de las aguas residuales recicladas plantean un desafío significativo para su reutilización sostenible para la producción de cultivos por su dudosa calidad para el riego (Oster *et al.*, 2016).

La evaluación de la calidad del agua permite tomar acciones de control y mitigación de los riesgos presentes al usar una fuente de abastecimiento, garantizando el suministro de agua segura. Una herramienta son los índices de calidad de agua y criterios (Torres *et al.*, 2009).

3.5. Directrices para evaluar la calidad del agua de riego

Los criterios para la evaluación de la calidad de agua, por lo general tienden a generar restricciones de uso, pero también tienen la función de presentar opciones de manejo que pueden ayudar en la gestión, planificación y operación de los recursos suelo-agua-planta para disminuir posibles efectos negativos. En este respecto, Kovda *et al.* (1973) indican que la idoneidad del agua depende de las condiciones específicas de uso y de la capacidad de gestión de los usuarios. Las directrices deben ser útiles para poner los efectos de la calidad del agua en perspectiva con los otros factores que afectan la producción de cultivos, siendo el objetivo final obtener la máxima producción agrícola por unidad de agua disponible (Kovda *et al.*, 1973).

De acuerdo con diversos estudios y experiencias en el ámbito agrícola, se han generado índices para determinar la calidad del agua para riego. Estos han sido de gran utilidad, pero no del todo satisfactorios debido a la variabilidad en las condiciones de campo. Sin embargo, con el paso del tiempo y a medida que se ha incrementado la experiencia, el conocimiento y la experimentación en el campo, estas han ido mejorado, generando una capacidad predictiva más exacta con métodos prácticos para evaluar y gestionar los problemas relacionados con la calidad del agua.

A nivel internacional existen varios sistemas de clasificación para evaluar la calidad del agua de riego. La clasificación del USDA de Riverside (Richards *et al.*, 1974) y la clasificación de la FAO (Ayers & Westcot, 1985), tienen una amplia aceptación. En México se ha recurrido a dichos criterios e índices debido a que no existe una normativa en el país para regular la calidad del agua usada con fines de riego agrícola (Camacho, 2019).

Los criterios más importantes que definen la calidad de agua para riego de acuerdo con el peligro potencial que podría representar para los cultivos y el suelo son: salinidad, sodicidad y toxicidad, aunque pueden agregarse otros como el exceso de nutrientes. Los problemas potenciales quedan definidos por características fisicoquímicas del agua. En la Figura 1 se observan los criterios más importantes utilizados para la clasificación del agua de riego ya mencionados con sus respectivos índices de evaluación. Donde el

riesgo de salinidad es evaluado por medio de: la conductividad eléctrica (CE), los sólidos totales disueltos (STD), el índice de salinidad efectiva (SE) y el índice de salinidad potencial (SP). El peligro de sodicidad se determina mediante: la relación de adsorción de solido en función de la conductividad eléctrica (RAS-CE) y la relación del porcentaje de sodio intercambiable con la relación de adsorción de sodio en sus diferentes conceptualizaciones (PSI-RAS), así como la relación catiónica de estabilidad estructural de los suelos (PSI-CROSS) y el carbonato de sodio residual (CSR). Por otra parte, la toxicidad por iones específicos se evalúa con la concentración de los iones de cloro, boro y sodio principalmente (Ayers & Westcot, 1985 y Richards *et al.*, 1974).

El criterio de salinidad evalúa el riesgo que implican las concentraciones salinas de las aguas empleadas en el riego, al estar intrínsecamente relacionada con el aumento de la presión osmótica que afecta el rendimiento de los cultivos, al impedir el adecuado desarrollo de las plantas. El criterio de sodicidad analiza el riesgo de que se introduzca un elevado PSI en la solución de los suelos, el cual tiene que ver con la pérdida de estructura del suelo y consecuentemente con la disminución de su permeabilidad lo que reduce la velocidad a la que el agua de riego ingresa al suelo hasta tal punto que no se puede infiltrar suficiente agua para abastecer adecuadamente los cultivos. El criterio de toxicidad, por su parte, evalúa los efectos negativos que podrían causar ciertas concentraciones de iones específicos contenidos en el agua de riego, al estar en contacto con las plantas o al ser absorbidas e integradas al sistema de las plantas (Mendoza-Saldivar, 2009, Ayers & Westcot, 1985).

La clasificación de la FAO desarrollada por Ayers & Westcot (1985) enfatiza la influencia a largo plazo de la calidad del agua en la producción de cultivos, las condiciones del suelo y el manejo. Sus directrices clasifican el agua considerando los riesgos que su uso implica al usarse en el riego, mediante tres niveles de grado de restricción de uso: “ninguno”, “de leve a moderado” y por último “muy fuerte”.

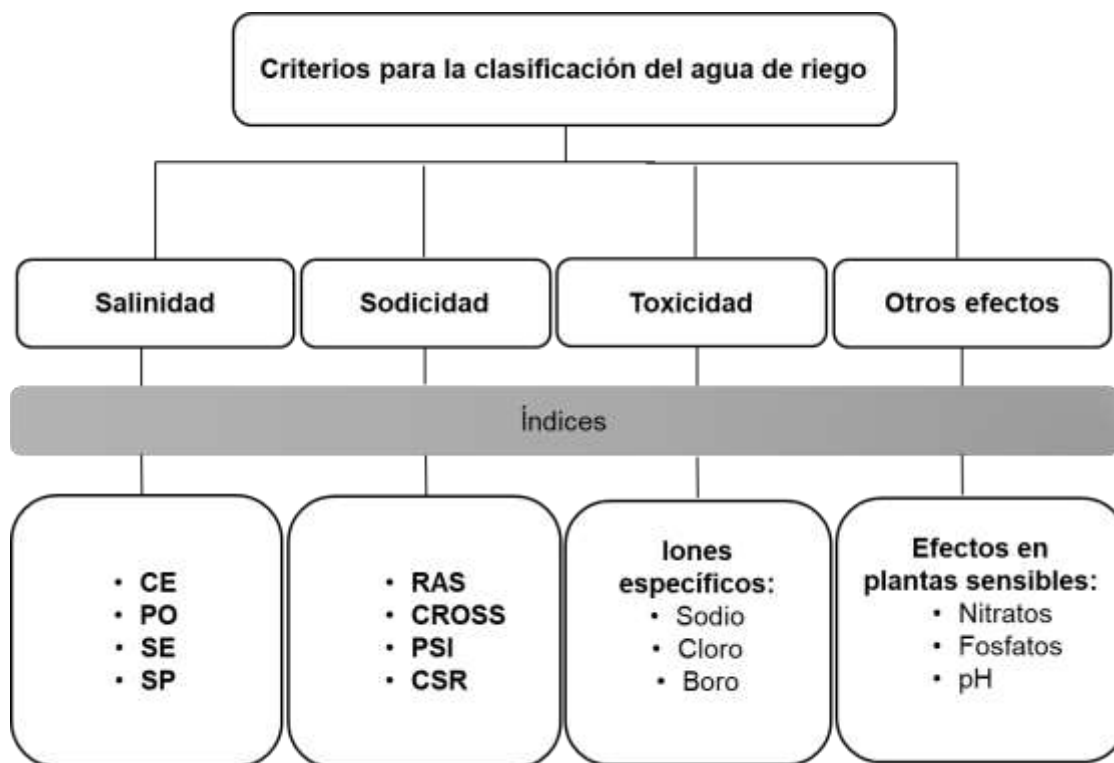


Figura 1. Directrices para la Clasificación del agua de riego.

Conocer y estudiar la relación que existe entre la relación agua suelo planta bajo condiciones adversas o poco favorables es indispensable y sigue siendo un área amplia de estudio para diversas investigaciones en cuanto a la adaptación y mejoras en las medidas de control de la salinidad y sodicidad en la producción agrícola. Cabe señalar, que el no reconocimiento en la práctica de las relaciones descritas anteriormente y la falta de pleno conocimiento al respecto ha propiciado que muchos proyectos de riego ocasionen problemas serios de anegamiento, salinidad y sodicidad, que repercute en bajos rendimientos de los cultivos. En general, el riego siempre es útil durante un tiempo, pero, a largo plazo puede llegar a ocasionar problemas que, si no se atienden, pueden generar graves consecuencias. Se cree que, por ahora, se han hecho suficientes avances para reconocer todos estos problemas, aunque, como se indicó anteriormente, todavía se requiere una investigación intensiva en ciertos campos. En este sentido, Kovda (1977) propone fomentar la integración y consolidación de conocimientos de riego, del suelo y agronomía para con ello se elabore una planificación estratégica que permita un desarrollo sustentable.

3.5.1. Indicadores de salinidad

La salinización es un proceso mediante el cual tiene lugar la acumulación de sales. En las zonas de regadío dicho proceso está en función de soluciones salinas originadas por un nivel freático alto o por sales disueltas en el agua de riego aplicada.

El agua de riego normalmente contiene cantidades relativamente pequeñas de sales disueltas, pero son significativas al ingresar a los suelos agrícolas durante un periodo largo de tiempo, en el que se empieza a evidenciar los problemas en los cultivos, provocados por una reducción en la disponibilidad de agua. Ayers & Westcot (1985) precisan que el problema de salinidad ocurre cuando la sal se acumula en la zona radicular del cultivo a una concentración que causa una pérdida del rendimiento. Los altos contenidos de sales acumuladas en la zona radicular impiden que la planta absorba suficiente agua de la solución del suelo para satisfacer sus requerimientos, esto a su vez resulta en un estrés hídrico. Cuando la absorción de agua es limitada de manera significativa, la planta disminuye su tasa de crecimiento, presentando síntomas similares en apariencia a los de la sequía, como el marchitamiento, o un color verde azulado más oscuro y, a veces, hojas gruesas y cerosas.

El agua utilizada para el riego puede variar en su calidad dependiendo del tipo y la cantidad de sales disueltas que contenga, en este sentido, la idoneidad de su uso en la agricultura se juzga en función de la gravedad potencial de los problemas que se puede presentar y desarrollar durante un largo plazo. Al ampliarse las alternativas de fuentes de agua para abastecer los requerimientos básicos de los cultivos, como es el caso del uso de aguas residuales, las concentraciones de sales tienden a aumentar y con ello se incrementa el riesgo de generar efectos negativos hasta un punto en el que se requieran prácticas especiales de manejo para mantener rendimientos aceptables.

Richards *et al.* (1974) señalan que el contenido de sales en un margen por arriba del cual el crecimiento de las plantas es alterado, depende de ciertos factores, entre los que destacan: la textura, la distribución de sal en el perfil, la composición de la sal y la especie vegetal (por su tolerancia o sensibilidad a las sales). No obstante, autores señalan que las plantas comienzan a ser afectadas cuando el contenido de sales en los suelos

exceden el 1% (De'Sigmond, 1939), mientras que investigaciones realizadas en campo determinan que un suelo es salino al presentar valores de conductividad eléctrica iguales o mayores a 4 mS cm⁻¹ (Richards *et al.*, 1974).

Desde otra perspectiva, la salinización además de generar los efectos negativos mencionados con anterioridad en los cultivos también tiene la propiedad de inducir efectos positivos en los suelos ya que favorecen el proceso de floculación, mejorando su estructura. Este proceso depende del tipo de sales presentes en la solución del suelo (Courel, 2019).

El crecimiento relativo de las plantas en presencia de salinidad se denomina tolerancia a la sal. Hay dos parámetros para expresar la tolerancia a la sal: 1) Nivel de umbral de salinidad: la salinidad máxima permitida sin reducción del rendimiento y 2) el porcentaje de reducción del rendimiento por unidad de aumento en la salinidad más allá del umbral.

3.5.1.1. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica es un excelente indicador de la concentración de sales disueltas en una solución, puesto que su valor tiende a incrementar conforme aumenta el contenido de sales. Es uno de los métodos más usados para determinar el grado de salinidad del suelo, ya que, su medición es muy práctica y efectiva.

De acuerdo con estudios realizados en el río Pecos por Scofield (1936), el Laboratorio de los Estados Unidos consideró que conductividad eléctrica de una solución extraída de una pasta saturada igual o superior a 4 dS m⁻¹ a 25°C corresponde a suelos salinos, puesto que se asume que el crecimiento de la mayoría de las especies de plantas cultivadas se ve afectado negativamente si la solución de suelo sobrepasa dicho valor, esto se puede corroborar en la Figura 2, donde se observa una escala que permite evaluar la respuesta de los diferentes cultivos a los efectos de las sales solubles de acuerdo con diferentes valores de conductividad eléctrica (Sheerene & Gugulethu, 2016 y Richards *et al.*, 1974).



Figura 2. Relación de la respuesta de cultivos a la salinidad del suelo, expresada en términos de CE (mS cm^{-1}) del extracto de saturación a 25°C .

En lo que respecta al recurso hídrico, Richards *et al.* (1974) proponen una clasificación para evaluar la calidad del agua de riego, de acuerdo con la conductividad eléctrica, esta se basa en un diagnóstico de los posibles problemas de salinidad que se podrían producir en los suelos y en los cultivos por el uso de alguna fuente de agua. Se divide en cuatro grupos los cuales se presentan en el Cuadro 6 y se describen a continuación.

Cuadro 6. Clasificación del agua de riego, de acuerdo con la concentración total de sales en términos de la conductividad eléctrica.

Clase	Salinidad	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Concentración (g L^{-1})
C1	Baja	<250	<0.2
C2	Media	250-750	0.2-0.5
C3	Alta	750-2 250	0.5-1.5
C4	Muy alta	>2 250	1.5-3.0

Fuente: Richards *et al.*, 1974; Szabolcs, 1989.

Aguas de baja salinidad (C1). Estas aguas pueden utilizarse sin problema en el riego agrícola de la mayor parte de los cultivos, y en cualquier tipo de suelo con muy poca probabilidad de que se desarrolle una acumulación importante de sales en los suelos. Se requiere de alguna fracción de lavado, sin embargo, éste se logra en condiciones normales de riego, con excepción de suelos con muy baja permeabilidad.

Aguas de salinidad media (C2). Pueden utilizarse siempre y cuando se tenga un grado moderado de lavado. En casi todos los casos, sin necesidad de prácticas especiales de control de la salinidad, se pueden establecer cultivos moderadamente tolerantes a las sales.

Aguas altamente salinas (C3). No se recomienda su uso en suelos con drenaje deficiente. Y aún con drenaje adecuado se pueden requerir prácticas especiales de

control de la salinidad, por lo tanto, es necesario seleccionar cultivos muy tolerantes a las sales.

Aguas muy altamente salinas (C4). Bajo condiciones comunes, estas aguas no son apropiadas para el riego, pero pueden utilizarse ocasionalmente en condiciones muy especiales (en riegos de emergencia) y solo en suelos permeables y con buen drenaje, asimismo se recomienda aplicar un exceso de agua para que se tenga un buen lavado. En este caso se deben escoger cultivos altamente tolerantes a las sales.

Esta clasificación, además de evaluar el agua con respecto a su concentración total salina, toma en cuenta: la textura del suelo, el drenaje, la tolerancia de las plantas a las condiciones salinas, para emitir algunas recomendaciones adaptadas a cada condición local y con ello asegurar un uso óptimo de los recursos hídricos.

Ayers & Westcot (1985) sugieren sus propios rangos para la evaluación de la calidad de las aguas de riego, con base a la CE (*Cuadro 3*). Dicha clasificación por lo general no difiere mucho de la propuesta por Richards *et al.* (1974). Ya que, se basan en supuestos que toman en cuenta ciertas condiciones generales que propician la formación de suelos salinos, como: las texturas de suelos entre franco arenoso y franco arcilloso, climas semiáridos a climas áridos, también considera condiciones de precipitación insuficientes para lograr una adecuada lixiviación de las sales, entre otras.

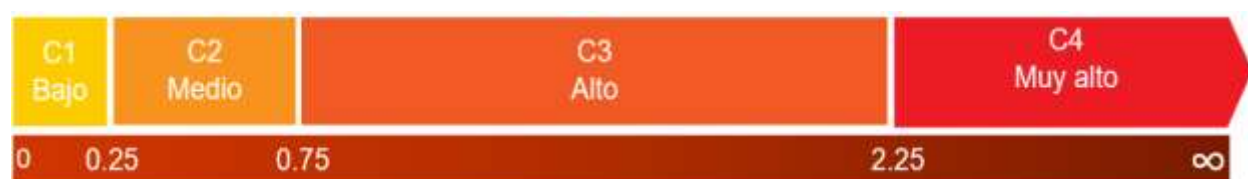


Figura 3. Clasificación del riesgo de salinidad de los suelos mediante valores de la CE.

Es importante resaltar que si el agua se usa en condiciones muy distintas a la de los supuestos planteados, las restricciones podrían ser demasiado severas o no aplicables, por lo que es posible que sea necesario ajustar las pautas, especialmente en sitios con una alta precipitación, puesto que en dicha situación se garantiza un adecuado lavado de las sales, y por lo tanto, se podrían aceptar valores de CE en aguas de riego superiores a las establecidas como riesgosas en condiciones de baja precipitación.

Las grandes desviaciones de los supuestos pueden resultar en juicios erróneos sobre la usabilidad de un suministro de agua en particular, especialmente si se trata de un caso límite. Independientemente de la clasificación que se utilice, se le debe dar énfasis al diagnóstico del problema potencial de acuerdo con la situación particular de cada sitio (Ayers & Westcot, 1985).

3.5.1.2. Índice de salinidad efectiva

Unos de los principales problemas que se le atribuye a la salinidad, es el efecto que se ejerce en los cultivos a causa de la presión osmótica, ya que, tiene una fuerte relación con la concentración salina. Los constituyentes iónicos de una solución contribuyen de manera distinta a la presión osmótica puesto que, las sales que se forman tienen diferentes solubilidades, por lo tanto, la presión osmótica puede aumentar o disminuir de acuerdo con las sales solubles disueltas, generando o no efectos desfavorables en los cultivos, de acuerdo con el aumento de la PO y la tolerancia de las plantas.

Atendiendo al planteamiento anterior, el índice de salinidad efectiva (SE) propuesto por Doneen (1954) evalúa el riesgo que representan las sales solubles del agua de riego al formar parte de la solución del suelo, considerando la precipitación de las sales menos solubles como el carbonato de calcio (CaCO_3), carbonato de magnesio (MgCO_3) y el sulfato de calcio (CaSO_4), estas al no estar en solución dejan de contribuir al incremento de la presión osmótica, quedando las sales más nocivas para los cultivos en la solución del suelo por su alta movilidad (Ortíz-Vega *et al.*, 2019).

Para calcular el índice de salinidad efectiva es necesario comprender y aplicar los siguientes criterios, donde los valores que sustituirán en las ecuaciones están dados en $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$:

$$\text{Si } \text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}) \quad (9)$$

$$\text{Si } \text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}) \text{ y } \text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - \text{Ca}^{2+} \quad (10)$$

$$\begin{aligned} \text{Si } \text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) \text{ y } (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-); \\ \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) \end{aligned} \quad (11)$$

$$\text{Si } (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (12)$$

El índice de SE permite clasificar el agua de riego en: buena calidad, condicionada o no recomendable para el riego agrícola (Figura 4).



Figura 4. Clasificación del agua de acuerdo con el índice de salinidad efectiva (SE).

3.5.1.3. Índice de salinidad potencial

Donnen en 1963 propuso el índice de salinidad potencial (SP), con la finalidad de estimar el riesgo de que las sales más solubles queden en la solución del suelo cuando los niveles de humedad aprovechable por las plantas tienden a disminuir por debajo del 50%. Por lo general, las últimas sales que quedan en solución y que tienden a aumentar considerablemente la presión osmótica, son los cloruros y una fracción de los sulfatos. Por lo tanto, el índice de salinidad potencial se determina mediante la siguiente fórmula (Ortíz-Vega *et al.*, 2019):

$$\text{SP} = \text{Cl}^- + \frac{1}{2} \text{SO}_4^{2-} \quad (13)$$

Todos los conceptos se expresan en $\text{mmol}_e \text{ L}^{-1}$.

De acuerdo con la escala de clasificación del agua de riego por el índice de salinidad potencial (Figura 5): El agua con valores de SP menores de 3 son de buena calidad, de 3 a 15 es agua que puede ser usada en el riego, pero solo si se cumplen ciertas condiciones y mayores a 15 no son recomendables para el riego.



Figura 5. Clasificación del agua de acuerdo con el índice de salinidad potencial (SP).

Kovda *et al.* (1973) señalan que los valores de salinidad potencial deben de encontrarse dentro de un rango de 5-20 en suelos de buena permeabilidad, de 3-15 en suelos de permeabilidad media y de 3-7 mmol_c L⁻¹ en suelos de baja permeabilidad (Camacho, 2019).

3.5.1.4. Presión osmótica

Igual de importante que la cantidad de agua en el suelo es la energía con la que es retenida, debido a que ambos aspectos determinan su disponibilidad. Comprender el estado energético del agua en el suelo es primordial para cubrir las necesidades hídricas de los cultivos. Han surgido distintas terminologías para explicar la movilidad del agua en el sistema suelo-planta y definir las fuerzas que interactúan como; la osmosis, la presión osmótica (PO), el potencial osmótico, el potencial hídrico, el potencial matricial, entre otros.

La osmosis es definida como el movimiento natural de solventes a través de una membrana semipermeable que evita el paso de solutos. El movimiento del solvente o el agua a través de la membrana ocurre regularmente desde una solución de menor concentración a una de mayor concentración. La presión osmótica, por lo tanto, es la fuerza externa que evita el paso del solvente a través de la membrana, hasta un punto en el que no existen un cambio neto, por lo que se determina que se ha alcanzado el equilibrio. Entendido de otra manera, la presión osmótica de una solución es equivalente a la presión mecánica necesaria para evitar la entrada de agua a través de la membrana semipermeable, esta es la fuerza contra la que se enfrentan las raíces de las plantas al succionar el agua de soluciones altamente concentradas (Avelar, 2021).

En concreto, la presión osmótica es un término ampliamente utilizado y de gran relevancia para entender las relaciones de los líquidos que constituyen el medio interno de los seres vivos, ya que la membrana plasmática regula la entrada y salida de soluto al medio extracelular que la rodea, ejerciendo como barrera de control. Por este motivo, conocer la presión osmótica tanto de las soluciones del suelo como del agua utilizada en riego, permite conocer los posibles riesgos de las concentraciones salinas en el desarrollo y rendimiento de los cultivos, ya que la presión osmótica tiene un papel

fundamental entre el flujo del agua de la solución del suelo y la concentración de solutos en las raíces de las plantas (Avelar, 2021; Richards *et al.*, 1974).

La alta concentración de sales disueltas en una solución promueve que se lleven a cabo procesos que impiden un óptimo desarrollo de las plantas (Richards *et al.*, 1974). La presión osmótica es uno de ellos, ya que su efecto aumenta conforme la concentración salina tiende a ser mayor, esto se debe a que la presión osmótica es una de las cuatro propiedades coligativas de las soluciones, es decir, depende del número de partículas en disolución.

La concepción de la presión osmótica a menudo es empatada con el potencial osmótico debido a que ambos procesos definen la disponibilidad de agua para las plantas de acuerdo con la concentración salina, sin embargo, el potencial osmótico se identifica con valores negativos. Cabe señalar, que el potencial osmótico sólo es un componente del potencial hídrico, el cual está integrado además del potencial matricial que proviene de la interacción de las superficies de las partículas del suelo con el agua y la fuerza con que se encuentra retenida, el potencial gravitacional que resulta de la elevación con respecto al nivel de referencia y el potencial de presión que deriva de la presión externa sobre el agua del suelo. En este aspecto, el potencial matricial y el potencial osmótico tienden a ser dos de las fuerzas más importantes que participan en la reducción de la energía potencial del agua de riego, contenida en los suelos.

Algunos autores han demostrado e inferido que la presión osmótica de la solución del suelo está relacionada con la velocidad de absorción de agua por las plantas y el crecimiento de las mismas en suelos salinos (Richards *et al.*, 1974).

La presión osmótica de una disolución se calcula haciendo uso de la siguiente ecuación:

$$PO = MRT \quad (14)$$

Donde M es la concentración molar, R es la constante de los gases (0.082057 L atm/ mol °K) y T es en valor de la temperatura absoluta (°K), por lo general, se parte del hecho de que la temperatura estándar de las soluciones es de 25°C.

La presión osmótica tiene una relación directamente proporcional con la conductividad eléctrica, debido a que los valores de ambas variables tienden a incrementarse dependiendo del aumento de la concentración salina contenida en una solución, por lo cual, es una relación muy útil con fines agrícolas. El laboratorio de salinidad de los Estados Unidos de América (Richards *et al.*, 1974) ha comprobado la relación entre dichas variables con datos de campo llegando a la ecuación que permite calcular la PO mediante valores de la CE.

$$PO = 0.36 * CE \quad (15)$$

Donde PO corresponde a la presión osmótica en atmosferas (atm) y CE es la conductividad eléctrica expresada en $mS\ cm^{-1}$.

De igual manera en que se relaciona la CE con la PO, se relaciona la CE con los sólidos totales disueltos experimentales (STD), mediante la siguiente ecuación:

$$STD = 640 * CE \quad (16)$$

Unir ambas expresiones en una ecuación única, tomando la CE como factor común, hace posible ganar una mayor confiabilidad en los valores de PO calculados. Por lo tanto, al igualar las ecuaciones y despejar la CE, se genera la Ecuación (19):

$$\frac{PO}{0.36} = \frac{STD}{640} \quad (17)$$

$$PO = \left(\frac{0.36}{640} \right) * STD \quad (18)$$

$$PO = 0.0005625 * STD \quad (19)$$

Donde PO es la presión osmótica experimental en atmosferas (atm) y STD son los sólidos totales disueltos en $mg\ L^{-1}$.

Los coeficientes 0.36 y 640 fueron generados a partir de estudios realizados en diferentes aguas y suelos del Valle Imperial en California, por lo que pueden llegar a variar dentro de la regularidad de acuerdo con el tipo de sales presentes en las muestras

recolectadas. Es importante remarcar que los valores de la CE, por lo general, se expresan en mS cm^{-1} .

3.5.2. Indicadores de sodicidad

Uno de los problemas más graves que se pueden presentar en los suelos agrícolas está dado por el grado de saturación de los materiales intercambiables del suelo con sodio. Para comprender este fenómeno y sus efectos es importante entender el complejo de intercambio catiónico dentro de los suelos, como un conjunto de superficies constituidas por minerales arcillosos y materia orgánica con cargas negativas. De modo que, los cationes atraídos por dichas cargas se conocen como “cationes intercambiables”. En este sentido, el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), está dado por la cantidad de cationes de sodio retenidos en el complejo de intercambio (Avelar, 2021).

Los criterios de sodicidad analizan el riesgo de que se induzca un elevado PSI en los suelos agrícolas y con esto se produzcan efectos adversos; como el deterioro de la estructura del suelo y la disminución de la permeabilidad, causando con ello que se reduzca la velocidad a la que el agua ingresa al suelo hasta tal punto que no es posible la infiltración de suficiente agua para abastecer adecuadamente los cultivos. En este respecto, el contenido de sodio en relación con el contenido de calcio y magnesio en la solución del suelo o en el agua de riego es determinante para que ocurran los procesos de sodificación. De ahí que, una solución con baja salinidad o un agua con una alta proporción de sodio con respecto al contenido de calcio disminuirá la infiltración del agua en el suelo (Ayers & Westcot, 1985).

Las características físicas de los suelos son en gran parte responsables del buen desarrollo de las plantas por las interacciones dinámicas químicas y biológicas que persisten. Las cuales tienden a ser alteradas por la influencia de los tipos de electrolitos dominantes en las fases sólidas o líquidas de los suelos afectados por sales. Los diferentes tipos de sales y sus concentraciones ejercen efectos significativamente diferentes en las propiedades del suelo (López-Falcón, 2002). Por ende, al emplearse en el riego, agua con un alto contenido de sodio, comienza a desarrollarse un suelo superficial altamente salino. Su estructura debilitada promueve la obstrucción de los

poros por partículas liberadas mediante la dispersión de los agregados del suelo. Dicho proceso se potencializa cuando el contenido de calcio es bajo (López-Falcón, 2002). La dispersión puede ocurrir únicamente cuando la concentración de electrolitos está por debajo del valor de floculación.

Otros efectos negativos por la falta de estructura del suelo se hacen evidentes en la reducción en capacidad de oxigenación en la zona radicular de las plantas que limita su adecuado desarrollo. Además, la dura costra que se genera cuando se secan estos suelos dificulta el proceso de germinación (Courel, 2019). En los suelos sódicos de textura franca o aún más fina, suelen presentarse características particulares que imponen un límite a la producción y en muchos casos no permiten que determinadas plantas logren alcanzar su madurez fisiológica debido a una muerte prematura, por un elevado pH, fertilidad química baja y poca actividad biológica, entre los mencionados con anterioridad (Syed *et al.*, 2021).

Establecer un nivel crítico de sodio intercambiable que se considere excesivo para lograr la saturación de los suelos, es una tarea complicada, por el hecho de que no existe un cambio brusco en las propiedades de los suelos a medida que aumenta el grado de saturación de la fracción de intercambio catiónico por sodio. Sin embargo, el Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos de América (Richards *et al.*, 1974) ha considerado un valor de PSI de 15 como límite de separación entre los suelos no sódicos y los sódicos, pero dicho valor se ha establecido como un límite tentativo y algo arbitrario. Actualmente autores de la escuela australiana han concluido que los suelos pueden comenzar a presentar efectos de sodicidad con valores de PSI mayores a 5 (Shainberg & Letey, 1984).

Normalmente se usa el PSI como uno de los principales parámetros para determinar el grado de sodicidad de los suelos. No obstante, la relación de adsorción de sodio (RAS) ha surgido como un parámetro práctico de diagnóstico de la idoneidad del uso de una fuente de agua para riego, en cuanto a los problemas de sodicidad que se podrían presentar en los suelos agrícolas. Ambos parámetros tienden a una alta correlación cuando el agua de riego alcanza el equilibrio con la solución del suelo, lo que permite

aproximar los valores de la RAS a los niveles de sodicidad que se pueden alcanzar en los suelos después del riego.

La clasificación del agua de riego con base a la RAS (Cuadro 7) se basa principalmente en el efecto que tiene el ion sodio adsorbido, sobre las condiciones físicas del suelo.

Cuadro 7. Clasificación de la calidad del agua para riego de acuerdo con la sodicidad.

Clasificación	Parámetro de la RAS	Descripción
Agua baja en sodio (S1)	$RAS < 10$	Puede usarse para el riego en la mayoría de los suelos con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable. No obstante, los cultivos sensibles como algunos frutales pueden acumular cantidades perjudiciales de sodio.
Agua media en sodio (S2)	$10 < RAS < 18$	En suelos de textura fina el sodio representa un peligro considerable, más aún si dichos suelos poseen una alta capacidad de intercambio de cationes, especialmente bajo condiciones de lavado deficiente, a menos que el suelo contenga yeso. Estas aguas solo pueden usarse en suelos de textura gruesa o en suelos orgánicos de buena permeabilidad.
Agua alta en sodio (S3)	$18 < RAS < 26$	Puede producir niveles tóxicos de sodio intercambiable en la mayor parte de los suelos, por lo que estos necesitan prácticas especiales de manejo, buen drenaje, fácil lavado y adiciones de materia orgánica. Los suelos yesíferos pueden no desarrollar niveles perjudiciales de sodio intercambiable cuando se riegan con este tipo de aguas. Puede requerirse el uso de mejoradores químicos para sustituir el sodio intercambiable.
Agua muy alta en sodio (S4)	$RAS > 26$	Es inadecuada para el riego, excepto cuando su salinidad es baja o media y cuando la disolución del calcio del suelo y/o la aplicación de yeso u otros mejoradores no hace antieconómico el empleo de estas clases de agua.

Fuente: Richards *et al.*,1974;Camacho, 2019.

Cabe destacar que el efecto de sodicidad es de naturaleza más permanente que el contenido total salino de la solución del suelo, ya que el sodio intercambiable generalmente persiste después que las sales solubles se han eliminado.

La calidad del agua con respecto a la sodicidad depende de sus efectos en la permeabilidad del suelo, y esto está en función de dos factores que tienden a ser opuestos: la concentración total salina que se estima por la conductividad eléctrica (CE), y el riesgo de sodicidad, que se refleja en la relación de adsorción de sodio (RAS). En este sentido, la permeabilidad tiende a aumentar a medida que los valores de la CE se incrementan y esta disminuye con el aumento de la RAS. No obstante, cuando la CE es alta y la RAS es baja la permeabilidad se mantiene (Oster *et al.*, 2016).

Durante años se ha empleado de manera efectiva el esquema expuesto en el manual 60 por Richards *et al.*(1974) para la clasificación de las aguas de riego (Figura 6), este se basa en los valores de conductividad eléctrica en unidades $\mu\text{S cm}^{-1}$ y de la RAS. Consiste en un plano cartesiano donde la CE adquiere el eje de las abscisas y los valores de la RAS adquiere el eje de las ordenadas, el cual es dividido por tres curvas con pendiente negativa que representan la dependencia que existe entre el riesgo de sodicidad con la concentración total de sales y las cuales establecen un límite para la clasificación del agua en 17 categorías. La posición de los puntos en el diagrama determina la clasificación de calidad del agua de acuerdo con la CE y la RAS.

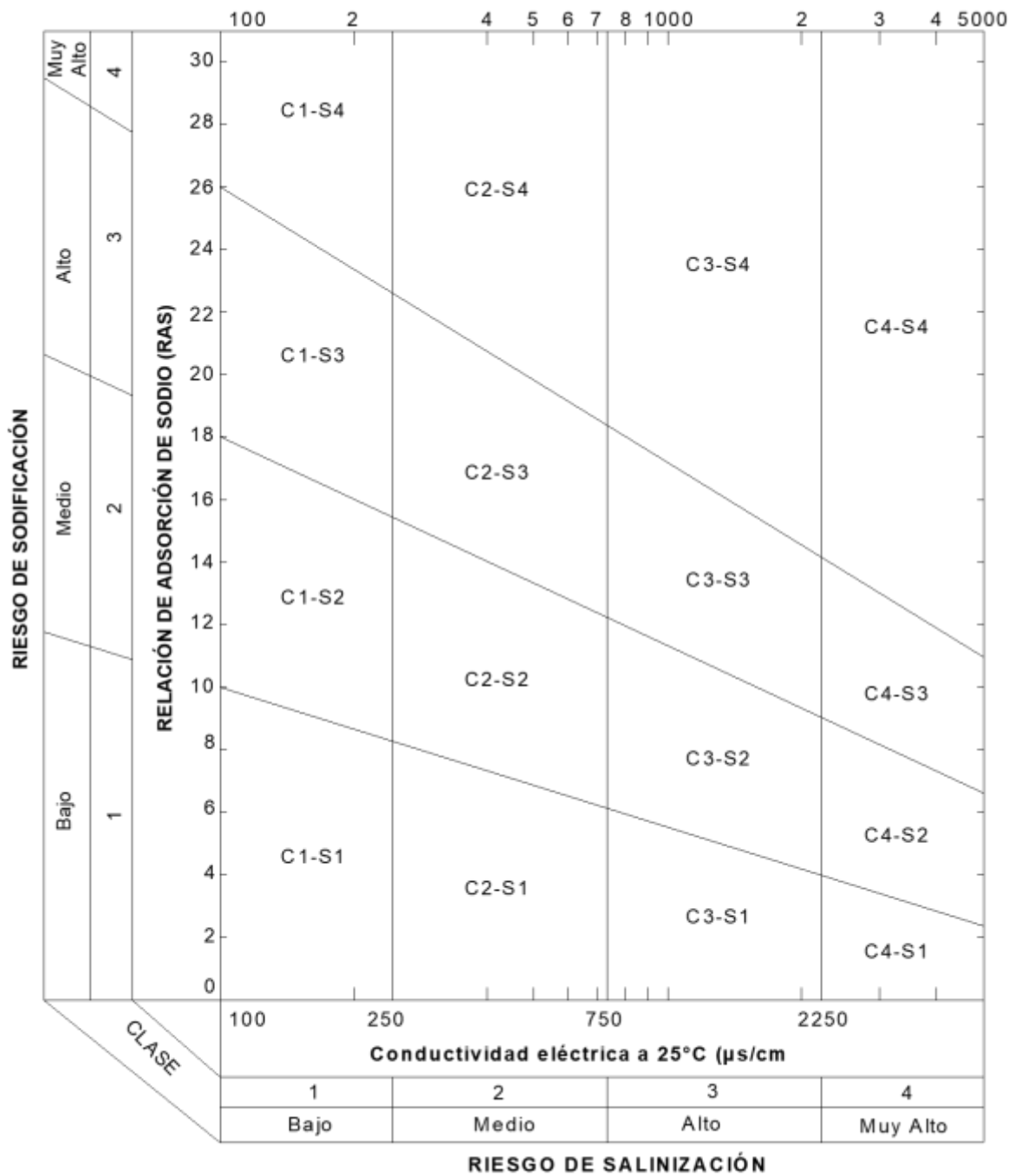


Figura 6. Diagrama para clasificación de las aguas de riego de acuerdo con (Richards *et al.*, 1974).

3.5.2.1. Relación funcional porcentaje de sodio intercambiable-relación de adsorción del sodio (PSI-RAS)

El riego con aguas residuales puede generar problemas en las propiedades del suelo, debido a que por lo general poseen grandes cantidades de sodio y bajas concentraciones de calcio y magnesio (López-García *et al.*, 2016; Suarez & Gonzalez-Rubio, 2017).

La predominancia del sodio sobre el calcio y el magnesio ocasiona la pérdida de estructura del suelo, desagregación de las partículas y la disminución de la permeabilidad, esto debido a su efecto dispersante. En este contexto, el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y la relación de adsorción de sodio (RAS) son de gran relevancia y tienen una estrecha relación con el peligro potencial de la sodicidad causada en los suelos por la implementación del riego con agua de carente calidad (Mendoza-Saldivar, 2009).

Por lo tanto, el PSI se refiere al porcentaje de cargas negativas ocupadas por iones de sodio en el complejo de intercambio catiónico, mientras que la RAS define el contenido de sodio en la solución del suelo (Avelar, 2021). En consecuencia, el PSI puede ser estimado a partir de la RAS de manera precisa, en condiciones de saturación de los suelos con el agua de riego, cuando se ha alcanzado el equilibrio con la solución del suelo. En tanto, la velocidad a la que se llegará a una condición de equilibrio está sujeta a la concentración total de cationes (Wilcox, 1955).

A continuación, se muestra el planeamiento que relaciona el PSI con la RAS, dando como resultado la Ecuación (23) que permite obtener el PSI a partir de los valores de la RAS:

$$\frac{X_{Na}}{CIC - X_{Na}} = K_G * RAS \quad (20)$$

$$PSI = \frac{X_{Na}}{CIC} * 100 \quad (21)$$

$$\frac{PSI}{100 PSI} = K_G * RAS \quad (22)$$

La ecuación final queda de la siguiente manera:

$$PSI = \frac{K_G * RAS}{1 + K_G * RAS} * 100 \quad (23)$$

Donde PSI es el porcentaje de sodio intercambiable expresado en %, K_G es el coeficiente de selectividad iónica en $(\text{mmol L}^{-1})^{-1/2}$ o también se define como constante de Gapón, RAS es la relación de adsorción de sodio expresada en $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$ y 100 es la máxima capacidad de intercambio catiónico.

El grado de afectación de los suelos por los procesos de sodificación depende en gran medida de las características fisicoquímicas o mineralógicas de estos. En este respecto, la topografía de las mallas cristal químicas de los minerales coloidales del suelo y las estructuras de las sustancias húmicas son determinantes en el proceso de intercambio catiónico. Por este motivo, en estudios se han obtenido distintos valores de K_G para las diferentes texturas de los suelos (Richards *et al.*, 1974); Velazquez-Machuca (2001) en su trabajo consideró varios coeficientes de selectividad iónica (K_G) que representan la actividad de intercambio catiónico en los siguientes tipos de suelos: suelo migajón-arcilloso-arenoso ($K_G = 0.0072440$), suelo migajón-arenoso-arcilloso ($K_G = 0.0100000$), suelo migajón-arcilloso ($K_G = 0.0115219$), suelo arcilloso-limoso ($K_G = 0.00118614$), suelo rojo-arcilloso ($K_G = 0.0140113$), suelo Chernozem Tulskiy ($K_G = 0.0151840$) y suelo arcilloso ($K_G = 0.0168999$), para evaluar la respuesta de estos a las variaciones de los procesos de adsorción de sodio, producidos por los diferentes valores de RAS del agua de riego de la región del Valle del Mezquital.

La RAS del agua de riego tiende a aumentar, por la precipitación de sales de calcio y magnesio cuando la concentración de las sales aumenta en la solución del suelo, debido a la disminución de la humedad por la extracción vegetal y evaporación superficial, resultando en un PSI alto. Se considera a un suelo sódico, en sentido amplio, cuando el PSI es igual o superior al 15% con respecto al total de cationes adsorbidos, siguiendo una prudente tendencia a partir del 10%, donde comienza a apreciarse las características de un suelo sódico, según sea el tipo de arcilla que lo conforma (So & Aylmore, 1993).

Hanjra *et al.*, (2012) afirman que el agua de riego con un RAS de 3 tiene el potencial de causar sodicidad en el suelo. Sin embargo, los problemas de permeabilidad y aireación suelen ocurrir cuando el agua de riego tiene un RAS superior a 6. Por su parte, Levy *et al.* (2014) encontraron que el uso a largo plazo de aguas residuales tratadas con RAS de 4 a 6 aumentó en el suelo el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) a niveles que podrían ser perjudiciales para las propiedades físicas del suelo.

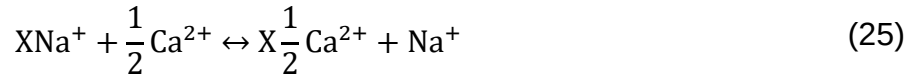
3.5.2.2. Relación de adsorción de sodio (RAS)

A pesar de que el agua residual es una alternativa viable para abatir la escases de dicho recurso, especialmente en las zonas áridas y semiáridas, su mala calidad por el alto contenido salino, implican un alto riesgo de causar problemas de salinidad y sodicidad (Oster *et al.*, 2016). El establecimiento de clases de calidad del agua desde el punto de vista del riesgo de sodicidad es más complicado que para el riesgo de salinidad, debido a que el problema se aborda desde el punto de vista de la medida probable en que el suelo adsorberá sodio del agua y la velocidad a la que se producirá dicha adsorción (Wilcox, 1955).

El riesgo de sodificación de un suelo irrigado con una determinada fuente de agua se mide a través de la relación que existe entre la concentración de sodio con respecto a la concentración del calcio, a esta correspondencia se le denomina relación de adsorción de sodio (RAS), su planteamiento se basa en la ley de acción de masas (Ecuación 24) que indica que la magnitud de una reacción química corresponde proporcionalmente a la concentración molar de las sustancias reaccionantes (Pérez-Díaz *et al.*, 2019):



Estos fundamentos son aplicados para comprender la interacción que existe entre los iones de sodio y calcio dentro del complejo de intercambio catiónico, dando origen a la Ecuación (25), que representa el intercambio de iones polivalentes, esta expresión es conocida como ecuación de intercambio iónico de Gapon. Al replantear la ecuación de Gapon, en función de la ley de acción de masas, surge la Ecuación (26), que sirve como base para la posterior formulación de la relación de adsorción de sodio, Ecuación (28):



$$\frac{x\frac{1}{2}Ca^{2+} \cdot [Na^+]}{XNa^+ \cdot [Ca^{2+}]^{1/2}} = K \quad (26)$$

$$\frac{x\frac{1}{2}Ca^{2+}}{XNa^+} = K \frac{[Na^+]}{[Ca^{2+}]^{1/2}} \quad (27)$$

$$RAS = \frac{[Na^+]}{\sqrt{[Ca^{2+}]}} \quad (28)$$

Donde X indica la superficie de las partículas del suelo, que en suma conforman el complejo de intercambio catiónico, por lo tanto; XNa^+ y $X\frac{1}{2}Ca^{2+}$ representan la fase adsorbida de sodio y calcio en $mmol_c \cdot (100g)^{-1}$ de suelo, mientras que Na^+ y Ca^{2+} conciernen a la concentración de sodio y calcio en la fase soluble en $mmol L^{-1}$. En estos términos, la ecuación de RAS permite una estimación indirecta del contenido de Ca^{2+} y Na^+ intercambiable y el termino K representa la constante de intercambio iónico o constante de selectividad iónica de Gapon, expresada en términos de $(mmol L^{-1})^{1/2}$ (López-García *et al.*, 2016).

No obstante, a través de los años se han desarrollado investigaciones que proponen tres diferentes enfoques conceptuales: RAS (Gapón, citado por Richards *et al.*, 1974), RAS ajustado (RAS_{aj}) (Bower y Wilcox, 1965; Bower *et al.*, 1965) y RAS corregido (RAS_{corr}) (Suárez, 1981) que a continuación se describirán:

La primera ecuación de la RAS identificada como RAS_{or} fue propuesta por el laboratorio de salinidad de los estados unidos (Richards *et al.*, 1974), con base a los trabajos de Gapon, señalados con anterioridad. Sin embargo, indican en su planteamiento que el calcio y el magnesio se comportan de manera similar en la fase adsorbida del complejo de intercambio, además de la igualdad de carga, por lo que modifican la ecuación de la RAS de la siguiente manera:

$$RAS_{or} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad (29)$$

Donde la RAS_{or} se expresa en unidades $(mmol_c L^{-1})^{1/2}$ mientras que C_{Na^+} , $C_{Ca^{2+}}$ y $C_{Mg^{2+}}$ son la concentración iónica de sodio, calcio y magnesio en el agua de riego en unidades $mmol_c L^{-1}$.

Es importante mencionar que las propiedades del calcio y el magnesio tienen algunas diferencias significativas, aunque ambos sean iones divalentes:

- El tamaño del calcio tiene un radio iónico de 0.99 Å, mientras que el del magnesio es de 0.65 Å, por lo tanto, la energía con la que ambos son adsorbidos en el complejo de intercambio catiónico es diferente, ya que la energía de adsorción del calcio es tres veces mayor que la de magnesio, esto influye en la movilidad y en el proceso de migración en las soluciones de los suelos y el agua superficial (Avelar, 2021 y Velázquez-Machuca *et al.*, 2002)
- Asimismo, el número de hidratación en moles de electrolitos (H_2O/mol) del Ca^{2+} es de 16.7 y del Mg^{2+} de 18.9, esta variación en el radio de hidratación que influye en la intensidad con la que ocurren los procesos de hidrólisis (Pérez-Díaz *et al.*, 2019; Camacho, 2019 y Avelar, 2021).
- Otra diferencia marcada se observa en la diferente solubilidad del carbonato de calcio con respecto al carbonato de magnesio, donde la solubilidad del $CaCO_3 < MgCO_3$, esta situación tiene gran relevancia en el manejo de agua de riego (López-García *et al.*, 2016).

La segunda formulación de la relación de adsorción del sodio es una modificación de la original a la cual se le denomina relación de adsorción de sodio ajustada (RAS_{aj}), esta se sustenta en los trabajos de Bower *et al.* (1965) donde plantea la influencia de la precipitación de los carbonatos de calcio y magnesio en el incremento de la proporción del sodio en una solución, dicho planteamiento se basa en el índice de saturación propuesto por Langelier, que indica la tendencia del $CaCO_3$ a precipitar o disolverse, cuando alcanza el límite de saturación en el agua que fluye dentro de un sistema cerrado (sin pérdida de CO_2), dicho índice queda descrito por la siguiente ecuación:

$$\text{Índice de saturación (IS)} = pH_a - pH_c \quad (30)$$

Donde pH_a es el pH real del agua y pH_c es el pH teórico que tendría el agua si se mantiene en equilibrio con el CaCO_3 . De modo que, de acuerdo con los resultados los valores positivos indican la tendencia del CaCO_3 a precipitar, en tanto que los valores negativos indican que se disolverá.

El pH_c se deriva de la ecuación que se describe a continuación:

$$pH_c = (pk'_2 - pk'_c) + p(Ca) + pAlk \quad (31)$$

Donde:

- pk'_2 es el logaritmo negativo de la segunda constante de disociación del ácido carbónico ($k_2 = 4.7 \times 10^{-11}$), mientras que pk'_c es el logaritmo negativo del producto de solubilidad de la calcita ($k_c = 5.0 \times 10^{-9}$), ambos corregidos por la fuerza iónica.
- $p(Ca)$ es el logaritmo negativo de la concentración molal de calcio.
- $pAlk$ es el logaritmo negativo de la concentración equivalente de las bases titulables de carbonatos.

Por lo tanto, la RAS_{aj} incluye en su formulación tanto los procesos de precipitación, como los procesos de solubilización de minerales carbonatados, especialmente de la calcita, por lo que su ecuación se adecuó de la siguiente manera:

$$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1 + (8.4 - pH_c)] \quad (32)$$

En la que la RAS_{aj} se expresa en $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$, las concentraciones de sodio, calcio y magnesio (C_{Na^+} , $C_{Ca^{2+}}$ y $C_{Mg^{2+}}$) están dadas en $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$. Del mismo modo, se observa la adición del índice de saturación ($IS = 8.4 - pH_c$) en la ecuación, donde: 8.4 corresponde al pH de un suelo calcáreo no sódico que se encuentra en equilibrio con el CO_2 de la atmosfera, mientras que el pH_c concierne a los valores teóricos del agua de riego que poseerá cuando alcance el equilibrio con la calcita.

Suárez (1981) propuso el tercer planteamiento de la relación de adsorción de sodio, el cual se le denomina RAS_{corr} (relación de adsorción de sodio corregida), ésta modifica la ecuación original considerando una manera diferente de obtener la concentración de calcio, la cual toma cuenta la concentración de iones bicarbonato, así como el efecto de la presión parcial del CO_2 del aire en los espesores superiores del suelo ($P_{CO_2} = 0.0007$ atm).

De manera que la ecuación corregida por Suárez (1981) queda planteada de la siguiente forma:

$$RAS_{corr} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad (33)$$

Donde la RAS_{corr} está en $(mmol_c L^{-1})^{1/2}$, las concentraciones de sodio, calcio y magnesio se expresan en $mmol_c L^{-1}$; C_{Na^+} hace referencia a la concentración de sodio, $C_{Mg^{2+}}$ concierne a la concentración del magnesio y $C_{Ca^{2+}}$ corresponde a la concentración de calcio corregida, la cual se obtiene para cada una de las muestras de agua mediante la relación HCO_3^-/Ca en unidades $mmol_c L^{-1}$ y la conductividad eléctrica en $mS cm^{-1}$, haciendo uso del Cuadro 8.

Cuadro 8. Concentración de calcio en el agua superficial del suelo, resultante al emplear en el riego aguas con un determinado valor de la relación HCO_3/Ca y una cierta conductividad eléctrica.

		salinidad del agua de riego CE en $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$											
		0.10	0.20	0.30	0.50	0.70	1.00	1.50	2.00	3.00	4.00	6.00	8.00
$\text{HCO}_3/\text{Ca}^{2+}$	0.05	13.20	13.61	13.92	14.40	14.79	15.26	15.91	16.43	17.28	17.97	19.07	19.94
	0.10	8.30	8.57	8.77	9.07	9.31	9.62	10.02	10.35	10.89	11.32	12.01	12.56
	0.15	6.34	6.54	6.69	6.92	7.11	7.34	7.65	7.90	8.31	8.64	9.17	9.58
	0.20	5.24	5.40	5.52	5.71	5.87	6.06	6.31	6.52	6.86	7.13	9.57	7.91
	0.25	4.51	4.65	4.76	4.92	5.06	5.22	5.44	5.62	5.91	6.15	6.52	6.82
	0.30	4.00	4.12	4.21	4.36	4.48	4.62	4.82	4.98	5.24	5.44	5.77	6.04
	0.35	3.61	3.72	3.80	3.94	4.04	4.17	4.35	4.49	4.72	4.91	5.21	5.45
	0.40	3.30	3.40	3.48	3.60	3.70	3.82	3.98	4.11	4.32	4.49	4.77	4.98
	0.45	3.05	3.14	3.22	3.33	3.42	3.53	3.68	3.80	4.00	4.15	4.41	4.61
	0.50	2.84	2.93	3.00	3.10	3.19	3.29	3.43	3.54	3.72	3.87	4.11	4.30
	0.75	2.17	2.24	2.29	2.37	2.43	2.51	2.62	2.70	2.84	2.95	3.14	3.28
	1.00	1.79	1.85	1.89	1.96	2.01	2.09	2.16	2.23	2.35	2.44	2.59	2.71
	1.25	1.54	1.59	1.63	1.68	1.73	1.78	1.86	1.92	2.02	2.10	2.23	2.33
	1.50	1.37	1.41	1.44	1.49	1.53	1.58	1.65	1.70	1.79	1.86	1.97	2.07
	1.75	1.23	1.27	1.30	1.35	1.38	1.43	1.49	1.54	1.62	1.68	1.78	1.86
	2.00	1.13	1.16	1.19	1.23	1.26	1.31	1.36	1.40	1.48	1.58	1.63	1.70
	2.25	1.04	1.08	1.10	1.14	1.17	1.21	1.26	1.30	1.37	1.42	1.51	1.58
	2.50	0.97	1.00	1.02	1.06	1.09	1.12	1.17	1.21	1.27	1.32	1.40	1.47
	3.00	0.85	0.89	0.91	0.94	0.96	1.00	1.04	1.07	1.13	1.17	1.24	1.30
	3.50	0.78	0.80	0.82	0.85	0.87	0.90	0.94	0.97	1.02	1.06	1.12	1.17
	4.00	0.71	0.73	0.75	0.78	0.80	0.82	0.86	0.88	0.93	0.97	1.03	1.07
	4.50	0.77	0.68	0.69	0.72	0.74	0.76	0.79	0.82	0.86	0.90	0.95	0.99
	5.00	0.61	0.63	0.65	0.67	0.69	0.71	0.74	0.76	0.80	0.83	0.88	0.93
	7.00	0.49	0.50	0.52	0.53	0.55	0.57	0.59	0.61	0.64	0.67	0.71	0.74
	10.00	0.39	0.40	0.41	0.42	0.43	0.45	0.47	0.48	0.51	0.53	0.56	0.58
	20.00	0.24	0.25	0.26	0.26	0.27	0.28	0.29	0.30	0.32	0.33	0.35	0.37
	30.00	0.18	0.19	0.20	0.20	0.21	0.21	0.22	0.23	0.24	0.25	0.27	0.28

Nota: Para las correcciones de la concentración de calcio: Se asume que la fuente de calcio proviene de silicatos o caliza CaCO_3 , que no existe precipitación del magnesio y que la presión relativa del CO_2 de la superficie del suelo es de 0.0007 atmósferas. Fuente: Ayers & Westcot (1985).

3.5.2.3. Relación catiónica de la estabilidad estructural de los suelos

Actualmente se han intensificado los problemas de salinidad y sodicidad en los suelos agrícolas, por el uso constante de aguas residuales en el riego. Ciertos estudios han reconocido las altas concentraciones salinas que contienen las aguas de origen urbano-industriales y de drenaje agrícola, esto supone un desafío importante para la reutilización sostenible de esta agua en la agricultura (López-García *et al.*, 2016; Oster *et al.*, 2016; Pérez-Díaz *et al.*, 2019).

Para tener una idea amplia de los riesgos de sodicidad que se podrían presentar en los suelos irrigados, se han empleado diferentes planteamientos conceptuales de la RAS (RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS_{corr}), sin embargo, en dichos planteamientos no se consideran los efectos del potasio y se asume una similitud en las propiedades del calcio y el magnesio.

Los iones de sodio y potasio en suelos generan un efecto dispersante que afecta su permeabilidad, en cambio, el calcio y el magnesio presentan una capacidad floculante, que puede llegar a mejorar sus características estructurales. En las aguas de riego, el orden de los cationes de acuerdo con sus efectos nocivos sobre la permeabilidad de los suelos se dispone de la siguiente manera: $Na > K > Mg > Ca$, donde se reconoce que el sodio es el mayor dispersante de las partículas del suelo, seguido del potasio (Smith *et al.*, 2014).

Richards *et al.* (1974) indican que el potasio intercambiable tiene un impacto leve a nulo en las propiedades físicas del suelo. Además de que considera que su presencia en los suelos irrigados es muy reducida en comparación con los iones de sodio. Sin embargo, en los últimos años se han reportado investigaciones que señalan la importancia de incluir la influencia del potasio en la estabilidad estructural del suelo, especialmente al usar aguas con altas concentraciones de este ion (Marchuk, 2013; Arienzo *et al.*, 2009).

Las consideraciones anteriores, del efecto dispersante del potasio como las propiedades floculantes del magnesio han sido abordadas en el concepto de relación de cationes de estabilidad estructural del suelo, denominado CROSS por sus siglas en inglés, este ha ganado relevancia por considerarse una generalización de la RAS.

El CROSS es una conceptualización que integra los efectos nocivos del potasio en las propiedades hidráulicas del suelo, así como el poder floculante relativo de los principales cationes del agua de riego (Na, K, Ca y Mg). Fue propuesto por Rengasamy y Marchuk (2011) tomando como base los trabajos de Rengasamy y Sumner (1998) enfocados a la obtención de concentraciones críticas de floculación (CFC) en arcillas saturadas con Na, K, Mg y Ca extraídas de cuatro suelos; dando como resultado un poder de dispersión para el K en relación con el Na de 0.56 y un poder de floculación del Mg en relación con el Ca de 0.60. Su ecuación es la siguiente:

$$CROSS_f = \frac{(Na + 0.56 K)}{[(Ca + 0.60 Mg)/2]^{0.5}} \quad (34)$$

Donde $CROSS_f$ concierne a la relación de cationes de estabilidad estructural del suelo, mientras que el subíndice f hace referencia a los coeficientes: 0.56 y 0.60 que corresponden al poder floculante relativo del potasio (K) y magnesio (Mg). Las concentraciones de Na, K, Mg y Ca se expresan en $mmol_c L^{-1}$.

Estudios recientes han mostrado un marcado interés en integrar la CROSS en las directrices de evaluación de la calidad del agua de riego, para conocer los escenarios de riesgo que pueden surgir por el empleo de aguas residuales para este fin (Avelar, 2021; Oster *et al.*, 2016; Smith *et al.*, 2014). Las aguas residuales presentan concentraciones heterogéneas de acuerdo con su tipo de descarga, por ejemplo Arienzo *et al.* (2009) afirma que las aguas residuales provenientes de procesos agroindustriales como las dedicadas a los lácteos, olivo almazaras, industrias vinícolas, la porcicultura, el desgrasado de lana y los mataderos, proveen altas concentraciones de potasio de hasta 20 000 $mg L^{-1}$. Estas impactan negativamente en la infiltración, la disponibilidad de agua y el crecimiento de las plantas.

Consecutivamente, Oster *et al.* (2016), optimizan la ecuación de la $CROSS_r$, tomando en cuenta su relación con el umbral de concentración de electrolitos disueltos en el que la conductividad hidráulica disminuye del 10 al 15%. Dichos valores, tienden a asociarse fuertemente con la medida estándar de reducción de la permeabilidad de un suelo

agrícola lixiviado con aguas residuales. Esto se resume en la Ecuación 35, a la cual se le denomina CROSS optimizado:

$$\text{CROSS}_{\text{opt}} = \frac{(\text{Na} + 0.335(\pm 0.038)\text{K})}{[(\text{Ca} + 0.0758(\pm 0.012)\text{Mg})/2]^{0.5}} \quad (35)$$

Donde $\text{CROSS}_{\text{opt}}$ es la optimización del planteamiento original (CROSS_f), las concentraciones del: Na, K, Ca y Mg se expresa en $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$.

3.5.2.4. Fuerza iónica

La fuerza iónica se describe como la concentración de cargas iónicas presentes en una solución (Avelar, 2021). El concepto de fuerza iónica ha sido la base de la química electrolítica, ya que proporciona los medios para calcular las actividades iónicas de una sal en estado puro o en presencia de otros electrolitos. Por consiguiente, en una solución electrolítica, la fuerza iónica es una medida de la intensidad del campo eléctrico y queda definida por la siguiente ecuación (Adams, 1971):

$$\mu = \frac{1}{2} \sum C_i Z_i^2 \quad (36)$$

Donde μ es la fuerza iónica, C_i es la concentración molar de cada especie iónica en la solución y Z_i es la valencia, es decir, la energía de un determinado ion.

Para entender los efectos de sodificación en los suelos agrícolas, donde la actividad de iones juega un papel importante, es necesario conocer el valor de la fuerza iónica de la solución del suelo o el agua de riego. Normalmente en las aguas naturales, la fuerza iónica se conforma por los cationes y aniones principales, tales como: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} .

Mihelcic & Zimmerman (2012) señalan que para caracterizar la fuerza iónica de manera indirecta de ríos, lagos, aguas residuales y extractos de suelos (sin contar con análisis de concentraciones de iones), se han generado modelos de regresión lineal, los cuales han sido producto de un minucioso análisis de muestras en todo el mundo. Estos modelos permiten calcular de manera experimental la fuerza iónica a partir de los valores

de la conductividad eléctrica (Ecuación 37) y también a partir de los valores de los STD (Ecuación 38) como se muestra a continuación:

$$\mu = af(CE) \quad (37)$$

$$\mu = af(STD) \quad (38)$$

Estas funciones son útiles en una primera aproximación, y tienden a ser más fiables cuanto más similar es la composición y concentración de la solución en estudio, a la composición y concentración de las soluciones utilizadas para encontrar los valores de los coeficientes de proporcionalidad. Estos se fundamentan en la influencia que ejerce el campo eléctrico en la velocidad de movimiento de cada ion.

Por lo tanto, relacionar la fuerza iónica con la CE ó con STD, mediante una función de regresión lineal permite comparar y contrastar los resultados con los diferentes tipos de concentraciones de aguas en todo el mundo. Las principales investigaciones que se han realizado al respecto son las señaladas en el Cuadro 9:

Cuadro 9. Expresiones propuestas por diferentes autores para calcular la fuerza iónica a partir de la CE y concentración catiónica ($\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$).

Autor	Ecuación	Descripción / Fundamento
(A) Bower <i>et al.</i> (1965)	$1000\mu = 1.3477C + 0.5355$	Sólo considera las concentraciones de cationes para su cálculo de fuerza iónica, asumiendo el principio de electroneutralidad.
(B) Ponnamperuma <i>et al.</i> (1966)	$\mu = 0.016CE$	Considera los iones divalentes y trivalentes. Es aplicable a soluciones con fuerza iónica $>0.05 \text{ M}$.
(C) Griffin y Jurinak (1973)	$\mu = 0.013CE$	Corrige la función de Ponnamperuma <i>et al.</i> (1966), al considerar la formación de pares iónicos. Abarca extractos salinos de ecosistemas semiáridos.
(D) Gillman y Bell (1978)	$\mu = 0.0120CE - 0.0004$	Resultó de análisis realizados en soluciones y extractos de suelos tropicales del norte de Australia. Aplicable para valores de $CE = 1 \text{ mS cm}^{-1}$.

Autor	Ecuación	Descripción / Fundamento
(E) Leffelaar <i>et al.</i> (1983)	$\mu=0.0114CE+0.0055$	Fue obtenida de extractos de 54 muestras de suelo. Corrige las concentraciones totales tomando en cuenta la formación de pares iónicos.
(F) Pasricha (1987)	$\mu=0.01162CE-0.000105$	En sus determinaciones predominan los iones monovalentes. Incluye una corrección de la fuerza iónica por la presencia de pares iónicos.
(G) Alva <i>et al.</i> (1991)	$\mu=0.015CE-0.0006$	Surgió de un balance de la fórmula de Griffin y Jurinak (1973) con una función obtenida de soluciones de suelos altamente meteorizados del sureste de los Estados Unidos.
(H y I) Mendoza (2009 ¹ y 2009 ²)	$\mu=0.0118CE$ y $\mu=0.0119CE$	Se generaron dos funciones; una para el muestreo de verano de 2005 y otra para el muestreo de primavera de 2006. Correspondientes a 206 muestras obtenidas del Valle del Mezquital.
(J) Mihelcic y Zimmerman (2012)	$\mu=0.016CE$	Correlacionan la fuerza iónica con parámetros de la calidad del agua (CE o STD), en este caso con la CE ($\mu S\ cm^{-1}$).
(K) López <i>et al.</i> (2016)	$\mu=0.0116CE$	Se obtuvo del análisis de 102 muestras de aguas residuales (sulfático-clorhídrica-bicarbonatadas) del Valle del Mezquital. No considera la formación de pares iónicos.
(L y M) Pérez (2018 ¹ y 2018 ²)	$\mu=0.01179CE-0.00017$ y $\mu=0.01159CE-0.00036$	La primera función corresponde al agua bicarbonatada sódica y clorurada sódica de red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago. La segunda función describe las aguas residuales bicarbonatadas sódicas del Valle del Mezquital.
(N) Camacho <i>et al.</i> (2019)	$\mu=0.0117CE$	Corresponde a un análisis de muestras extraídas de diversas corrientes de agua del estado de Oaxaca, México.
(Ñ y O) Avelar (2020 ¹ y 2020 ²)	$\mu=0.0110CE$ y $\mu=0.0117CE$	La primera formación corresponde a las muestras tomadas en temporada de estiaje y la segunda en temporada de lluvias, de la zona del alto y bajo Panuco.

3.5.2.5. Coeficiente de actividad de los iones

El coeficiente de actividad es la relación que existe entre la actividad de un ion y la concentración de una solución (Griffin & Jurinak, 1973). También es definido por Camacho (2019) como una medida del desvío en el comportamiento ideal de los iones a causa de sus interacciones electrostáticas. Se puede calcular cuando se conoce la fuerza iónica de las concentraciones electrolíticas. La expresión más utilizada para estimar este coeficiente es la definida por Debye-Hückel que se muestra a continuación:

$$\log f_i = \frac{AZ_i^2(\mu)^{1/2}}{1 + Ba_i(\mu)^{1/2}} \quad (39)$$

Donde f_i corresponde al coeficiente de actividad de un ion i , μ es la fuerza iónica de la solución ($M L^{-1}$), A y B son constantes asociadas a la temperatura absoluta ($A = 0.509$ y $B = 0.329$), Z es la valencia del ion i y finalmente a_i es una variable que depende de diámetro del ion expresada en ángstrom ($\text{\AA}$). Camacho (2019) indica que la aplicación de esta ecuación es preferible en las soluciones electrolíticas con una fuerza iónica menor o igual a $0.1 M L^{-1}$.

Los valores de la variable a_i para cada ion se presentan en el Cuadro 10.

Cuadro 10. Valores de a_i correspondientes a diferentes iones en $\text{\AA}$.

ión	Valor de a_i
H^+ , Al^{3+} , Fe^{3+}	9.0
Mg^{2+}	8.0
Li^+ , Ca^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+}	6.0
Sr^{2+} , Ba^{2+}	5.0
Na^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , $H_2PO_4^-$	4.5
SO_4^{2-} , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}	4.0
OH^- , F^-	3.5
K^+ , Cl^- , NO_3^-	3.0
Rb^+ , Cs^+ , NH_4^+	2.5

Fuente: Adams, 1971.

Cabe destacar que otros autores han desarrollado diferentes ecuaciones para el cálculo del coeficiente de actividad, como es el caso de la ecuación de Robin-Stokes (1955), la

ecuación de Davis (1962), el modelo de Pitzer (1973), la ecuación de Bromley-Zemaitis (1973-1980) y Helgeson *et al.* (1969). Sin embargo, las dos expresiones más comunes para estimar el coeficiente de actividad de un solo ion son la ecuación de Debye-Hückel y la ecuación de Davis.

Se considera que este método es lo suficientemente preciso para estimar la fuerza iónica de las soluciones mixtas de electrolitos y para eliminar la necesidad de un análisis de soluciones laboriosas en aguas naturales. De igual manera, Griffin & Jurinak (1973) indican que la conductividad eléctrica es una medida suficientemente precisa de la fuerza iónica para la estimación de los coeficientes de actividad de iones individuales.

3.5.2.6. Problemas de infiltración de suelos bajo riego

La infiltración es el proceso dinámico mediante el cual el agua que llega a la superficie de la tierra entra en el suelo. La tasa de infiltración, en la ciencia del suelo, es una medida de la velocidad de infiltración del agua en el suelo. Esta considera la capacidad del suelo para absorber la precipitación o la irrigación (Úbeda & Delgado, 2018). Los problemas de infiltración en los suelos agrícolas irrigados están fuertemente asociados con la salinidad y el contenido de sodio en los suelos.

La textura y la estructura de los suelos influyen de manera importante en la tasa de infiltración, ya que determinan la facilidad de entrada del agua al suelo, la capacidad de almacenaje y la tasa de transmisión en el suelo. Aunque también inciden otros factores como la cobertura vegetal, el contenido de humedad del suelo, la temperatura del suelo y la intensidad de la precipitación o la cantidad del agua empleada en el riego (Úbeda & Delgado, 2018). Avelar (2021) incluye también estos factores: el grado de compactación, el contenido de materia orgánica y las características químicas, así como los cationes intercambiables como elementos importantes que afectan la tasa de infiltración de los suelos agrícolas.

En suelos normales con cierto contenido de materia orgánica, los cationes intercambiables como Ca^{2+} y Mg^{2+} unen las partículas de arcilla a los ácidos húmicos de la materia orgánica, generando micro-agregados estables que son la base de la estructura del suelo, la porosidad y el drenaje interno (Machado & Serralheiro, 2017). En

contraparte, cuando las sales presentes en la solución del suelo son predominantemente de sodio, genera efectos negativos importantes en la estructura del suelo, al ser un ion con gran capacidad dispersante de partículas (López-Falcón, 2002).

En los suelos sódicos es necesario tener precauciones con la aplicación de la materia orgánica, pues bajo ciertas condiciones la producción de ácidos húmicos o fúlvicos (humificación) puede dar origen a la formación de complejos con el sodio contribuyendo a la dispersión de las arcillas y de moléculas orgánicas.

Se considera que un suelo tiene una infiltración baja cuando el agua penetra a una velocidad de 3 mm h^{-1} , en tanto, una infiltración superior a 2 mm h^{-1} es reconocida como relativamente alta (Mendoza-Saldivar, 2009).

Los suelos alcalinos, comúnmente, poseen bajas tasas de infiltración, lo que causa un déficit de agua en la zona de la rizosfera debido al encostramiento de las partículas en la superficie del suelo, ocasionando estrés hídrico en las plantas lo que puede llevar a un bajo rendimiento. Otro de los problemas se observa en el estancamiento temporal del agua en el perfil superior del suelo, acumulándose un exceso de humedad en la zona superficial del perfil.

Suarez & Gonzalez-Rubio (2017) observaron que un aumento en la RAS de 4 a 7 y pH de 7 a 8 disminuyó la infiltración y la estabilidad de los agregados. Por lo que se puede afirmar que estos valores de la RAS y del pH de las aguas residuales típicas son lo suficientemente altos como para causar una pérdida de infiltración y deterioro de las propiedades físicas del suelo. Por su parte, Hanjra *et al.* (2012) afirman que los problemas de permeabilidad y aireación suelen ocurrir cuando el agua de riego tiene un RAS superior a 6.

Bedbabis *et al.* (2014) informaron que el suelo regado con aguas residuales tratadas, durante un período de 4 años, disminuyó la infiltración del agua. Assouline & Narkis (2011) encontraron una disminución en la conductividad hidráulica saturada, la capacidad de absorción y la tasa de infiltración después de 15 años de riego con aguas residuales tratadas, en comparación con el agua dulce. Atribuyeron los efectos

principalmente al aumento de la RAS y la hinchazón de la arcilla (suelo arcilloso esmectítico).

Además de los efectos de la RAS, ha habido algunos indicios de que el uso a largo plazo de las aguas residuales produce efectos adversos, incluido el bloqueo de los poros de los suelos. Gharaibeh *et al.* (2016) comprobaron que el agua de riego con una concentración de materia orgánica disuelta de 70 mg L^{-1} reduce la infiltración del agua debido a la obstrucción de los poros del suelo y, por lo tanto, el drenaje y aireación también disminuye.

Se ha planteado y adoptado de manera efectiva el esquema de infiltración modificado por Rhoades (1977) y Oster y Schroer (1979) citado por Ayers & Westcot, (1985) la cual permite evaluar la aptitud del agua empleada en el riego agrícola, considerando su efecto en la disminución de la permeabilidad de los suelos. El esquema representado en la Figura 7 involucra una combinación de la concentración salina (CE) y relación de adsorción de sodio (RAS) del agua de riego (Kovda *et al.*, 1973). En el Cuadro 11 se observan los límites establecidos para los valores de la RAS y la CE en dicha clasificación.

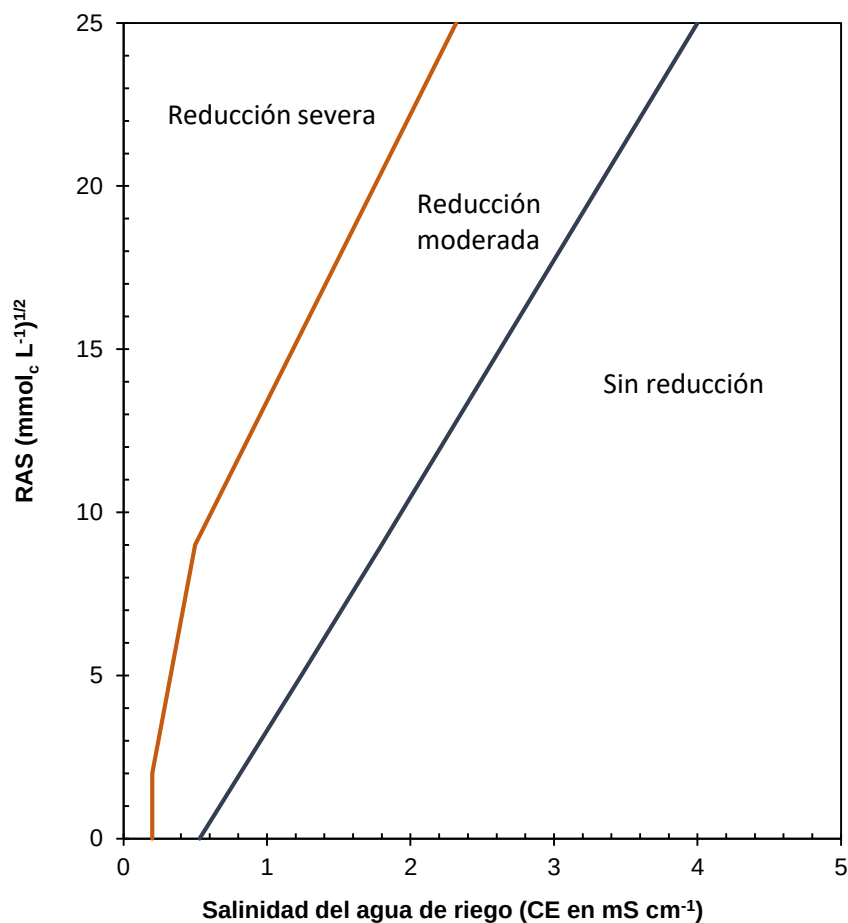


Figura 7. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio.

Cuadro 11. Clasificación de aguas para riego de acuerdo con los problemas de infiltración.

Problema potencial	Grado de restricción de uso		
	Ninguna	Ligera a moderada	Severa
RAS= 0 - 3 y	CE = > 0.7	0.7 - 0.2	<0.2
RAS= 3 - 6	= > 1.2	1.2 - 0.3	<0.3
RAS= 6 - 12	= > 1.9	1.9 - 0.5	<0.5
RAS= 12 - 20	= > 2.9	2.9 - 1.3	<1.3
RAS= 20 - 40	= > 5.0	5.0 - 2.9	<2.9

Fuente: University of California Committee of Consultants, 1974.

CE = mS cm^{-1} y RAS= $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$

3.5.2.7. Carbonatos de sodio residual

El contenido de carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-) en aguas de riego se origina principalmente de la disolución de la calcita (CaCO_3), dolomita [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$], magnesita (MgCO_3), mármoles cristalinos, así como de la disociación del ácido carbónico (H_2CO_3). También se puede originar por la influencia del CO_2 (atmosférico, bacteriano o producto de la descomposición orgánica) (Dinka *et al.*, 2015; López-Falcón, 2002). De igual manera, la industria refresquera, textil, curtiduría, entre otras, fungen como una fuente importante de altas cantidades de bicarbonatos que se desechan como aguas residuales (Hussain *et al.*, 2004; Nasir *et al.*, 2012).

Cuando un suministro de agua contiene más carbonato y bicarbonato que calcio y magnesio, luego de que estos precipitan como sales de carbonato por la influencia de la evaporación y la absorción de humedad por las plantas, queda un residuo de carbonato que se iguala con el sodio, al que se le denomina carbonato de sodio residual (CSR).

Eaton (1950) analizó en su trabajo la influencia del carbonato de sodio residual en la formación de suelos álcali-negros, además de evaluar la relación de la concentración de estos iones con la magnitud de los cambios en el porcentaje de sodio en el agua de riego, cuando pasa a formar parte de la solución del suelo. De su trabajo se concluyó que es importante considerar el carbonato de sodio residual para evaluar la aptitud del agua con fines agrícolas.

Actualmente el carbonato de sodio residual es un parámetro utilizado para la clasificación de la calidad de aguas de riego, ya que de acuerdo con las propiedades químicas del agua este permite predecir los procesos de precipitación o disolución de los carbonatos y bicarbonatos. De acuerdo con dicho proceso, el riesgo de sodicidad podría agravarse o disminuir debido a la dependencia que existe entre el porcentaje de sodio y la concentración de bicarbonato en la solución del suelo (Eaton, 1950; Báez, 1999, citado por Gómez, 2009;). En las aguas bicarbonatadas sódicas regularmente el carbonato de calcio tiende a precipitar, aumentando la concentración de carbonato de sodio y el pH del suelo, lo que lo hace adquirir características de los suelos tipo álcali-negro. El sodio al sustituir al calcio y magnesio en el complejo de intercambio catiónico provoca la

destrucción progresiva de los agregados del suelo por la dispersión de las partículas, esto incrementa el riesgo de alterar su estructura y consecuentemente su permeabilidad (Eaton, 1950).

Por lo tanto, el carbonato de sodio residual (CSR), se define como una medida del riesgo de sodificación que implica el uso de aguas con alto contenido de bicarbonato. A continuación, se presenta la ecuación que permite obtener el valor de los carbonatos de sodio residuales, su aplicación requiere conocer la concentración de los carbonatos y bicarbonatos, así como la concentración del calcio y magnesio en $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$:

$$\text{CSR} = (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (40)$$

Los límites de los valores de CSR aceptables en el agua de riego se establecieron con base en observaciones y pruebas realizadas en campo y laboratorio (Eaton, 1950; Wilcox, 1955). El agua de riego queda clasificada como se muestra en la Figura 8, donde los valores de $\text{CSR} < 1.25 \text{ mmol}_e \text{L}^{-1}$ se identifican como agua de buena calidad, mientras que los valores dentro de un rango de 1.25 a 2.5 es agua que puede ser usada de manera condicionada para riego, por último, los valores de $\text{CSR} > 2.5$ clasifican el agua como no recomendada.



Figura 8. Clasificación del agua de riego por el carbonato de sodio residual.

En aquellas aguas donde se tiene una predominancia de carbonatos y bicarbonatos con respecto al contenido de calcio y magnesio, es posible que se desarrolle una alcalinidad fuerte, por lo cual se recomienda su uso moderado y se sugieren riegos adicionales para coadyuvar su lixiviación. Por otra parte, en las aguas donde la diferencia de concentración entre el sodio, el calcio y el magnesio es mínima, se sugiere su uso manteniendo una proporción sustancial entre el calcio y magnesio en el agua de drenaje y con ello no se observarán efectos nocivos en el suelo.

Los trabajos realizados por Eaton (1950) han sido un referente para posteriores investigaciones, las cuales han considerado una mayor diversidad de aguas, que en la actualidad son empleadas para el riego, como es el caso de aguas de pozos profundos y aguas residuales, las cuales contienen altos niveles de carbonato de sodio residual, muy por arriba de los valores reportados con anterioridad. En ese contexto, se realizó un estudio de la calidad del agua del Valle de San Joaquín, California, donde se recolectaron 444 muestras de pozos y arroyos. Según los cálculos, aproximadamente la mitad de estas muestras contenían carbonato de sodio residual. Cabe destacar que de acuerdo con su análisis una gran variedad de muestras podrían cambiar de categoría de ser “seguras” a “inciertas” si se reclasifican tomando en cuenta el parámetro de porcentaje de sodio posible que pueden llegar a tener (Eaton, 1950; Murtaza *et al.*, 2021).

Bajwa *et al.* (1992), realizaron un experimento donde se estableció un cultivo de rotación de algodón-trigo en un suelo franco arenoso, que fueron regados con aguas sódicas (NaHCO_3) y salino-sódicas ($\text{NaHCO}_3 + \text{NaCl}$). De acuerdo con sus resultados indicaron como límite práctico un valor de $\text{CSR} = 6 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ para asegurar un buen rendimiento de los cultivos, con una disminución de apenas 10%. Aunque también indican que en casos más extremos es aceptable una disminución de hasta 25% del rendimiento considerando para ello como límite $10 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ de CSR.

De manera semejante, Choudhary *et al.* (2001) analizaron el efecto del riego con aguas sódicas de diferentes concentraciones de CSR (5, 10 y $15 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) en el rendimiento y la calidad de dos variedades de algodón. Sus resultados reportan una reducción en la altura de la planta, así como un bajo rendimiento causado por el incremento del porcentaje de sodio intercambiable en el suelo, como consecuencia del riego.

3.5.3. Criterios de toxicidad por iones específicos

Hanson & Grattan (2006) señalan que las sales disueltas en la solución del suelo pueden afectar el crecimiento y rendimiento de los cultivos por influencias osmóticas y por toxicidad de iones específicos. La toxicidad iónica específica ocurre cuando ciertos iones han rebasado el margen de tolerancia de las plantas, ocasionando una evidente disminución del rendimiento del cultivo, especialmente en los más sensibles, llegando

incluso a causar su muerte (Kovda *et al.*, 1973). Pescod (1992) indica que el impacto del daño ocasionado depende de los siguientes factores: el tipo de cultivo, la etapa de desarrollo, la concentración del ion tóxico, el clima y las condiciones del suelo.

Los iones presentes en la solución del suelo o en el agua de riego tienden a representar una fuente importante de nutrientes para las plantas, sin embargo, la mayoría de los iones son requeridos en cantidades relativamente bajas, al sobrepasar el nivel umbral, estos pueden causar problemas de toxicidad, ya sea por interferencia directa en los procesos metabólicos de las plantas o por efectos indirectos; por ejemplo: causar que algunos nutrientes se vuelvan inaccesibles, irrumpiendo en un adecuado desarrollo de las plantas (Pescod, 1992).

Los iones más reconocidos por sus efectos fitotóxicos son el boro, el sodio y el cloro. Con frecuencia se encuentran presentes en las aguas residuales urbanas y en los efluentes tratados, en concentraciones suficientemente altas como para causar diferentes grados de toxicidad. Por este motivo, es importante considerar dentro de los criterios de evaluación de la calidad del agua para riego, las concentraciones máximas de tolerancia de estos iones (Ayers & Westcot, 1985).

3.5.3.1. Sodio

El calcio, el magnesio, el potasio y el sodio son los cationes más predominantes en las aguas de riego, los tres primeros son considerados nutrientes importantes para las plantas, en cambio, el sodio aunque es absorbido libremente no es requerido de la misma manera, incluso puede ser tóxico en ciertas concentraciones (Wilcox, 1955).

En particular, el sodio tiende a afectar de manera indirecta o directa los cultivos agrícolas. Los efectos indirectos tienen que ver con las condiciones físicas y químicas adversas que se desarrollan en los suelos cuando el porcentaje de sodio intercambiable es muy alto, impidiendo un adecuado desarrollo de las plantas. En cambio, el efecto tóxico del sodio impacta de manera directa en las plantas al ser absorbido en concentraciones superiores al umbral de tolerancia, provocando una disminución del crecimiento de la raíz y necrosis en las hojas. Hanson & Grattan (2006) reiteran que los síntomas de toxicidad más evidentes se presentan en las hojas más viejas, en las puntas y el borde

exterior, avanzando hacia la nervadura central, adquiriendo una apariencia de quemadura, esto provoca pérdida foliar, que eventualmente podría causar su muerte.

George & Pearson (1996) afirman que la mayoría de los cultivos son moderadamente tolerantes al sodio intercambiable, manifestándose en un crecimiento retardado que se debe en parte a los problemas nutricionales asociados con los suelos sódicos y en parte a las características estructurales adversas de tales suelos, que se caracterizan por su baja permeabilidad. De igual manera, especifican que los árboles frutales caducifolios y las plantas leñosas como: la vid, cítricos, aguacate, nogal, y frutas de hueso principalmente, son altamente sensibles al sodio, ya que pueden acumular, durante un largo periodo de tiempo, cantidades tóxicas de este ion, inclusive cuando se establecen en suelos no sódicos.

Por lo tanto, el riesgo de la predominancia del sodio en el agua de riego está determinado por las concentraciones absolutas y relativas de los cationes, especialmente del calcio y el magnesio. Ayers & Westcot (1985) en sus directrices de calidad del agua, evalúan las concentraciones dañinas del sodio mediante los valores de la relación de adsorción de sodio, donde indican que un agua de riego con RAS menor de $3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ no implica riesgos para los cultivos, de 3 a $9 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ podrían ser moderadamente dañina y mayores de $9 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ya implican riesgos fuertes. Sin embargo, indican que una concentración de $3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ya podría involucrar un riesgo de toxicidad, al aplicar el riego por aspersión.

Hanson & Grattan (2006) coinciden con Ayers & Westcot (1985) en su límite de concentración de sodio, para su uso en riego por aspersión ($3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$); también señalan que concentraciones tan bajas como $5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ en la solución del suelo pueden causar daños importantes en cultivos sensibles, pero esto está en función de la cantidad de sodio con respecto al calcio en la solución real del suelo.

Otra clasificación para evaluar el contenido de sodio en el agua, es la mencionada por Castellón-Gómez *et al.* (2015), los cuales sugieren los siguientes límites: 1) concentraciones menores de $5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ no generan riesgos; 2) valores entre 5 a 10

mmol_c L⁻¹ se consideran moderadamente riesgosas y 3) las concentraciones superiores a 10 mmol_c L⁻¹ implica riesgos severos en su uso.

3.5.3.2. Cloro

El cloro es uno de los principales aniones predominantes en el agua de los ríos, lagos y pozos, por lo tanto, se encuentra presente en cantidades considerables en el agua de riego. Este ion es asimilado por las plantas en forma de cloruro y es requerido en concentraciones razonables ya que es un micronutriente esencial (Wilcox, 1955). Sin embargo, puede producir efectos tóxicos si se encuentra presente en altas concentraciones en el agua, especialmente si es utilizada en suelos salinos.

La concentración de cloruros en los suelos proviene inicialmente de los minerales que conforman las rocas, no obstante, una cantidad importante de estos iones son transportados y depositados por el aire, la lluvia y el agua de riego. Igualmente, los manantiales salinos, las salmueras y la intrusión salina (causada por el bombeo) son una de las fuentes natural de cloruros. Por otra parte, la fertilización es una de las actividades antropogénicas que más influyen en las concentraciones de cloro en los suelos (Geilfus, 2018).

Hanson & Grattan (2006) señalan que las altas concentraciones de cloruros al igual que de sodio pueden ser tóxicas para las plantas leñosas como la vid, el aguacate, los cítricos y las frutas con hueso. Asimismo, los cítricos, las papas, las lechugas y algunas leguminosas suelen ser susceptibles al exceso de cloro. La absorción de altos niveles de cloruro puede provocar daños directos en las hojas y las raíces de las plantas no tolerantes, debido a que la mayoría de las plantas sensibles no han desarrollado un mecanismo para excluir el ión cloruro, el cual es muy móvil y soluble. Una vez absorbido, se transporta rápidamente con la corriente de transpiración a través del tallo hasta las hojas, donde se acumula en los bordes exteriores provocando quemaduras y consecuentemente la caída de las hojas. Este exceso de cloruro conduce a la clorosis de las hojas disminuyendo su capacidad para realizar la fotosíntesis (Goldemund, 2004).

Las plantas con hojas que tienen tiempos de retención prolongados, por ejemplo, como las vides y los cultivos arbóreos, pueden acumular altos niveles de elementos específicos

incluso cuando las tasas de absorción de las hojas son bajas. Muchas plantas sensibles al cloruro son dañadas cuando las concentraciones de estos superan los 5 a 10 mmol_c L⁻¹ en el extracto de saturación, mientras que las plantas no sensibles pueden tolerar concentraciones de hasta 30 mmol_c L⁻¹ (Hanson & Grattan, 2006).

Al igual que ocurre con las altas concentraciones de sodio, un alto contenido de Cl⁻ en la solución del suelo produce una interferencia en la absorción de nutrientes tales como: K⁺, Ca²⁺, NO₃⁻, entre otros, lo cual puede provocar deficiencias en el desarrollo de las plantas. Además, Geilfus, (2018) afirma que el cloruro en altas concentraciones tiende a incrementar la fitodisponibilidad del cadmio, un metal pesado que tiene la capacidad de acumularse en los granos de trigo en cantidades que superan el umbral de la ingesta.

En lo que respecta al contenido de cloruros en el agua, Ayers & Westcot (1985) indican que los niveles de concentración por debajo de 4 mmol_c L⁻¹ no implican riesgos de toxicidad en los cultivos, pero concentraciones en un rango de 4 a 10 mmol_c L⁻¹ podrían causar problemas moderados en el rendimiento de los cultivos, mientras que niveles de concentración de cloruros por arriba de los 10 mmol_c L⁻¹ se consideran riesgosas (Figura 9). Castellón-Gómez *et al.* (2015) coinciden con los márgenes de referencia para medir el grado de restricción del agua de riego de acuerdo con el nivel de riesgo de daños por toxicidad.



Figura 9. Clasificación del agua de riego, de acuerdo con el riesgo de toxicidad por cloruros.

3.5.3.3. Boro

El boro es un elemento que se encuentra prácticamente en todas las aguas naturales, su concentración varía desde trazas a varios mg L⁻¹ (Carrera-Villacrés *et al.*, 2011). Es un mineral muy distribuido, pero se encuentra de manera limitada en las rocas primarias, una de sus principales fuentes es la turmalina que contienen entre 3 y 4% de boro, también se origina de los minerales de las rocas ígneas y sedimentarias, siendo más

abundante en los granitos. Generalmente se presenta como boratos hidratados, bórax y borosilicatos (Velázquez *et al.*, 2011).

Aunque el boro es un micronutriente esencial para el crecimiento de las plantas, tiende a generar una marcada toxicidad, aun cuando se presenta en bajas concentraciones (Richards *et al.*, 1974). Las plantas normalmente no muestran síntomas de deficiencia de boro, pues las aguas de riego contienen al menos 0.1 mg L^{-1} , no obstante, las más sensibles como el limón y el naranjo puede desarrollar lesiones en esas concentraciones. Por otra parte, los cultivos de alfalfa se pueden desarrollar en condiciones donde la concentración de boro se encuentra entre 1 a 2 mg L^{-1} (Kelley, 1963). A pesar de que las especies vegetales difieren notablemente en su tolerancia al boro, la mayoría de las plantas, comúnmente presentan síntomas de toxicidad a niveles superiores de 1.25 mg L^{-1} (Brady & Weil, 2002). Sin embargo, Ayers & Westcot (1985) afirman que, una concentración de 0.2 mg L^{-1} de boro es esencial para algunos cultivos, y que una concentración de 1 mg L^{-1} ya podría representar riesgos de toxicidad.

Los cultivos tolerantes pueden crecer satisfactoriamente en diferentes concentraciones de boro, mientras que los cultivos sensibles pueden sufrir daños considerables por toxicidad a bajas concentraciones. Ayers & Westcot (1985) señalan que la mayoría de los síntomas de toxicidad en los cultivos ocurren después de que las concentraciones de boro exceden los $250\text{-}300 \text{ mg kg}^{-1}$ de peso seco en las hojas.

Los síntomas por toxicidad de boro normalmente se manifiestan primero en las hojas viejas presentando amarillamiento, manchado o secado del tejido en las puntas y los bordes (Ayers & Westcot, 1985). El secado y la clorosis tienden a avanzar hacia el centro de las venas a medida que el boro se acumula en las hojas. Sin embargo, no todos los cultivos sensibles acumulan boro en el tejido de las hojas, por ejemplo: las frutas de hueso como: los melocotones, ciruelas, almendras, etc. y las frutas de pepita como las manzanas y peras, al estar gravemente afectados por la acumulación tóxica de boro tienden a presentar una goma o exudado en las ramas o el tronco.

En el Cuadro 12 se muestra la tolerancia relativa de varios cultivos al boro. La diferencia en la tolerancia de los cultivos puede no ser tan significativa, ya que no existe una división

definida entre las clases: tolerantes, semitolerantes y sensibles. Además, algunos factores como la variedad de los cultivos, el clima y las condiciones del suelo, pueden alterar los márgenes de tolerancia indicada para cada especie (Wilcox, 1955).

Cuadro 12. Tolerancia relativa al boro de algunos cultivos.

Tolerantes	Semitolerantes	Sensibles
Pino salado (<i>Tamarix aphylla</i>)	Girasol	Nuez de pecán
Esparragos	Papa	Nuez (negra y persa, o inglesa)
Palmera (<i>Phoenix canariensis</i>)	Algodón	Alcachofa de Jerusalem
Palmera datilera (<i>P. dactylifera</i>)	Jitomate	Frijol blanco
Remolacha azucadera	chicharo	Olmo americano
Mangel	Rabano	Ciruelo
Remolacha de jardin	Field pea	Pera
alfalfa	Rosas	Manzano
Gladiolo	Aceituna	Vid
Haba	Cebada	Higo Kadota
Cebolla	Trigo	Persimo (caqui)
Nabo	Maiz	Cereza
Repollo	Sorgo	Durazno
Lechuga	Avena	Melocotones
Zanahoria	Zinnia (flor)	mora sin espinas
	Calabaza	naranja
	Pimiento	aguacate
	camote	Toronja
	Lima bean (haba)	Limón

Fuente: Frank & Eaton, 1944.

Debido a la alta toxicidad del boro en la mayoría de las plantas, este elemento toma gran relevancia al momento de evaluar la calidad del agua de riego. Por ello, se han establecido límites permisibles de concentración de boro en las fuentes de agua destinadas para la agricultura. En este respecto, uno de los primeros en proponer la clasificación de la calidad del agua, tomando como base la concentración de boro y la tolerancia de las plantas a este elemento fue Scofield (1936) citado por Wilcox (1955), en el Cuadro 13 se muestra dicha clasificación.

Cuadro 13. Clasificación del agua de acuerdo con el contenido de boro y tolerancia de los cultivos.

Clasificación	Concentración (mg L ⁻¹)
Buena: Cultivos sensibles	0.3 a 1.0
Condicionada: Cultivos semitolerantes	1.0 a 2.0
No recomendada: Cultivos tolerantes	2.0 a 4.0

Fuente: Scofield (1936) citado por Wilcox (1955).

Ayers & Westcot (1985) han propuesto rangos de tolerancia a diferentes niveles de concentración de boro (mg L⁻¹) en las plantas, mismos que se muestran en el Cuadro 14. De igual manera, dentro de sus directrices de calidad del agua, consideran el riesgo de toxicidad por boro para clasificar el agua como: a) ningún riesgo, b) riesgo moderado y c) riesgo severo (Figura 10).



Figura 10. Clasificación del agua de riego, de acuerdo con el riesgo de toxicidad por boro.

Cuadro 14. Clasificación de los cultivos de acuerdo con sus rangos de tolerancia a diferentes concentraciones de boro (Ayers & Westcot, 1985)

Tolerancia	B (mg L ⁻¹)
Muy sensible	<0.5
Sensible	0.5-2.0
Moderadamente sensible	2.0-4.0
Tolerantes	4.0-6.0
Muy tolerantes	6.0-15.0

La idoneidad del agua de acuerdo con la toxicidad del boro puede cambiar dependiendo del tipo de cultivo que se va a irrigar. Además, al implementar el riego, se recomienda tener en cuenta que exista un buen drenaje y prácticas de gestión adecuadas para las condiciones del área agrícola (Wilcox, 1955).

3.5.4. Concentración de nitratos, fosfatos y silicio en el agua

Además de los criterios de salinidad, sodicidad y toxicidad que se abordan en las directrices de evaluación de la calidad del agua de riego, también es importante considerar los efectos misceláneos, dentro de los que se incluye el exceso de nutrientes como es el caso de las altas concentraciones de nitratos y fosfatos, así como la importancia del silicio, como principal constituyente estructural de las rocas y del suelo, además de sus funciones como un nutriente secundario (Ayers & Westcot, 1985; Epstein, 2009).

Aunque el nitrógeno y el fósforo son nutrientes imprescindibles para la vida, cuando se altera su proporción natural, los organismos tienden a reducir su capacidad de crecimiento (Yan *et al.*, 2016).

Otro problema importante relacionado con las altas concentraciones de nitrógeno y fósforo es la eutrofización de los cuerpos de agua dulce, este proceso puede ocurrir de manera natural, sin embargo, las actividades antropogénicas han sido un factor determinante para aumentar la magnitud de sus efectos negativos en los ecosistemas acuáticos. Debido a que las zonas densamente pobladas generan desechos con altas concentraciones de estos elementos. Se ha constatado que este problema se presenta con mayor fuerza en las cuencas fluviales donde la actividad humana es más intensa y donde hay más población (Yan *et al.*, 2016).

Por otra parte, el silicio no se considera como un nutriente esencial, pero puede marcar la diferencia en el rendimiento de las plantas. Ya que, este elemento es fundamental en la formación de compuestos orgánicos que disminuyen los efectos de los factores estresantes como: las enfermedades, las plagas y la toxicidad por metales (Epstein, 2009).

3.5.4.1. Nitrógeno de los nitratos (N-NO₃)

Aunque el nitrógeno es muy abundante en la naturaleza, la mayor proporción se encuentra en forma de gas en la atmósfera (representando el 78%). En cambio, su presencia en el suelo es muy limitado, por lo que es necesario aplicar fertilizantes

nitrogenados en los suelos agrícolas, dado que es un nutriente esencial para el desarrollo de las plantas. Sin embargo, es un elemento bastante móvil, por lo que no permanece por mucho tiempo en el suelo (Yan *et al.*, 2016).

Los compuestos de nitrógeno pueden estar presentes en los suelos, en las aguas naturales y en las aguas residuales en forma de: a) nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+ , N-NH_3), b) nitrógeno orgánico (en sus diversas formas), c) nitrógeno de nitritos (N-NO_2) y d) nitrógeno de nitratos (N-NO_3^-) (Figura 11). El amoniaco (NH_4) es una de las principales fuentes de N en los suelos y se encuentra en equilibrio con el NH_3 , no obstante, a un pH neutro predomina el ión NH_4 , superando 180 veces la concentración del NH_3 . El nitrógeno amoniacal, procede principalmente de la descomposición de la materia orgánica animal, su fijación en los suelos ocurre por los procesos de intercambio catiónico con materiales arcillosos. Por otra parte, su oxidación tiende a ser catalizada por bacterias nitrificantes que originan el ión NO_2 . La concentración de esta especie en las aguas naturales es muy baja, debido a que se oxida a NO_3 , que es la especie de nitrógeno inorgánico más estable en condiciones aerobias (Mihelcic *et al.*, 1999; Miguel-Fernández & Vázquez-Taset, 2006).

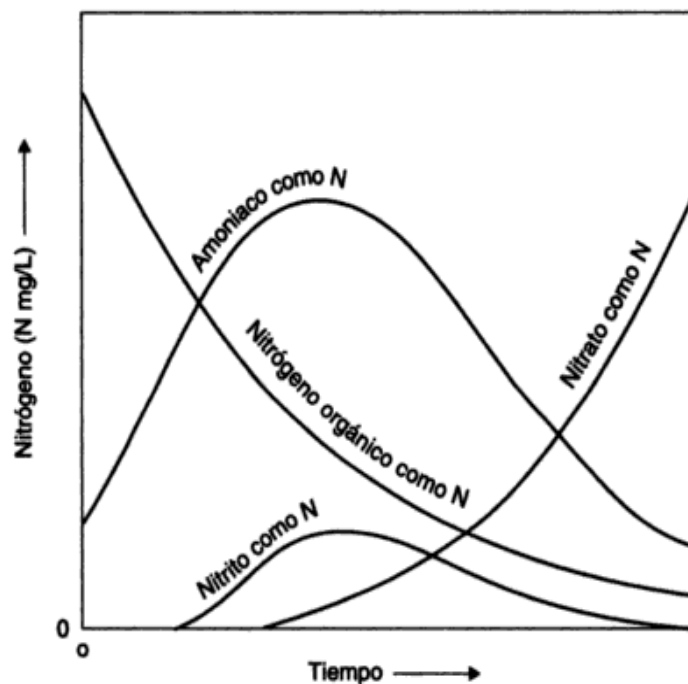


Figura 11. Compuestos nitrogenados en las aguas residuales en condiciones aeróbicas. Fuente: Sawyer y McCarty (1978), citado por: Mihelcic *et al.*, 1999.

En la actualidad se reconoce que la actividad agrícola, es una de las principales causas del exceso de nitratos en los cuerpos de agua dulce, debido al uso desmedido de fertilizantes, esto también se relaciona con la baja eficiencia de los cultivos para asimilar el N aplicado, especialmente en los suelos inundados (condiciones requeridas para el cultivo de arroz). Vlek & Byrnes (1986) indica que los cultivos de secano absorben entre el 40 y el 60% del N aplicado, mientras que los cultivos de arroz inundados normalmente aprovechan entre el 20 y el 40%. De modo que, una gran cantidad de nitrógeno aplicado en la temporada de crecimiento del arroz es conducido desde el suelo a los cuerpos de agua superficiales o subterráneas o se volatiliza hacia la atmósfera (Xiao-zhi *et al.*, 2007).

Xiao-zhi *et al.* (2007) determinaron las pérdidas de nitrógeno de parcelas agrícolas por volatilización de amoníaco, escorrentía y percolación, entre otras. La volatilización del amoníaco resultó ser la vía con mayor pérdida de nitrógeno hacia la atmósfera. Aunque también señalan que la fertilización con urea aumentó considerablemente la concentración de N en las aguas superficiales, debido a la pérdida de N por escorrentía, especialmente en época de lluvias intensas o en condiciones de sobre riego.

Por otro lado, las aguas residuales de origen urbano-industrial también son una fuente importante de nitrógeno, Jiménez (2005) encontró que las aguas residuales que riegan el Valle del Mezquital, continen altas concentraciones de este elemento, superiores a las cantidades requeridas para los cultivos (de 80 a 190 kg ha⁻¹ de N), por lo que sugiere regular la aplicación de riegos con esta agua o reducir el contenido de N de un 15 al 30%. En este contexto López-García *et al.* (2016) señala que dichas aguas aportan: 2400 kg de materia orgánica, 195 kg de nitrógeno y 81 kg de fósforo ha⁻¹ año⁻¹ que contribuyen de manera significativa para obtener altos rendimientos en los cultivos. No obstante, a pesar de la aplicación de aguas ricas en nitrógeno en suelos agrícolas, este nutriente no tiende a acumularse por un largo periodo de tiempo, debido a que se lixivia fácilmente, lo que explica el alto contenido de nitratos en los acuíferos y en drenajes de riego.

Las concentraciones de nitratos en las aguas superficiales y subterráneas pueden variar desde prácticamente “cero” hasta más de 200 mg L⁻¹. dependiendo de las condiciones geoquímicas y antropogénicas que persisten en la zona de análisis (Ochoa-Silot, 2017). Por otra parte, la concentración de N-NO₃ en la mayoría de las aguas superficiales y subterráneas suele ser inferior a 5 mg L⁻¹, pero algunas aguas subterráneas poco comunes pueden contener cantidades superiores a 50 mg L⁻¹. En lo que respecta a la influencia de las aguas en el manejo de los cultivos, algunos investigadores como Ayers & Westcot (1985) y Pescod (1992) han señalado que concentraciones de nitrógeno superiores a 5 mg L⁻¹ pueden afectar los cultivos sensibles, pero no se ven efectos negativos en la mayoría de los cultivos a concentraciones de nitrógeno superiores de 30 mg L⁻¹ (Figura 12). El exceso de nitrógeno en el agua de riego promueve un crecimiento excesivo y exuberante de los cultivos, que puede resultar en una pérdida significativa del rendimiento debido; al acame, retraso en la maduración de los cultivos y una mayor susceptibilidad a las plagas y enfermedades.



Figura 12. Clasificación del agua de riego, de acuerdo con el contenido de nitrógeno de los nitratos.

La contaminación por nitrato del agua subterránea tiene serias implicaciones económicas, ambientales y de salud pública. Por lo tanto, el riesgo de contaminación del agua subterránea debe evaluarse cuidadosamente en cualquier iniciativa de riego con aguas residuales (López-García *et al.*, 2016).

3.5.4.2. Fósforo de fosfatos ($P-PO_4^{3-}$)

El fósforo es considerado un macronutriente esencial para el desarrollo de las plantas y de gran importancia para que se lleven a cabo funciones específicas dentro de las plantas, ya que, participa prácticamente en todos los procesos metabólicos como la fotosíntesis y la respiración, por lo que es indispensable para lograr óptimos rendimientos en la producción agrícola. Las plantas absorben y asimilan el fósforo en forma de fosfatos ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} o PO_4^{3-}), estas también tienen la capacidad de desprender grupos de fosfatos de los compuestos orgánicos, a través de sus enzimas y, posteriormente, absorberlos (Basto & Plazas-tuttle, 2022; Mixquititla-Casbis & Villegas-Torres, 2016).

La presencia natural de fosfatos en el agua y en los suelos se debe a la intemperización de rocas fosfóricas, dentro de las que destaca la apatita ($Ca_5(PO_4)_3(F, Cl, OH)$) por ser un mineral con gran predominancia de fósforo, esta recibe el nombre de: fluorapatita, cloroapatita e hidroxiapatita dependiendo del anión predominante en la segunda parte de la fórmula. Cabe destacar que los yacimientos de rocas fosfóricas, son utilizados para la elaboración de fertilizantes y otros productos industriales (Martínez-Gutierrez, 2013). Los fosfatos, también se encuentran presentes en los desechos orgánicos, por lo que la lixiviación de los suelos con alto contenido de materia orgánica es una fuente significativa de este elemento.

El fósforo total en el agua se encuentra como ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico (Ochoa-Silot, 2017). Este elemento es transportado por el agua de manera disuelta y en forma de partículas; el P disuelto se encuentra principalmente como ortofosfato liberado del suelo, la vegetación, los fertilizantes y estiércol aplicados. Mientras que el P particulado se compone de P absorbido por el material del suelo, P mineral y materia orgánica erosionada durante la escorrentía, lo que puede proporcionar una fuente de P a largo plazo para la biota (Sharpley & Withers, 1994).

Normalmente la concentración de fosfatos en las aguas naturales tiende a ser baja, especialmente donde las condiciones propician la formación de compuestos poco solubles como: fosfatos de hierro (FePO_4), fosfatos de aluminio (AlPO_4), fosfatos de magnesio ($\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$) y la formación de la hidroxiapatita. Hoffmann & Tarrisse (2000), señalan que la concentración de fosfatos en las aguas superficiales poco perturbadas tiende a ser con frecuencia menor de 0.1 mg L^{-1} .

Si bien, los fosfatos se encuentran en el agua de manera natural, las actividades antropogénicas han generado altas concentraciones de este elemento en el agua, por el uso excesivo de fertilizantes, pesticidas, detergentes, descargas de aguas urbano-industriales y drenaje agrícola (Smith & Schindler, 2009). Todos los factores anteriormente mencionados, especialmente las aguas de drenaje agrícola y descargas de aguas residuales de origen urbano-industriales incorporan a los ríos y lagos grandes concentraciones de fósforo, que aumentan el riesgo de eutrofización, encontrándose con mayor frecuencia en áreas agrícola.

Sharpley & Withers (1994) señalan que las fuentes puntuales de pérdida de P de la agricultura hacia los cuerpos de agua incluyen descargas concentradas de estiércol de ganado, descargas accidentales de depósitos de estiércol o contaminación directa durante la aplicación al voleo de fertilizantes. Por otra parte, indican que la fuente difusa de P de los suelos agrícolas está en función de la carga de P en el suelo y las prácticas de manejo que se llevan a cabo en estos.

Las aguas residuales, al utilizarse en el riego, pueden adicionar 195 Kg ha^{-1} de fósforo que contribuyen a un incremento de la productividad agrícola en el Valle del Mezquital. La acumulación de este elemento en los suelos mejora su disponibilidad para la asimilación de los cultivos, que normalmente requieren desde 50 a 100 Kg ha^{-1} de fósforo; esta demanda se puede satisfacer fácilmente con efluentes tratados y mediante las tasas de riego regularmente empleadas (Jiménez, 2005).

Normalmente el fósforo tiende a fijarse en el suelo y acumularse, debido a su baja solubilidad, por lo que es común que los sedimentos de los cuerpos de agua altamente contaminados se encuentren enriquecidos con fósforo (Yan *et al.*, 2016). Sin embargo,

la actividad biológica y el aumento del pH contribuye a la liberación de P de los sedimentos (Finlay, 2014). Este elemento suele tener más tiempo de residencia y una mayor eficiencia de retención que el nitrógeno en ecosistemas de agua dulce.

Las altas concentraciones de fosfatos en las diferentes fuentes de agua pueden crear serios problemas económicos, ecológicos, locales y regionales. Uno de ellos, es la eutrofización, la cual es un problema que impacta de manera grave los ecosistemas de agua dulce, pero también afectan la actividad agrícola de diferentes maneras, ya que promueve el acelerado crecimiento y desarrollo de algas y plantas acuáticas que obstruyen la circulación del agua en los canales de riego y presas. Sharpley & Withers (1994) indican que el límite de las concentraciones de fósforo disuelto en el agua para que inicie el proceso de eutrofización es de 0.05 mg L^{-1} .

Por su parte, Ayers & Westcot (1985) proponen una concentración de fosfatos menor de 2 mg L^{-1} , como criterio para señalar la restricción del uso de los recursos hídricos con fines de riego (Figura 13).

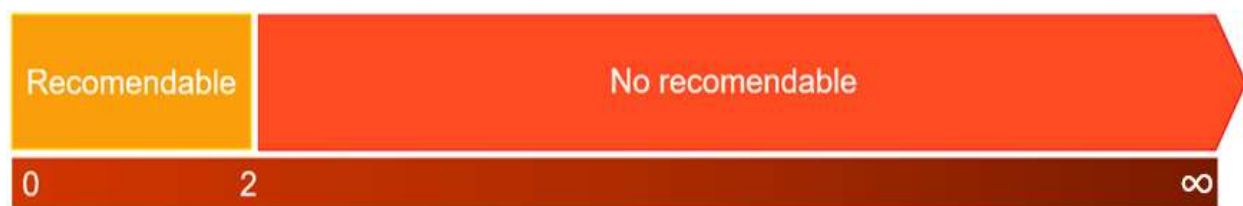


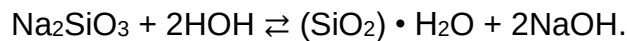
Figura 13. Clasificación del agua de riego, de acuerdo con el contenido de fósforo de los fosfatos.

Cabe destacar, que el límite permisible de la concentración de fosfatos en el agua es variable de acuerdo con la normativa de cada país, como, por ejemplo, la USEPA (Agencia para la Protección Ambiental de los Estados Unidos), recomienda como límite una concentración de 0.05 mg L^{-1} para fosfatos totales en corrientes de agua que alimentan los lagos y de 0.1 mg L^{-1} para las aguas que fluyen. Por otro lado, Lavie *et al.* (2010) señalan que los organismos para la gestión integral del agua en Mendoza, Argentina, como el Departamento General de Irrigación (DGI), han fijado una concentración de fosfatos en el agua de riego, donde se considera como nivel máximo permitido 0.4 mg L^{-1} de fosfatos y como nivel máximo tolerable 0.7 mg L^{-1} .

3.5.4.3. Silicio (SiO₂)

El silicio es el segundo elemento más abundante en la corteza terrestre (Pozza *et al.*, 2015). Es el principal constituyente de los cristales de las rocas, pero durante la formación de los suelos, es liberado mediante los procesos de oxidación-reducción, disolución e hidrólisis. Por lo que es común encontrar este elemento en la solución del suelo como monosilicato (H₄SiO₄), de esta manera es absorbido por las raíces de las plantas. Kovda *et al.* (1973) señala que las soluciones de suelos alcalinos y las aguas subterráneas alcalinas casi siempre contienen mucho silicio disuelto que va de los 60 a 100 mg L⁻¹ de silicio. Asimismo Davis (1964) indica que el promedio de silicio en las aguas superficiales es de 14 mg L⁻¹ y para las aguas subterráneas de 17 mg L⁻¹.

El SiO₂ (óxido de silicio) se mantiene en solución alcalina de acuerdo a la siguiente expresión (Badaut & Risacher, 1983):



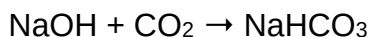
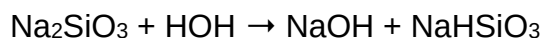
Sin embargo, las altas concentraciones de silicio en las soluciones son parcialmente coloidales. Por lo tanto, la cantidad total de SiO₂ móvil en la solución del suelo alcalino puede ser de 0 a 1 %, y aumenta conforme se incrementa la alcalinidad y el pH. Se han encontrado altas concentraciones de silicio móvil cerca de la superficie del perfil de los suelos con formación de soda (Kovda *et al.*, 1973).

En la siguiente ecuación estequiométrica se puede observar el proceso de formación de soda, y la liberación del silicio de las mallas cristalinas de los feldespatos sódicos, por la acción de la hidrólisis:

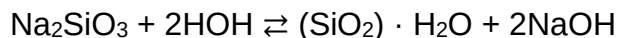
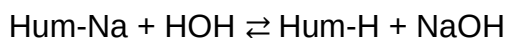


Como resultado de los procesos de intemperismo de las rocas cristalinas se forman minerales arcillosos secundarios, soda y silicio en estado coloidal y molecular. Asimismo, cuando la forma soluble de Na₂SiO₃ y K₂SiO₃ se someten a un proceso de doble hidrólisis, tienden a transformarse en bicarbonatos, pero en condiciones de alta

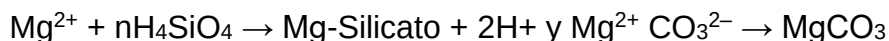
evaporación, especialmente en la zona de aireación, estos pasan a ser carbonatos de acuerdo a las siguientes reacciones químicas (Ortega & García, 1994):



Según, la teoría de formación de soda: coloido-química intercambiable de K.K. Gedroitz, la reacción alcalina de los horizontes de los suelos sódicos está relacionada con la hidrólisis de los humatos, silicatos y aluminatos de los metales alcalinos. A continuación, se presenta la reacción alcalina de la solución de humatos y silicatos de sodio:



Por otra parte, Mancilla-Villa *et al.* (2014) analizaron la concentración del SiO_2 en función del pH en soluciones salinas de diferentes fuentes de agua, concluyeron que el contenido de SiO_2 en lagos-cráter se debe a procesos de hidrotermalismo residual generados a partir de las explosiones volcánicas que les dieron origen. De la misma manera sugieren que en la vía geoquímica alcalina, el aumento del pH induce la precipitación de silicatos de magnesio como se observa en la siguiente reacción:



Las rocas magmáticas ácidas como el granito, pórfido y gneis son las menos mineralizadas y contienen principalmente carbonatos, cloruros, silicatos y sulfatos alcalinos; mientras que las rocas magmáticas alcalinas (basalto, diabasa) están más mineralizadas y contienen carbonatos de magnesio, calcio, hierro, sulfatos y silicatos. Por lo tanto, el agua al fluir por esos materiales adquiere características químicas propias de estos constituyentes (Kovda *et al.*, 1973).

Si bien, el silicio ha sido ampliamente estudiado como un elemento predominante en las rocas y los coloides de los suelos, su papel en la agricultura ha sido poco reconocido en

cuanto a su participación en el desarrollo de las plantas. Sin embargo, en la actualidad se han realizado estudios sobre la importante función que realiza este elemento en las plantas, lo que ha llevado a interesantes conclusiones.

Epstein (2009) en su trabajo de revisión bibliográfica, menciona que, aunque hace falta realizar estudios a profundidad, se ha encontrado que el silicio al ser asimilado por las plantas contrarresta las tensiones bióticas como: las enfermedades y las plagas. De igual manera disminuye las tensiones abióticas, como: la gravedad y la toxicidad de los metales. El número de funciones que realiza es asombrosamente grande y diversa, sin embargo, estas tienden a expresarse bajo condiciones de estrés que se presentan normalmente en campo, donde las plantas están sometidas a ataques de insectos y herbívoros, bacterias, hongos, viento, frío, calor, salinidad, escasez o exceso de agua y minerales. En muchas ocasiones, el silicio actúa en las plantas como una barrera física, ya que, este elemento otorga en las hojas y aristas aspereza y dureza (Pozza *et al.*, 2015). Mientras tanto, en condiciones controladas su función suele ser mínima o incluso inexistente. Por lo tanto, El silicio puede considerarse como un nutriente inorgánico secundario.

Cabe manifestar que para la evaluación de las aguas con fines de riego no existe todavía una clasificación para su análisis, por lo que solamente se cuenta con valores de referencia de investigaciones anteriores ya señaladas al inicio de este tema.

3.5.5. Geoquímica de las aguas

El agua es uno de los principales agentes que intervienen de manera importante en la erosión de las rocas por su acción reactiva y su capacidad disolvente, tanto de minerales como de materia orgánica. Además, es un efectivo transporte de energía y masa, por lo que acarrea fácilmente los materiales extraídos de las rocas, ya sea en su forma coloidal o iónica. Dichos procesos determinan la geoquímica de las aguas, debido a la interacción del agua con las rocas (Bakalowicz, 2017).

En este contexto, Kovda (1977) señala que la diversidad de concentraciones iónicas en las aguas superficiales se debe a los contenidos mineralógicos de las rocas que estas aguas atraviesan durante su escurrimiento hasta las depresiones. Mancilla-Villa *et al.*

(2014) enfatizan la relevancia que tiene la solubilidad y composición de las rocas en la hidro-geoquímica, donde la temperatura tiende a afectar la solubilidad, debido a que facilita la disolución de algunas sales.

Por lo tanto, la geoquímica se rige por las leyes de la química e información hidrogeológica de sistemas particulares. Por lo general, la geoquímica ha sido empleada para describir el origen de un tipo químico de agua y/o predecir su evolución. Es decir, de acuerdo con un enfoque descriptivo, analiza los factores responsables de las reacciones químicas de las aguas y su transformación (Bakalowicz, 1994).

La descripción de las aguas se puede realizar mediante varios métodos gráficos (Güler *et al.*, 2002). Algunos de ellos clasifican muestras de agua en función de su composición química mediante diagramas. Otros describen las variaciones de un parámetro utilizando histogramas y técnicas derivadas. Singhal & Gupta (2010) indican que el análisis del agua puede realizarse mediante: mapas hidroquímicos, diagramas hidroquímicos y secciones hidroquímicas. Los más destacados se enlistan a continuación: (a) Diagrama de barras de Collins, (b) Diagrama de Stiff, (c) Diagrama de Piper, (d) Diagrama de Durov, (e) Diagramas circulares, (f) Diagramas radiales, (g) Secciones hidroquímicas. No obstante, los más utilizados son el de Piper y Durov.

El diagrama de Piper identifica y describe doce tipos de agua: 1. Aguas sulfatadas y/o cloruradas, cálcicas y/o magnésicas. 2. Aguas bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas. 3. Aguas cloruradas y/o sulfatadas sódicas. 4. Aguas bicarbonatadas sódicas. 5. Aguas magnésicas. 6. Aguas cálcicas. 7. Aguas sódicas. 8. Aguas magnésicas, cálcicas y sódicas. 9. Aguas sulfatadas. 10. Aguas bicarbonatadas. 11. Aguas cloruradas. 12. Aguas sulfatadas, bicarbonatadas y cloruradas (Figura 14 a).

Finalmente, al usar el diagrama de Piper se puede llegar a las siguientes conclusiones básicas: tipo químico de agua, precipitación o solución y mezcla e intercambio iónico (Singh & Kumar, 2015). Por su parte, el diagrama de Durov, además de seguir la misma lógica del diagrama de Piper, incluye la representación gráfica de los valores de pH y la concentración iónica total (STD), para una interpretación más completa (Figura 14 b).

En conclusión, los diagramas trilineales como Piper y Durov permiten representar los datos analíticos de un muestreo completo lo que coadyuva a un análisis específico de la zona de estudio y del efecto de su geología en la naturaleza de las aguas.

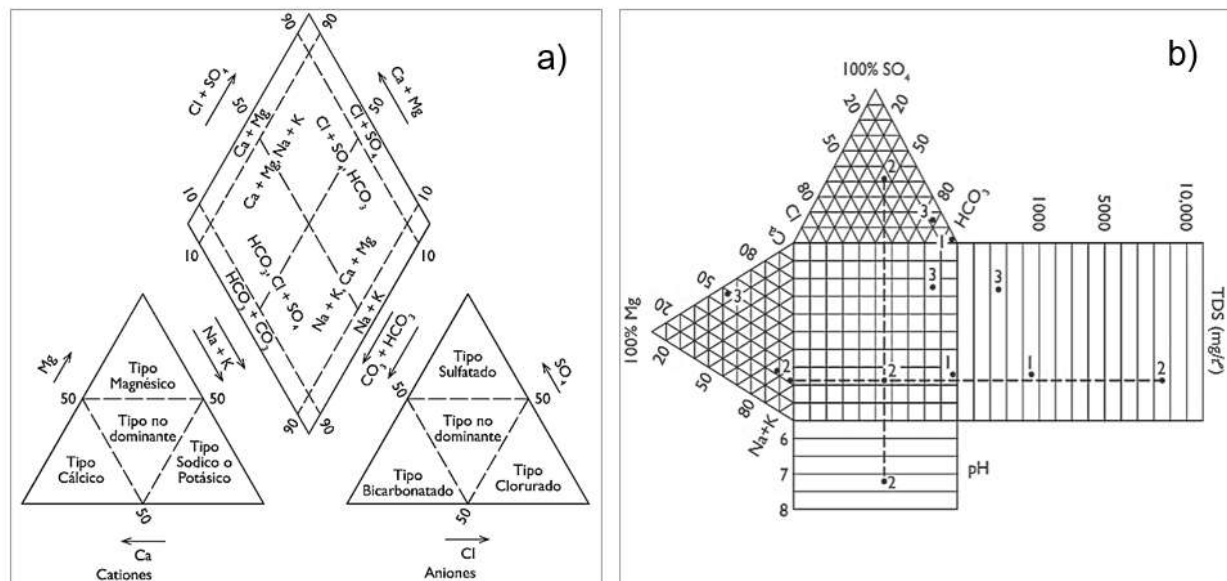


Figura 14. Diagramas de la geoquímica de aguas: a) Diagrama de Piper y b) Diagrama de Durov.

3.5.6. Sales hipotéticas

La geoquímica de las sales marca el inicio de la formación, transporte y acumulación de sales en los suelos, ya que este proceso comienza con la solución y extracción de los iones a partir de minerales en el curso de la intemperización, seguida por su precipitación y acumulación bajo condiciones físico-geográficas específicas. La secuencia de la extracción de los iones, su velocidad de migración y la capacidad de algunos de estos en acumularse en las depresiones en forma de masas de sal son proporcionales al coeficiente de la energía de los iones, el radio iónico, la valencia, y la estabilidad de la red cristalina del compuesto.

En consecuencia, en los procesos de salinización de los suelos es indispensable considerar las diferentes solubilidades de los compuestos. La solubilidad se define como una medida de la cantidad de soluto que se disolverá en un disolvente a una temperatura específica, esta propiedad afecta la movilidad y precipitación de los compuestos que pueden llegar a representar un riesgo para las plantas, además, de que esta cumple la

función de regular su máxima concentración en las soluciones de los suelos. Por lo general, la solubilidad de las sales se incrementa conforme aumenta la temperatura, asimismo las sales menos solubles son los carbonatos y las más solubles tienden a ser los cloruros y los nitratos, como se puede apreciar en la Figura 15 y en el Cuadro 15.

En soluciones complejas, la solubilidad de la mayoría de las sales cambia, como regla general la presencia en una solución de sales que tienen un ion común hace que la solubilidad de estas disminuya. Por ejemplo, la existencia en una solución de grandes cantidades de cloruro de magnesio provoca una muy fuerte disminución de la solubilidad del cloruro de sodio y ocasiona que esta precipite. Por otro lado, cuando las mezclas de sales son con iones diferentes, la solubilidad del componente que tiene el nivel inferior de solubilidad aumenta. Esto es debido a la disociación de las sales. En dicha situación las concentraciones de los iones deben aumentar para mantener la constancia del producto de la solubilidad.

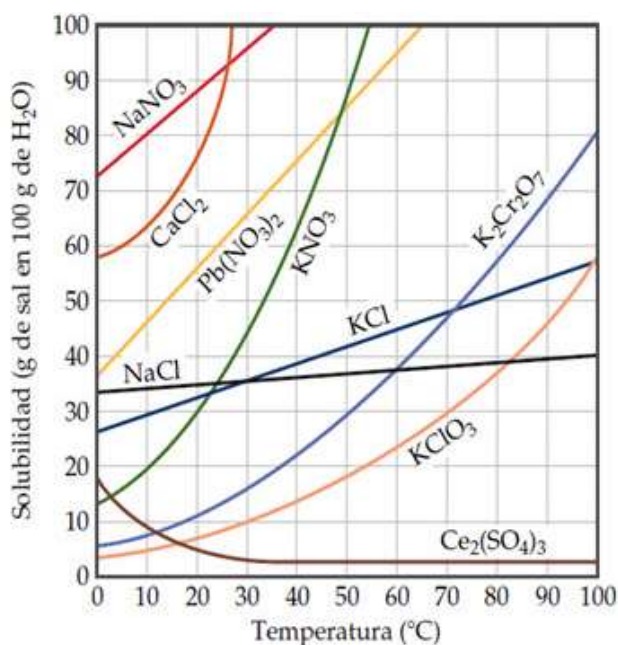


Figura 15. Solubilidad de la sal en función de la temperatura (Kovda *et al.*, 1973).

Cuadro 15. Máxima solubilidad de algunas sales en agua, a diferentes temperaturas y en soluciones saturadas.

Sales	En g por 100 g de solución						En g por 1000 g de solución					
	Temperatura en °C						Temperatura en °C					
	0	10	20	30	40	50	0	10	20	30	40	50
Na ₂ CO ₃	6.5	10.9	17.9	28.4	32.4	32.1	70.0	122.0	213.0	371.0	441.0	429.0
NaHCO ₃	6.5	7.5	8.7	10.0	11.3	12.7	68.0	80.0	93.0	107.0	121.0	137.0
Na ₂ SO ₄	4.3	8.3	16.1	29.0	32.6	31.8	45.0	90.0	185.0	373.0	430.0	415.0
NaCl	26.3	26.3	26.4	26.5	26.7	26.9	318.0	317.0	317.0	317.0	318.0	319.0
MgSO ₄	18.0	22.0	25.2	28.0	30.8	33.4	-	-	-	-	-	-
MgCl ₂	38.8	39.8	41.0	48.6	51.8	54.5	-	-	-	-	-	-
CaCl ₂	37.3	39.4	42.7	50.7	53.4	56.0	-	-	-	-	-	-
NaNO ₃	42.1	44.4	46.7	49.0	51.2	53.3	570.0	607.0	686.0	686.0	724.0	762.0
KNO ₃	11.6	17.5	24.0	31.5	39.0	46.1	125.0	194.0	279.0	384.0	498.0	614.0
K ₂ CO ₃	51.7	52.2	52.6	53.2	53.9	54.7	814.0	823.0	829.0	839.0	852.0	867.0
KHCO ³	18.4	21.5	25.2	28.5	32.2	36.0	-	-	-	-	-	-
K ₂ SO ₄	6.7	8.5	10.0	11.5	12.9	14.2	71.0	91.0	108.0	125.0	142.0	157.0
KCl	21.9	23.8	25.6	27.2	28.7	3.0	253.0	277.0	301.0	322.0	341.0	359.0

* Hasta 30°C, el precipitado contiene sal decahidratada; encima de esa temperatura, es anhidro

**Hasta 30°C, el precipitado contiene sal decahidratada; encima de esa temperatura, sal rómbica

***Hasta 30°C, el precipitado contiene sal hexahidratada; por encima de esa temperatura, tetrahidrato.

Nota: Las últimas seis sales enumeradas no se encuentran en los suelos en forma de soluciones saturadas

Fuente: Kovda *et al.*, 1973.

El producto de solubilidad se entiende como el producto de las concentraciones molares de todos los iones constituyentes, cada una elevada a la potencia de su coeficiente estequiométrico en la ecuación de equilibrio, como se observa a continuación (Avelar, 2021):



Donde C representa a un catión, A un anión y finalmente m y n son sus respectivos índices estequiométricos. Atendiendo a la definición, el producto de solubilidad estará dado por la siguiente ecuación:

$$K_{ps} = [C^{n+}]^m [A^{m-}]^n \quad (42)$$

El valor de Kps indica la solubilidad de un compuesto iónico, cuanto menor resulte menos soluble será el compuesto.

La precipitación de una sal en una solución acuosa se produce cuando la concentración de los iones en la solución es tal que el producto de solubilidad es igual o superior a la constante de equilibrio. Cuando dichas funciones son iguales, se reconoce que han alcanzado el equilibrio y, por lo tanto, la solución se denomina como saturada, al momento en que el producto de solubilidad rebasa la constante de equilibrio se denomina a la solución como sobre saturada, con una condición de desequilibrio.

En conclusión, es importante tener en cuenta las solubilidades al lixiviar los suelos salinos. El orden en que han de ser lixiviados debe ser cuidadosamente planificado de antemano, especialmente cuando las mezclas están presentes; esto es difícil de hacer sin un conocimiento profundo de las leyes de la química y de los conceptos anteriormente descritos.

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Descripción de la zona de estudio

La presente investigación tiene como objeto de estudio el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, que por su nombre involucra el río Lerma, el Lago de Chapala y el río Santiago.

En este trabajo, se incluyen las principales corrientes tributarias que se anexan a dicho sistema, desde manantiales que se incorporan a las lagunas de Almoloya, Estado de México, dando origen al río Lerma, hasta su desembocadura en el Océano Pacífico como río Santiago. De acuerdo con la CONAGUA (2015) el sistema Hidrográfico de interés se encuentra comprendido dentro de la Región Hidrológica (RH) número 12 Lerma-Santiago, definida por los límites naturales de las cuencas que la conforman y ubicada en la zona centro-occidente del país, con una extensión territorial de 132 916 km². Ésta a su vez, forma parte de la Región hidrológica-Administrativa (RHA) VIII Lerma-Santiago-Pacífico, que comprende una extensión territorial aproximada de 192 722 km², su área es mayor por considerar como límite; los márgenes de la división política municipal, con el propósito de facilitar la administración e integración de datos socioeconómicos. Para fines prácticos, el área de estudio estará delimitada por la Región Hidrológica número 12 Lerma Santiago (Figura 16).

Desde su origen, el río Lerma atraviesa hacia el noroeste del Valle de Toluca, Querétaro, Guanajuato, Michoacán y se dispersa en el lago de Chapala, donde renace como río Santiago, continuando su cauce por Jalisco y Nayarit hasta su desembocadura. Sin embargo, la Región Hidrológica también se encuentra conformada por parte de los estados de Aguascalientes y Zacatecas que fungen como áreas de nacimiento de importantes afluentes del sistema hidrográfico en estudio. Esta red hidrográfica tiene una longitud total aproximada de 7460.69 km, estimada a una escala de 1:250 000 (SNIB, 2008). Las principales corrientes tributarias son: El río Laja, río Turbio, río Angulo, río Duero, río Verde, río Juchipila, río Bolaños y río Huaynamota.

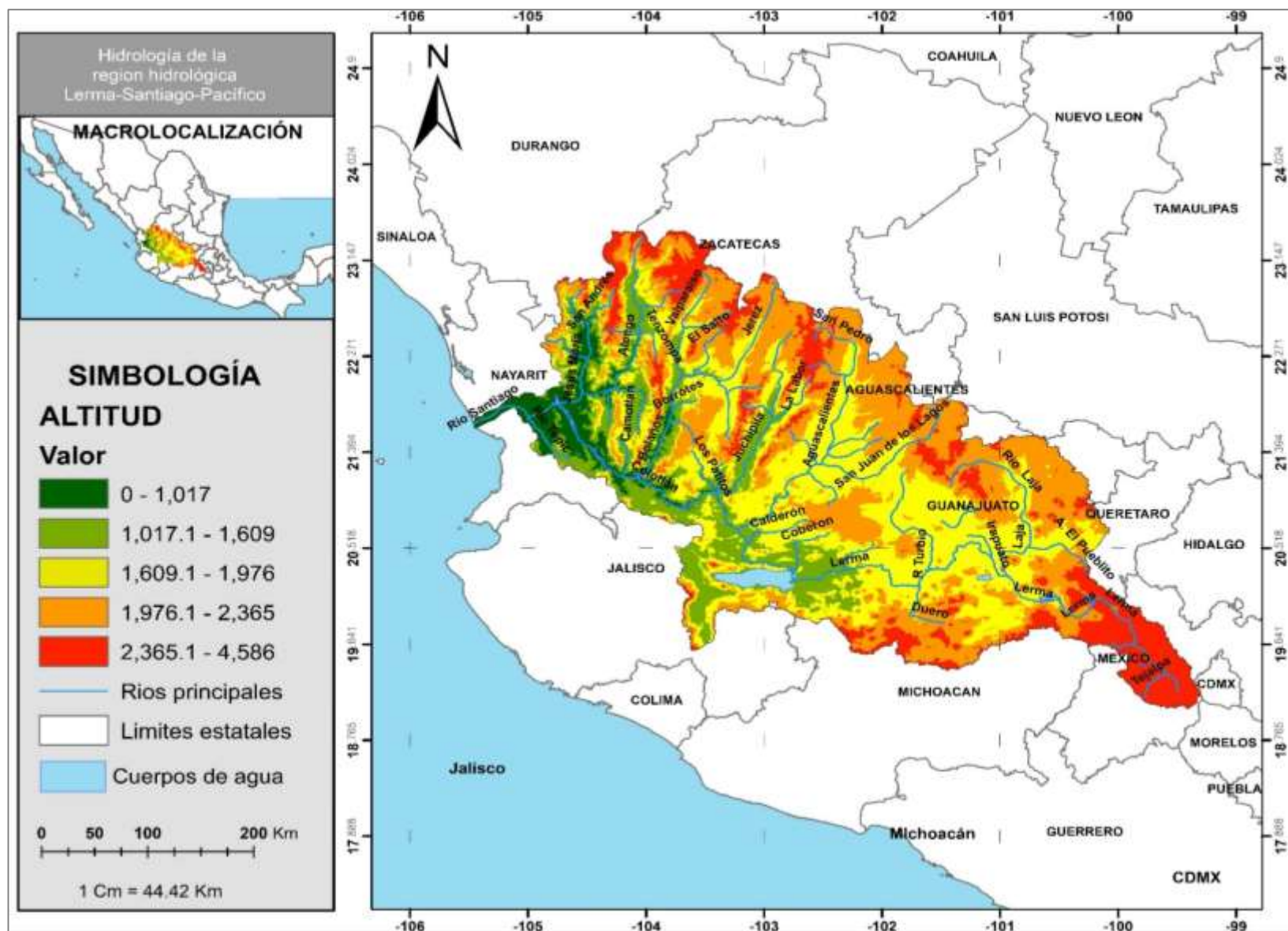


Figura 16. Localización y altitudes de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.

4.1.1. Fisiografía

La Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago, se extiende sobre cuatro provincias fisiográficas (Figura 17): Eje Neovolcánico, Sierra Madre Occidental, Mesa del Centro y Llanura Costera del Pacífico. Sin embargo, el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago queda comprendido en mayor proporción por las provincias: eje Neovolcánico y la Sierra Madre Occidental.

Provincia del Eje Neovolcánico. El Eje Neovolcánico se localiza en el centro del territorio mexicano y se extiende desde el Océano Pacífico hasta el Golfo de México, entre los paralelos 19° y 21° (Lejsec *et al.*, 1978). Tiene una longitud aproximada de 1000 km y una amplitud entre los 50 y 150 km. Esta provincia, posee las mayores elevaciones del territorio mexicano de los que destacan los volcanes: Pico de Orizaba (5650 m), Popocatepetl (5450 m), Ixtaccíhuatl (5280 m), Nevado de Toluca (4560 m) (Morrone, 2019). También se caracteriza por amplias cuencas cerradas, que permiten la formación de extensos lagos como los de Pátzcuaro y Zirahuén; depósitos de lagos antiguos, como los de la cuenca endorreica del Valle de México o bien; la presencia de cuencas hundidas, como la del lago de Chapala. En la zona occidente se encuentran los lagos más importantes de México asociados al sistema Lerma-Santiago, son una serie de lagos de origen volcánico (lago cráter), de los cuales dos se consideran de interés para este estudio, es el caso de la laguna de Tepetitlic y la laguna de Santa María del Oro (Vega de la Salazar, 2003).

Provincia de la Sierra Madre Occidental. La Sierra Madre Occidental es considerada el complejo montañoso más grande de México, comprende una extensión aproximada de 289 000 km que recorre paralelamente la costa del océano Pacífico, desde la frontera con Estados Unidos por el noreste de Sonora hasta el norte de Jalisco, conectando con el Eje Neovolcánico hacia el sur (Morrone, 2019). Parte de los territorios pertenecientes a los estados de Arizona, Sonora, Chihuahua, Sinaloa, Durango, Zacatecas, Aguascalientes, Nayarit y Jalisco se encuentran dentro de esta importante provincia. Su punto más alto se ubica en el Cerro Gordo, en el estado de Durango, con altitudes que alcanzan los 3 000 m. Al noreste de esta provincia existen ramificaciones y serranías aisladas que rodean amplios valles inter-montanos. Mientras que, en la parte occidental,

el relieve es sumamente escarpado, con numerosas y profundas hondonadas (barrancas, quebradas y cañones), con profundidades de hasta 1 800 m. Algunos ríos que fluyen hacia el Pacífico han esculpido barrancas profundas. Algunas de estas fungen como los cuces del río Santiago, Bolaños, Huaynamota y Juchipila (González-Elizondo *et al.*, 2012).

Provincia de la Mesa del Centro. La provincia fisiográfica Mesa del Centro, es una región elevada, que alcanza alturas de 2300 m en la zona sur, y alturas menores en la parte norte. Es una meseta mayormente plana que se encuentra ubicada en el centro de México. Se encuentra entre la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre Oriental, limitada al sur por el Eje Neovolcánico. Esta provincia abarca parte de los estados de Jalisco, Durango, Zacatecas, San Luis Potosí, Aguascalientes, Guanajuato y Querétaro. Al norte, la provincia comprende una mayor extensión territorial con erosión avanzada, por lo que, en esta zona predominan grandes cuencas continentales rellenas de sedimentos aluviales y lacustres (Nieto-Samaniego *et al.*, 2005). A la altura del Trópico de Cáncer, la planicie de la meseta es interrumpida por un sistema de pequeñas cadenas montañosas llamadas sierras transversales, que recorren el altiplano de este a oeste. Entre ellas se encuentra la sierra de Zacatecas, la sierra de la Breña, la sierra de San Luis y la Sierra de Guanajuato, cuyas cumbres rebasan los 2500 msnm.

Provincia Llanura Costera del Pacífico. La provincia Llanura Costera del Pacífico se extiende desde el norte del estado de Sonora, el litoral marítimo de Sinaloa y la zona norte de Nayarit, es una llanura costera alargada de unos 750 km de longitud y alrededor de 65 km de ancho, desaparece en las laderas de la Sierra Madre del Sur y la Sierra volcánica transversal, llega hasta la costa del Golfo de California. Se caracteriza por ser un relieve casi plano formado por grandes llanuras de inundación, lagos y pantanos alineados paralelamente a la costa. El suelo está conformado principalmente por materiales aluviales, transportados por los ríos que fluyen desde la Sierra Madre Occidental y desembocan en el Océano Pacífico (Bojórquez *et al.*, 2006).

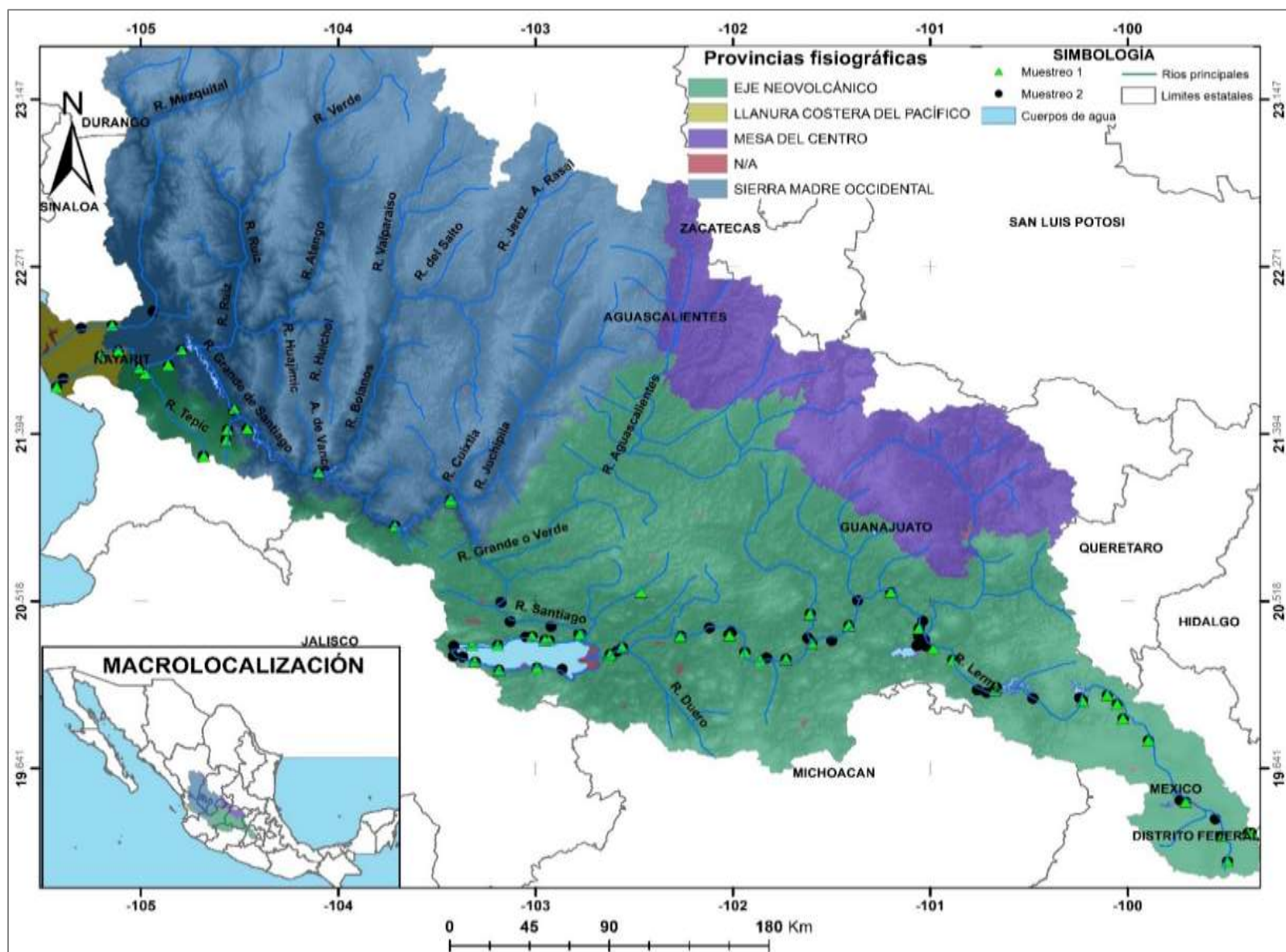


Figura 17. Mapa de las provincias fisiográficas de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.

4.1.1.1. Subprovincias

El área de estudio está conformada por un mosaico de subprovincias fisiográficas, cada una con sus propias características morfológicas, estructurales y químicas, por las que fluye la red hidrológica Lerma-Chapala-Santiago y afluentes de esta cuenca (Figura 18). El río Lerma se origina Justamente en la subprovincia de Lagos y Volcanes de Anáhuac en la vertiente nororiental del Nevado de Toluca, comenzando su trayectoria y pasando por las subprovincias: Mil Cumbres, Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo, Sierras y Bajíos Michoacanos, Bajío Guanajuatense; donde capta los aportes del río Laja y río Turbio. El recorrido continúa por una pequeña parte de la subprovincia de los Altos de Jalisco, hasta desembocar en el Lago de Chapala; que se encuentra en la subprovincia del mismo nombre. De este cuerpo de agua, surge el río fortalecido y adquiere el nombre de río Santiago. Que pasa por pequeños tramos de las subprovincias de Guadalajara y Altos de Jalisco, mientras recibe algunos afluentes originados en las zonas altas de la cuenca como el río Verde. El río Santiago sigue su curso por subprovincias que se ubican dentro de la Sierra Madre Occidental, es el caso de la subprovincia Sierras y Valles Zacatecanos, y subprovincia Mesetas y Cañadas del Sur, donde el río recibe importantes aportes de agua de las cuencas adyacentes. La trayectoria continúa en el Eje Neovolcánico por la subprovincia de la Sierra Neovolcánica Nayarita, hasta finalmente llegar a la subprovincia delta del río grande Santiago, dónde conecta con el mar, esta última pertenece a la provincia Llanura Costera del Pacífico. La Subprovincia del Delta del Río Grande de Santiago es una de las Subprovincias de importancia dentro del área de estudio, se ubica dentro del estado de Nayarit. Esta subprovincia incluye tres sistemas de topofomas: la llanura deltaica, marismas con lagunas costeras y las barras paralelas de antiguas líneas de costa (Bojórquez *et al.*, 2006). Aunque el sistema Lerma-Chapala-Santiago no recorre las subprovincias correspondientes a la provincia de la Mesa Central, tienen gran relevancia, por ser áreas de recarga de acuíferos y aporte de corrientes superficiales que se integran a dicho sistema. Las principales subprovincias dentro de la región hidrológica son; Sierra de Guanajuato, Llanuras de Ojuelos-Aguascalientes y Sierra Cuatralba.

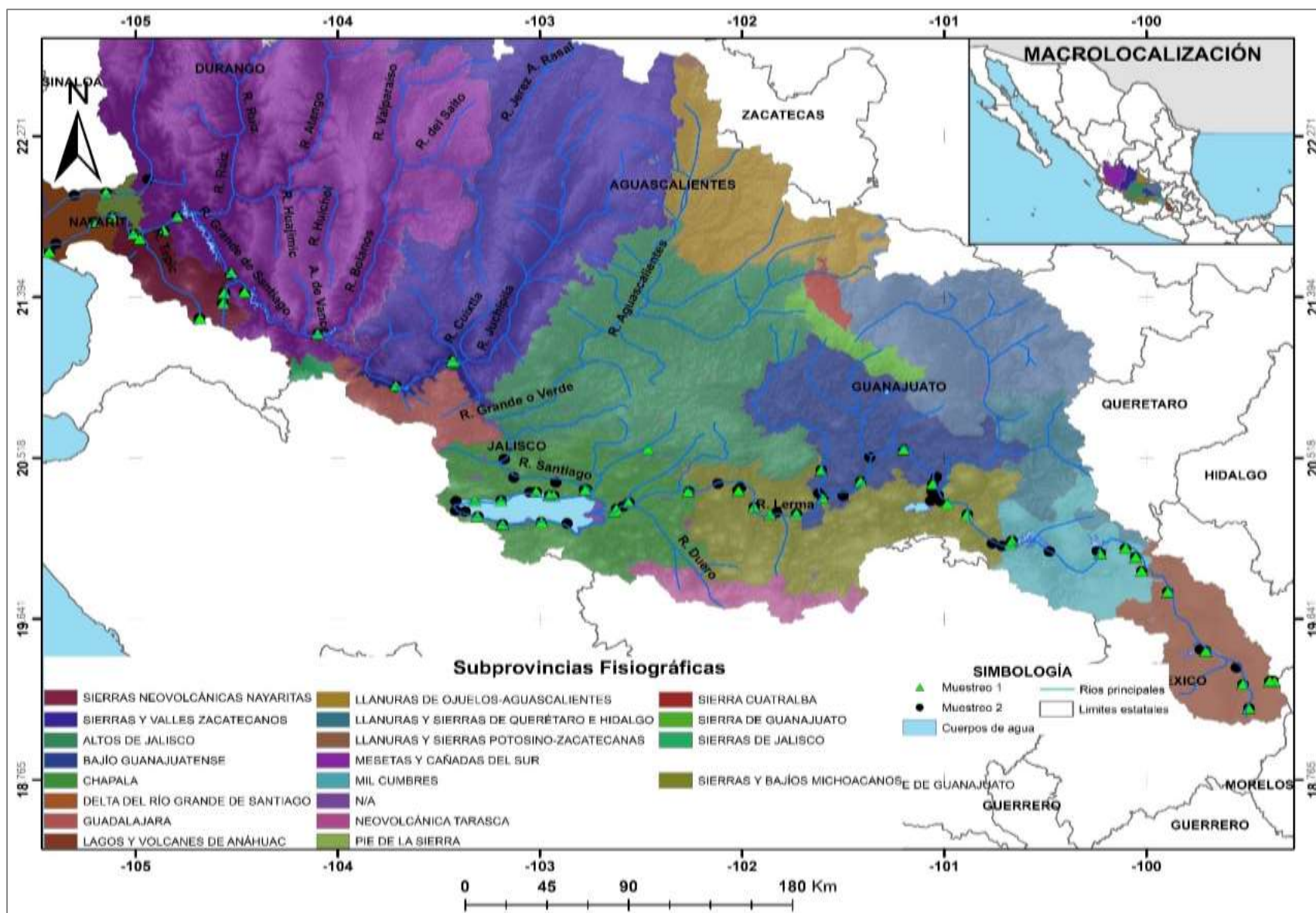


Figura 18. Mapa de las subprovincias fisiográficas de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.

4.1.2. Geología (Litología)

La geología involucra el conocimiento de los materiales que componen la corteza terrestre, el entendimiento de los diferentes procesos que actúan en ella, su origen y evolución a lo largo del tiempo (Tarbuck & Lutgens, 2013). En este sentido, las provincias fisiográficas son de gran utilidad para describir la geología del área de estudio. La Región Hidrológica (RH) 12, comprende una extensa área, compuesta por cuatro provincias fisiográficas; El Eje Neovolcánico, La Sierra Madre Occidental, la Mesa Central y la Llanura Costera del Pacífico.

De acuerdo con la información vectorial del INEGI (1999) a una escala de 1:250 000 (Figura 19). La mayor parte de la RH 12 Lerma-Santiago, se encuentra cubierta por rocas ígneas extrusivas, que abarcan casi en su totalidad la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Occidental, una parte de la provincia Eje Neovolcánico (principalmente en los Altos de Jalisco y Sierras de Jalisco) y un área de menor proporción perteneciente a la provincia Mesa del Centro (especialmente en las subprovincias; Sierras y Valles Zacatecanos, y Sierra de Guanajuato). Otra parte de la superficie de la RH se encuentra conformada por materiales sedimentarios, que cubre prácticamente en su totalidad la provincia Llanura Costera del Pacífico, también predomina dentro de la provincia Mesa del Centro y en algunas áreas de la provincia del Eje Neovolcánico, especialmente en la provincia de Chapala, parte del Bajío Guanajuatense y en la ribera del río Lerma en la subprovincia Lagos y Volcanes de Anáhuac. Con base en los datos de GEINFOMEX-SGM (2021) a una escala de 1:250 000 (Figura 20), los tipos de rocas que predominan dentro del área de estudio son: riolita, toba riolítica, andesita, ignimbrita riolítica, arenisca, basalto, aluvial, laha y material de litoral.

Geología del Eje Neovolcánico. La provincia del Eje Neovolcánico es considerada como una enorme masa de rocas volcánicas, derrames de lava y otras manifestaciones ígneas de la era Cenozoica, por lo que se describe como un arco volcánico continental de edad Mioceno-Cuaternario de composición principalmente andesítica. No obstante, las lavas máficas que conforman el distrito de Nayarit, tienden a ser calco-alcalinas a transicionales. Mientras que el sector central del Cinturón Volcánico Transmexicano se

caracteriza por dos distritos basálticos: el Jalisco-Guanajuato y el Querétaro-Hidalgo (Ferrari *et al.*, 2000).

Geología de la Sierra Madre Occidental- La Sierra Madre Occidental, destaca por ser una de las provincias ígneas silíceas más grandes del mundo y de la era Cenozoica. Su origen derivó de eventos magmáticos y tectónicos durante el Cretácico-Cenozoico. Una característica importante de la Sierra Madre Occidental es una extensa cubierta de ignimbritas, que comprende una superficie estimada de 300 000 km². Las capas más recientes están constituidas principalmente por riolitas y tobas, que corresponden al Plioceno y Pleistoceno, además existe en el área presencia de basaltos alcalinos (Ferrari *et al.*, 2005, González-Elizondo *et al.*, 2012).

Geología de la Mesa del Centro. Dentro de la zona que comprende provincia Mesa del Centro, las condiciones marinas prevalecieron hasta finales del Cretácico. La Mesa Central está constituida por un talud y por facies arrecifales; hacia el centro de la provincia prevalecen rocas de cuenca marina que constituyen secuencias de lutita y arenisca calcáreas y culminan con arenisca que contiene clastos de rocas volcánicas, a este conjunto se le ha denominado Cuenca Mesozoica del Centro de México. Por otra parte, el valle de Aguascalientes tiene características muy particulares, a pesar de que se encuentra dentro de la zona sur de dicha provincia, es un área montañosa cubierta por rocas volcánicas cenozoicas (Nieto-Samaniego *et al.*, 2005).

Geología de la Llanura Costera del Pacífico. El origen de esta provincia se explica por las transgresiones marinas ocurridas durante el Cuaternario. Hace aproximadamente 18 000 años, durante la última glaciación, que elevó el nivel del mar y cubrió toda el área de la Llanura. Consecutivamente hace aproximadamente 4750-3600 años, los movimientos neotectónicos, causaron la elevación del relieve, dando lugar a un proceso regresivo del mar que persiste hasta nuestros días, como consecuencia de este fenómeno, los ríos edificaron un extenso y complejo sistema deltaico que hoy es parte de la plataforma continental del estado de Nayarit (García-Sancho *et al.*, 2009).

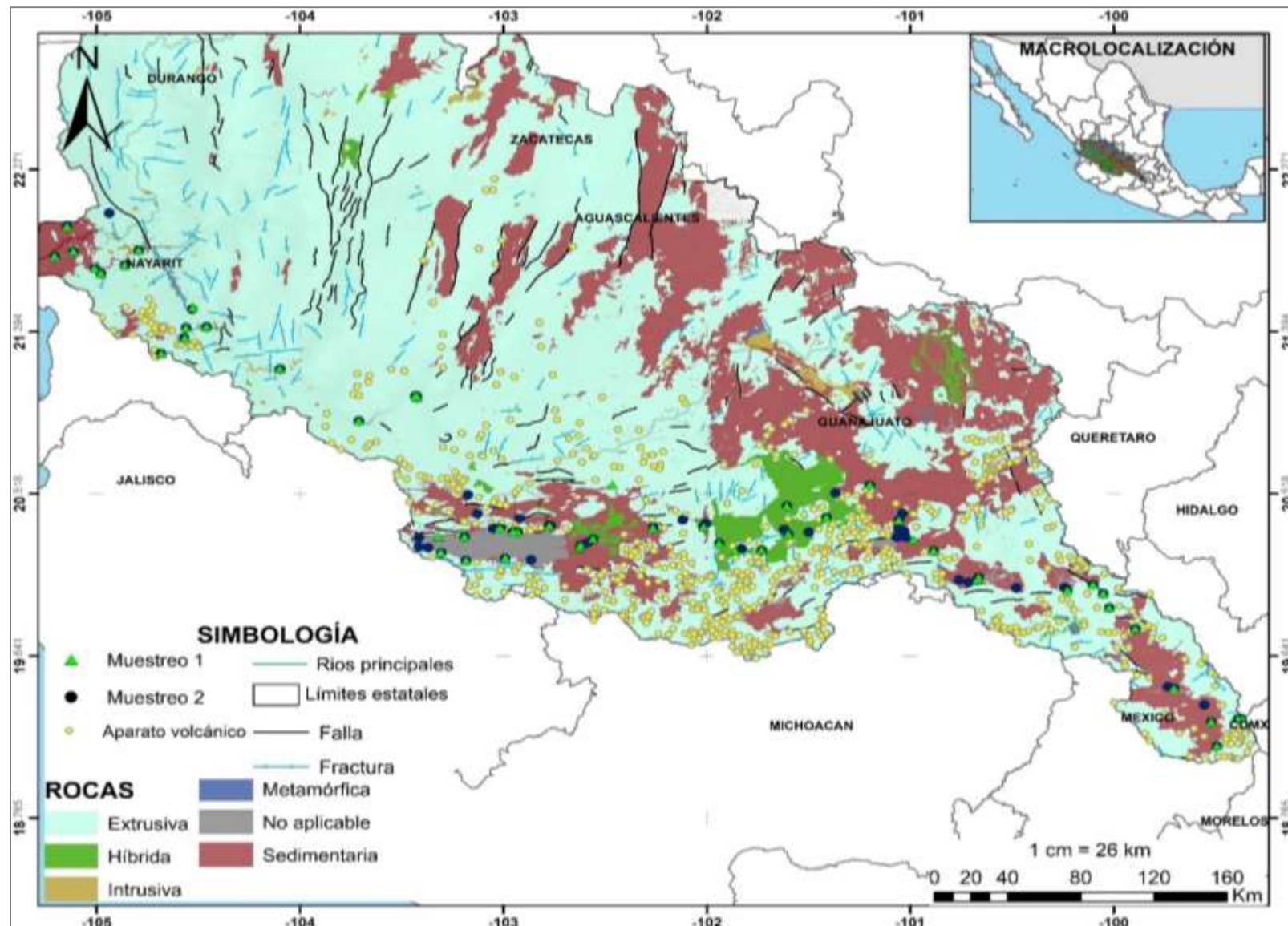


Figura 19. Mapa de la geología de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.

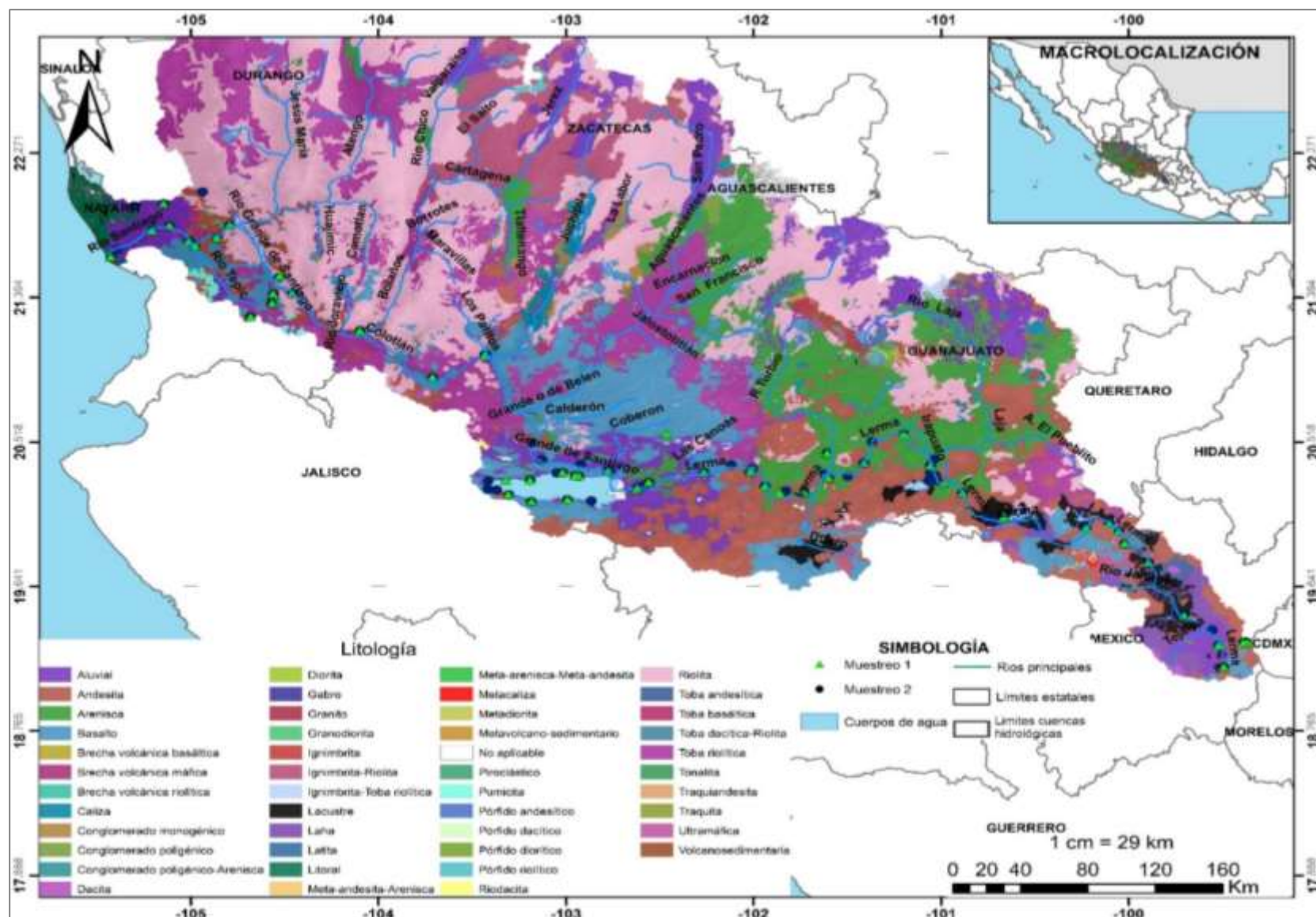


Figura 20. Mapa de la litología de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.

4.1.3. Suelos

Dentro de la Región hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago existe una gran diversidad de suelos, debido a que es una extensión territorial amplia que aborda diferentes climas, relieves, vegetación, geología (material parental), entre otros factores que intervienen en la formación de suelos y que obedecen a las condiciones características de cada zona. Dentro de los factores que intervienen en los procesos de formación de suelo; el tiempo juega un papel muy indispensable.

De acuerdo con datos vectoriales edafológicos a una escala de 1:250 000 (SINAB, 2014), los tipos de suelos que más predominan en el área de estudio son: Vertisoles, feozem, planosoles, litosoles, regosoles y luvisoles. En menor proporción, se observan los cambisoles, andosoles y fluvisoles (Figura 21).

Los vertisoles se concentran principalmente en la región del bajío, ubicado en Centro norte-Occidente de México, abarcando una gran franja de Guanajuato, Querétaro, Michoacán y una pequeña extensión de territorio que rodea al lago de Chapala. El río Lerma pasa por una amplia zona de vertisoles, desde Querétaro hasta el lago de Chapala. Por otra parte, los Feozem se presentan como grandes manchones o extensiones de superficie que se distribuyen por toda la cuenca, pero se observa mayor presencia en los acantilados de la Sierra Madre Occidental y parte de la sierra de Guanajuato y Querétaro, el río Bolaños y el río Laja circulan por este tipo de suelos. Los planosoles, ganan presencia en los territorios limítrofes entre Guanajuato y Aguascalientes, prácticamente en la parte media de la cuenca. En cambio, los litosoles se encuentran en la parte media-alta de la región hidrológica, tienen una mayor presencia en la zona correspondiente a la provincia de la Mesa del Centro. El regosol se encuentra distribuido principalmente en la Sierra Madre Occidental, hacia la zona norte, principalmente en el territorio del estado de Nayarit, Durango y parte de Zacatecas, el río Ruiz, el río San Pedro y una parte del río Santiago circula por regosoles.

Los fluvisoles se encuentran en pequeñas extensiones de terreno ubicados en las partes bajas de la cuenca, especialmente en las llanuras costeras, por donde desemboca el río Santiago.

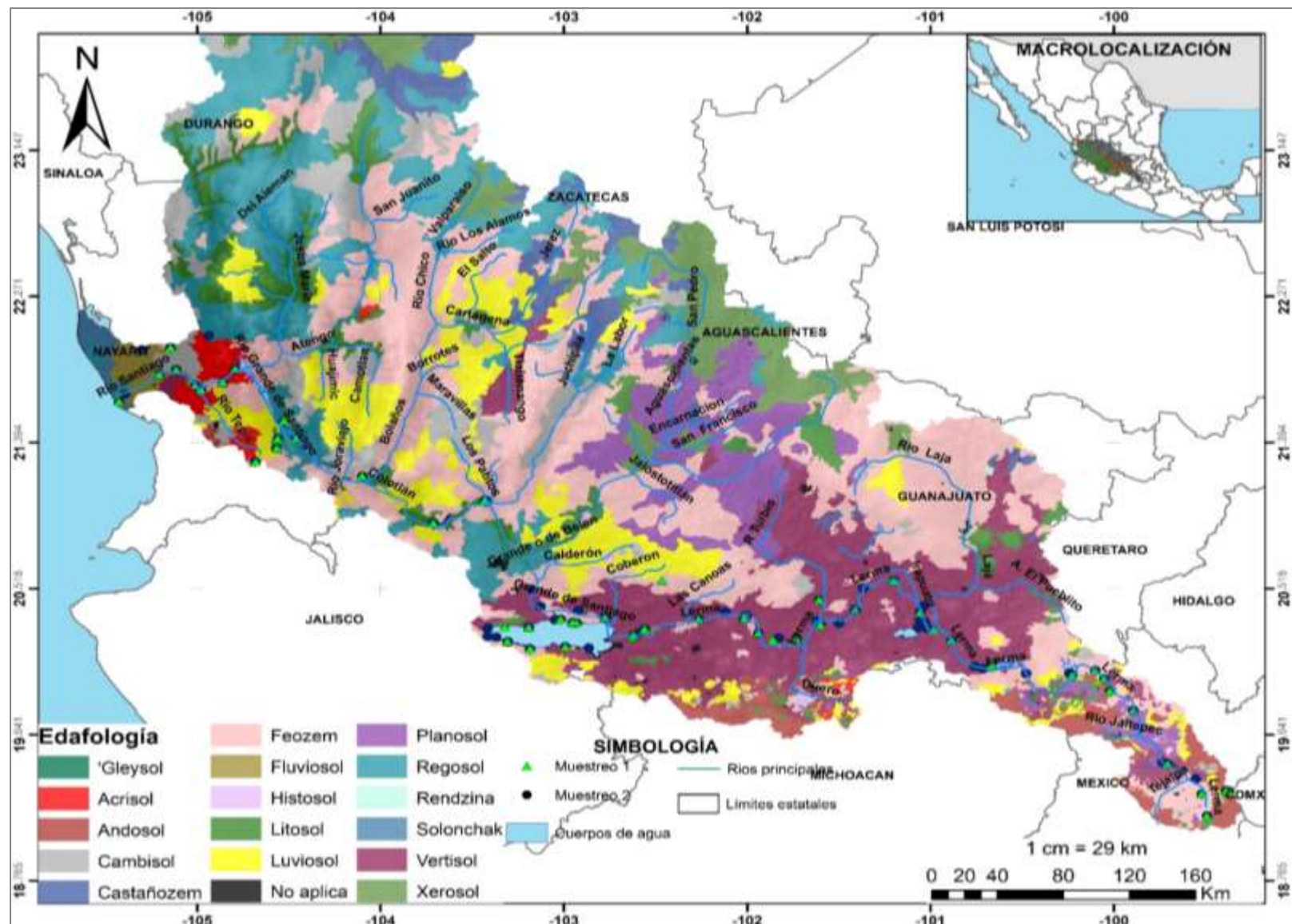


Figura 21. Mapa de los suelos de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.

4.1.4. Uso de suelo y vegetación

Dentro de la Región Hidrológica (RH) 12, el uso de suelo y vegetación se presenta como un mosaico de diversidad, que depende de factores interrelacionados como: la geología y el clima (Morrone, 2019). En esta región existen cuatro provincias, que difieren en relieve, altitudes, clima y origen geológico. Estas diferencias ambientales, se reflejan en el establecimiento de distintos tipos de biota y en las aptitudes para un uso de suelo.

De acuerdo con el Sistema Nacional de información sobre la Biodiversidad (SNIB, 2017), basados a una escala de 1:250 000, (serie VI: Datos generados en el 2016) (Figura 22). El territorio que abarca la cuenca del Lerma-Chapala, se caracteriza por extensas áreas destinadas a la agricultura, tanto de riego como de temporal, se podría asegurar que dentro de toda la Región Hidrológica más del 70% de los suelos agrícolas se localizan principalmente en la provincia del Eje Neovolcánico y parte de la Meseta Central. Dentro de las vastas extensiones dedicadas a la agricultura, en la cuenca Lerma-Chapala, se encuentran pequeños manchones que representan áreas con vegetación secundaria, pastizal y bosque de encino y pino-encino, este último, ubicado en las mayores altitudes dentro de la provincia Mesa Central

En la cuenca del río Santiago, existen muy pocas áreas destinadas a la agricultura, localizadas principalmente en pequeñas zonas próximas a las riberas de los ríos; Juchipila, Tlaltenango, Patitos, Jerez y río Chico, dentro de la Sierra Madre Occidental. Sin embargo, en las llanuras que se extienden hacia el Océano Pacífico, la agricultura desempeña un papel muy importante para la producción agrícola, puesto que siete municipios viven principalmente de esta actividad, produciéndose una gran variedad de cultivos, entre ellos: el tabaco, jitomate, chile, sandía, melón, mango, etc. Cabe destacar que entre la vegetación natural asociada a las marismas se encuentra; el manglar y la vegetación halófila, el bosque tropical caducifolio y el matorral espinoso. Dentro de la cuenca del río Santiago existe una franja del eje Neovolcánico que se extiende hasta Tepic, donde se presentan áreas agrícolas, zonas de vegetación secundaria, bosque y pastizales. La cuenca del río Santiago se encuentra mayormente cubierto por la Sierra Madre Occidental, por lo que predominan los bosques (pino y pino-encino) y vegetación secundaria, con pequeños manchones de pastizal. También existen pequeñas

superficies de selva, cerca de la rivera de algunos ríos como el río Colotlán, río Bolaños, río Cartagena, río Atengo, perteneciente al estado de Jalisco y sobre toda la ribera del río Santiago cerca de la presa Aguamilpa y el río Huaynamota, abarcando algunos poblados como; las Guineas de Guadalupe, Acatlán de las piñas, El Venado, La Palmita, Las Higueras, por mencionar algunas. La superficie destinada a la agricultura de riego dentro de la Región hidrológica (RH)¹² Lerma-Santiago es de aproximadamente 15 928 km², se ubican principalmente en la subprovincia Bajío Guanajuatense y subprovincia de Chapala, abarcando parte de los estados de Guanajuato, Michoacán y Jalisco, cerca de la vertiente del río Lerma, en los Distritos de Riego (DR): Alto Río Lerma (011), La Begoña (085), Rosario-Mezquite (087), Morelia (020), Ciénega de Chapala (024), Zamora (061), Estado de Jalisco (013), Jalisco Sur (094) y Tuxpan (045). Otras superficies de riego se encuentran en las Planicies Costeras de Nayarit (DR 043), en Aguascalientes (en las zonas aledañas a los ríos San Pedro y Encarnación, DR 001), en la provincia Sierras y Valles Zacatecanos (DR 034) y en el Estado de México (DR 033). Aunque la agricultura de riego está ganando terreno, aún sigue predominando la agricultura de temporal, abarcando un área aproximada de 35 685 km², que se distribuyen por toda la cuenca Lerma-Chapala, comprende de manera especial los Altos de Jalisco, expandiéndose por las Llanuras de Ojuelos-Aguascalientes. De igual manera cubre parte de los Lagos y Volcanes de Anáhuac, Mil Cumbres y Llanuras, y Sierras de Querétaro e Hidalgo (Figura 23).

De acuerdo con los datos del Servicio de Información Agroalimentaria y pesquera (SIAP, 2021), los cultivos que más predominan dentro del bajío son: maíz, sorgo, trigo, cebada, alfalfa, frijol, brócoli, garbanzo, esparrago y hortalizas (distribuidos en los DR: Alto Río Lerma, La Begoña y Rosario Mezquite). En el Distrito Ciénega de Chapala predomina el maíz, trigo, cártamo, garbanzo, cebada y avena, además de caña de azúcar, algunas hortalizas y aguacate. En el distrito de Zamora además de los cultivos de grano, predomina la fresa y zarzamora. En el Distrito de Riego Estado de Jalisco, prevalecen los cultivos de cártamo, sorgo, trigo, avena y maíz, además de agave (agricultura de temporal) y algunas hortalizas.

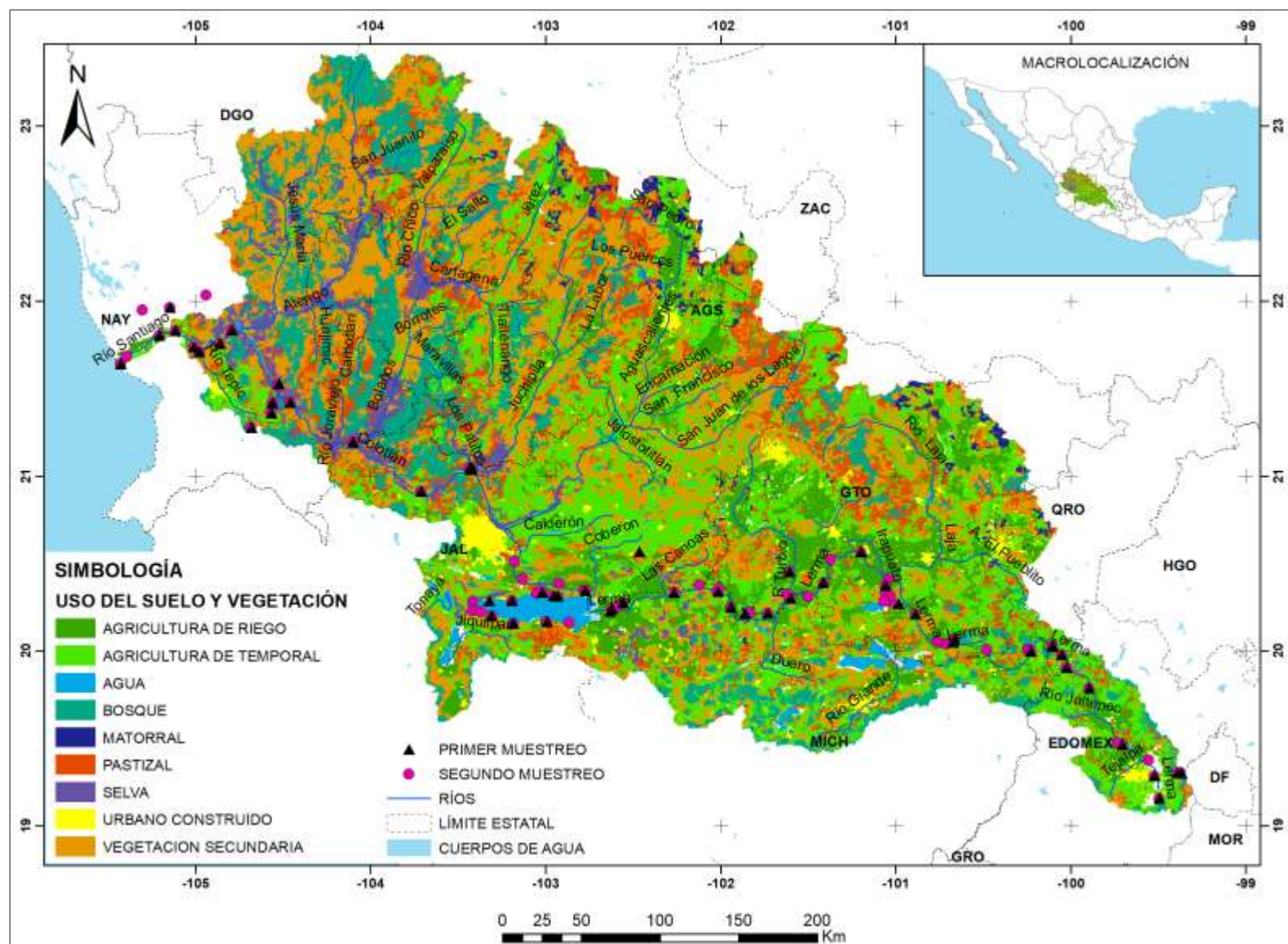


Figura 22. Mapa de los usos de suelo y vegetación de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.

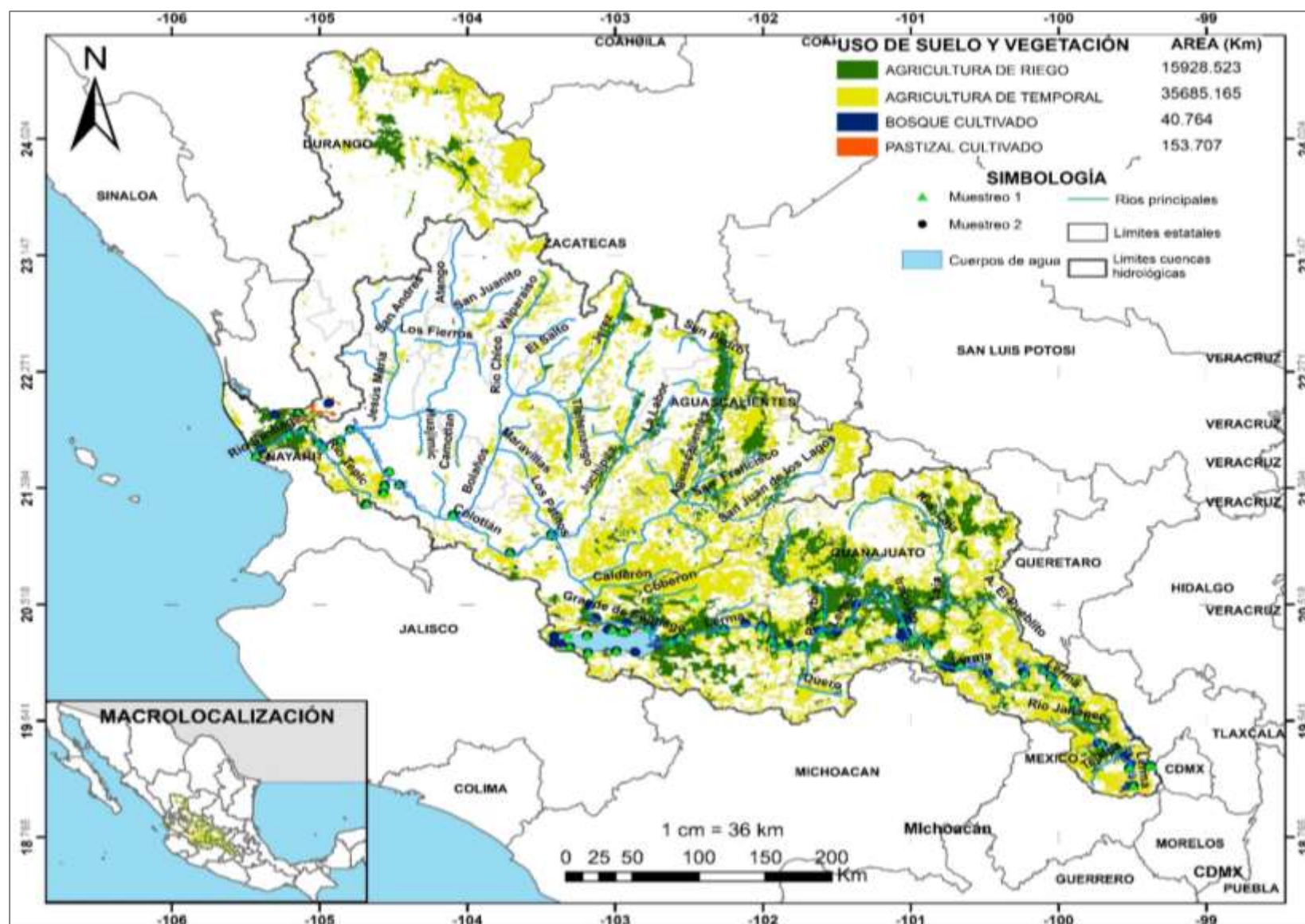


Figura 23. Mapa de la superficie de suelo destinado a la agricultura de riego y temporal en la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.

4.1.5. Clima

Los climas que prevalecen en la región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago, de acuerdo con los datos vectoriales de SINAB (2008) (Figura 24) son del grupo A (clima cálido), lo que indica; que ningún mes llega a temperaturas medias inferiores a 18°C y las precipitaciones anuales son superiores a la evaporación. Estos climas se extienden en el Pacífico desde el paralelo 24° N hacia el sur, desde el nivel del mar hasta una altitud de 1 000 m (García, 1988). Sus variantes son los climas cálidos húmedos con lluvias en verano A(m) y cálidos subhúmedos con lluvias en verano A(w) (junio, julio, agosto y septiembre). De acuerdo con los datos de precipitación pluvial normal recabados entre 1981 a 2010 por la CONAGUA (2018), en la Región Hidrológica Administrativa VIII Lerma-Chapala-Santiago, se concentra la mayor precipitación en los meses de junio (131.3 mm), julio (196.5 mm), agosto (179.9 mm) y septiembre (152.8 mm). Cabe aclarar que los meses de junio y octubre actúan como transición entre temporada de estiaje y lluvias, respectivamente. Los grupos C (climas templados lluviosos), se ubican en altitudes superiores de 1000 m, donde la temperatura media, por lo menos en un mes, desciende por debajo de los 18°C. Los climas templados subhúmedos con lluvias en verano C(w) se presentan en las grandes áreas montañosas y mesetas del país, especialmente en las montañas del centro y sur de México. En la provincia Mesa del Centro la precipitación aumenta en verano, por el efecto de los movimientos convectivos del aire y a causa de la influencia de los ciclones tropicales. En la parte norte y centro de la Sierra Madre Occidental, se presentan estos climas con una proporción de lluvia invernal relativamente alta. Asimismo, en las vertientes interiores y en las del Océano Pacífico, situadas al sur del Trópico, el porcentaje de lluvia invernal tiende a ser menor del 5% de la anual (García, 1988). En las zonas altas de la SMO, estos climas son representativos del Valle de México, y zonas altas de Guanajuato, Querétaro y Michoacán. En la parte alta de la cuenca, correspondiente a la zona norte del estado de Guanajuato, Zacatecas, Aguascalientes y una parte de Durango, se observan los grupos BS referente a los climas secos o áridos; las precipitaciones anuales son inferiores a la evapotranspiración potencial anual.

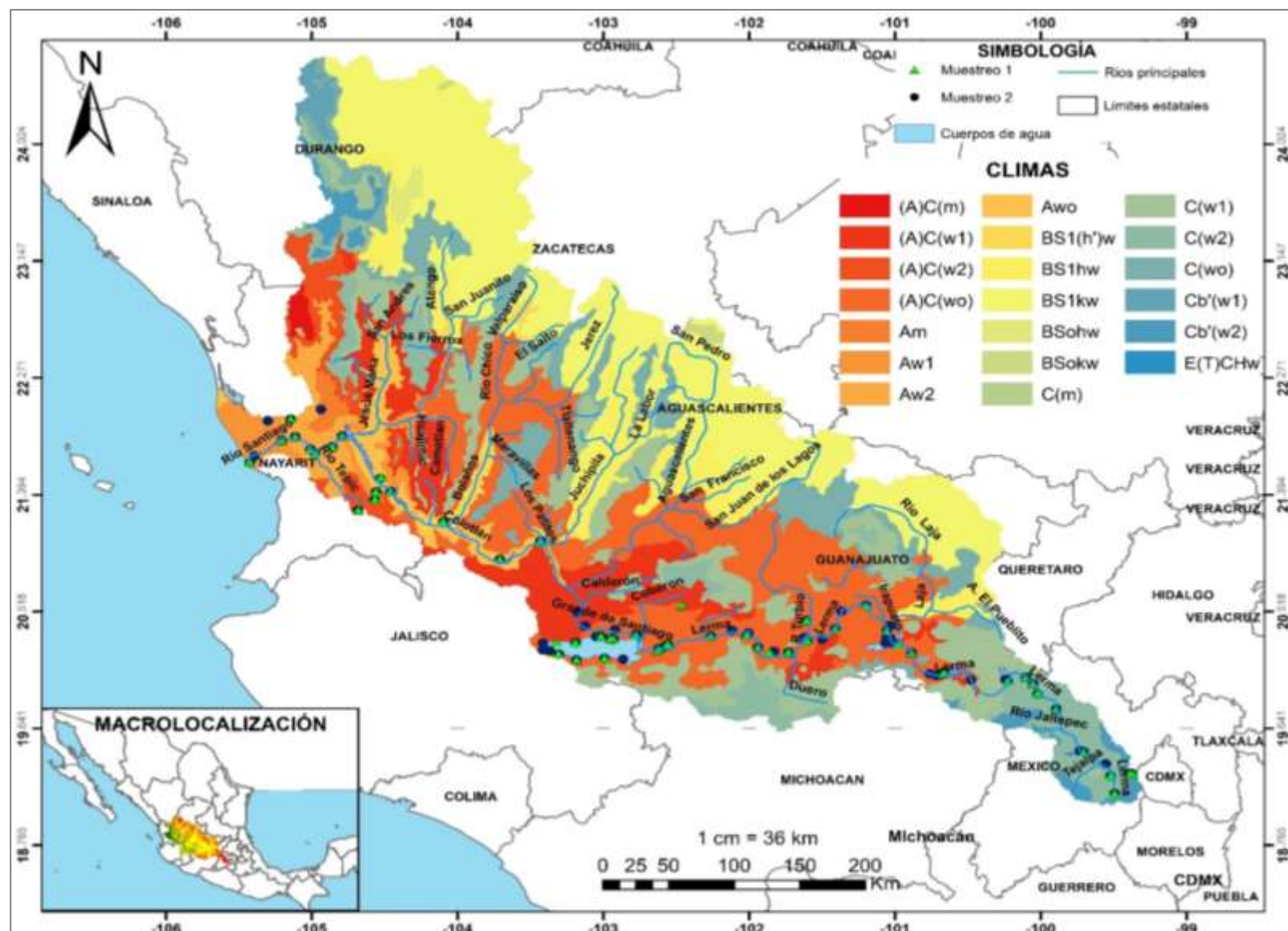


Figura 24. Mapa de los climas de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.

4.1.6. Hidrología

El río Lerma, el Lago de Chapala y el río Santiago, en conjunto forman uno de los sistemas fluviales más importantes del país (Figura 25). Para fines prácticos, la región hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago, se subdivide en dos grandes cuencas para su estudio; la cuenca Lerma- Chapala y la cuenca del río Santiago (Figura 26). La cuenca del río San Pedro, se anexa por la extracción de algunas muestras.

Cuenca Lerma-Chapala. La cuenca alta del río Lerma comprende parte del Valle de Toluca en el Estado de México, donde se origina. Nace inicialmente de la laguna de Almoloya del río, sus primeros afluentes son los torrentes de la vertiente nororiental del Nevado de Toluca, que fluyen hacia el noreste y este del valle. La vertiente del río Otzolotepec, que proviene de la Sierra de las Cruces, es el primer afluente de relevancia para el río Lerma, por la gran cantidad de agua que aporta (Maderey & Jiménez, 2001). Desde su origen, el río Lerma realiza su recorrido atravesando los Estado de México, Querétaro, Guanajuato, Michoacán y Jalisco donde finalmente descarga sus aguas en el Lago de Chapala, este río, en ocasiones, funge como límite natural entre dichos estados. Durante su trayecto el Lerma recobra fuerza debido a sus corrientes tributarias que se le van anexando, es el caso del río Laja, el río Turbio y el río Duero. Las presas más importantes dentro de esta cuenca son, la presa Tepuxtepec, la presa derivadora Temascalcingo y la presa Solís,

Cuenca del río Santiago. El río Santiago comienza su curso desde el Lago de Chapala, donde ingresa el río Zula. Durante su trayecto recibe las aportaciones de los ríos; Verde, Juchipila, Bolaños y Huaynamota, que se integran a la corriente por el margen derecho. Una parte del cauce del río Santiago es originada por una gran fractura que formó grandes cañones y profundos arroyos que desembocan en la corriente principal. En esta cuenca se han instalado grandes presas hidroeléctricas, como es el caso de las presas: La Yesca, Aguamilpa, Santa Rosa y El Cajón. A demás, se encuentran dos cuerpos de agua de origen volcánico: los lagos cráter de Santa Maria del Oro y la laguna de Tepeltitit, cerca de Tepic, Nayarit.

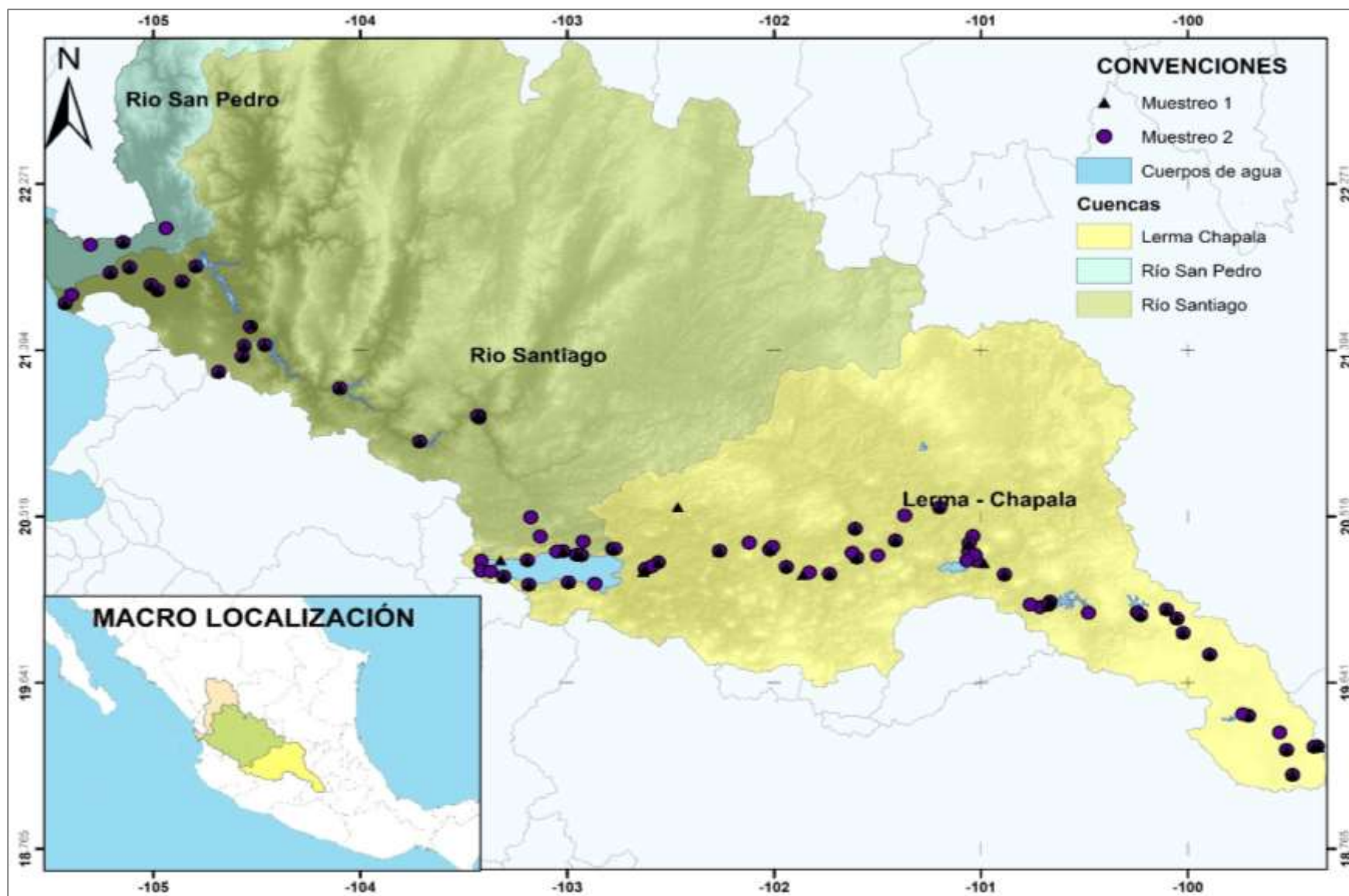


Figura 26. Mapa de la hidrología de la Región Hidrológica (RH) 12 Lerma-Santiago.

4.2. Ubicación de los sitios de muestreo

Para esta investigación, se implementó el muestreo no probabilístico, este tipo de muestreo es muy común en los estudios de carácter exploratorio, donde lo que destaca es la riqueza, calidad y profundidad de la información, por sobre la generalización, la cantidad y estandarización (Salamanca & Masrtín-Crespo, 2007).

Se realizaron dos recorridos en distintas fechas, el primero se llevó a cabo en el mes de septiembre del año 2018 (Figura 27), donde se establecieron 58 sitios de muestreo. Mientras que el segundo muestreo se realizó en los meses de mayo-junio del 2019 (Figura 28) con 85 sitios de muestreo. Los dos recorridos fueron planeados previamente con la finalidad de adquirir un panorama amplio sobre las características fisicoquímicas y composición iónica del agua que circula por el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Por lo que, se incluyeron los sitios; de descargas de aguas residuales, presas, ríos tributarios, canales de riego, lagos, lagunas y otros cuerpos de agua de interés, por su influencia en el sistema hidrográfico o que pudieran servir como muestras de referencia, es el caso del manantial de aguas termales El Borbollón y el río San Pedro, este último pertenece a otra cuenca, que lleva su mismo nombre.

Todas las estaciones de muestreo fueron referenciadas con la ayuda de un Sistema de Posicionamiento Global (GPS Garmin® Etrex Venture HC). En cada sitio se tomó una muestra simple con su repetición correspondiente, de acuerdo con la metodología planteada por la Norma Mexicana NMX-AA-003-1980 (SCFI, 1980) y la Norma Mexicana NMX-AA-014-1980 (SCFI, 1980) la primera norma establece los lineamientos y procedimientos para el muestreo de aguas residuales y la segunda se refiere a los lineamientos generales y recomendaciones para los cuerpos receptores de aguas superficiales. Además, en cada sitio se realizó la medición de la temperatura del agua, siguiendo la metodología de la Norma Mexicana NMX-AA-007-SCFI-2013 (SCFI, 2013).

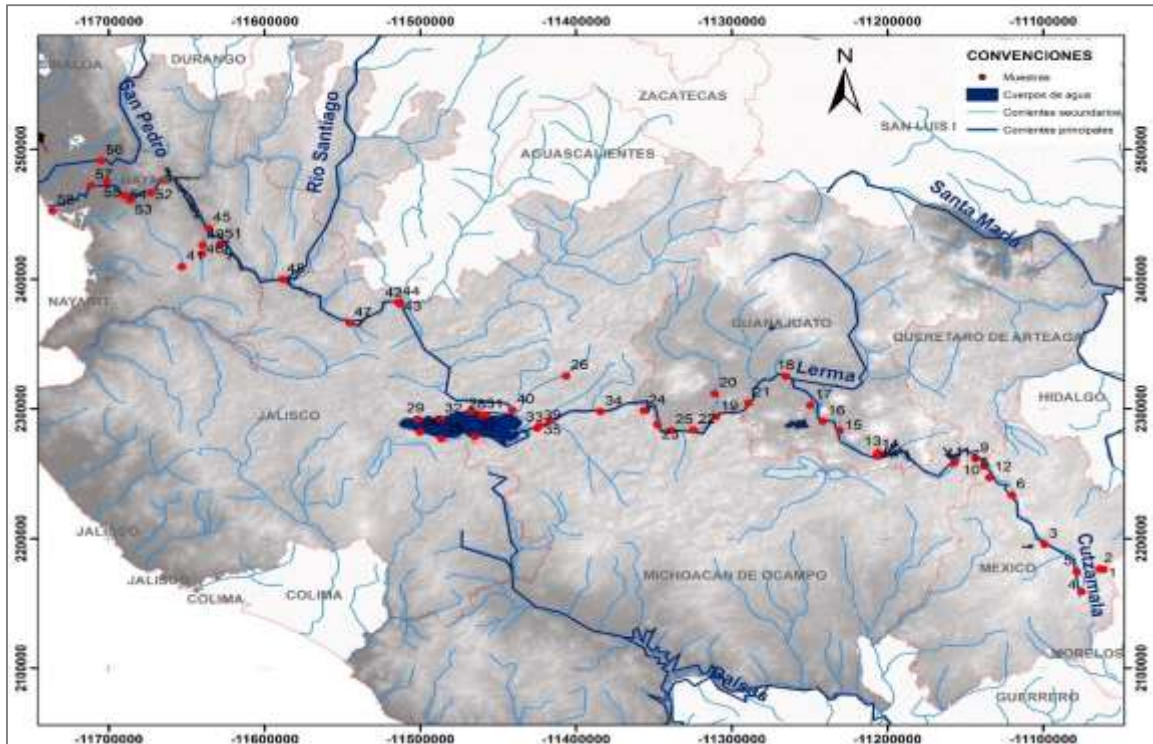


Figura 27. Ubicación de los sitios de muestreo, septiembre 2018.

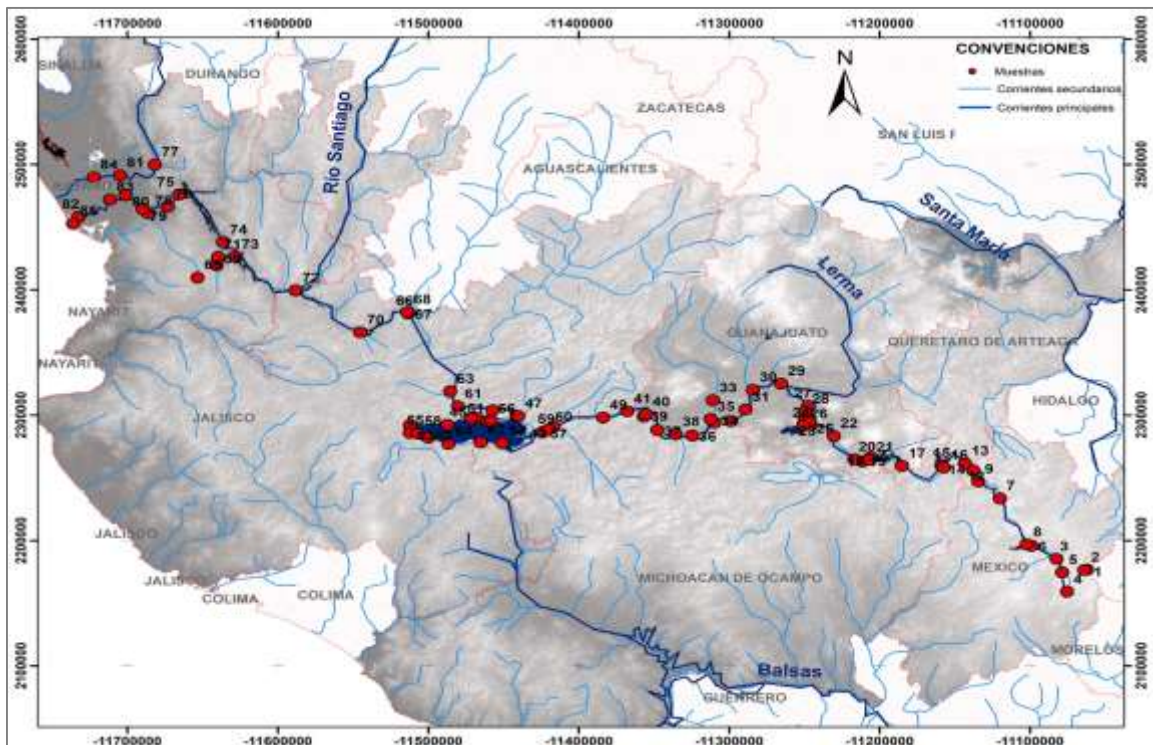


Figura 28. Ubicación de los sitios de muestreo, junio 2019.

4.3. Análisis de laboratorio

Se realizaron determinaciones físicoquímicas en cada una de las muestras en el laboratorio, con el objetivo de conocer la composición y concentración iónica del agua que circula por la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

Los constituyentes iónicos que se analizaron son; calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), sodio (Na^+), potasio (K^+), carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-), cloruros (Cl^-), sulfatos (SO_4^{2-}), nitrógeno de nitratos (N-NO_3^-), silicio (SiO_2^{2-}), boro (B^{3+}) y fósforo de ortofosfatos (P-PO_4^{3-}). También se midió: el potencial de hidrogeno (pH), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), conductividad eléctrica (CE), residuo seco evaporado (RSE) y residuo seco calcinado (RSC) (

Cuadro 16).

Cuadro 16. Métodos utilizados en las determinaciones en el laboratorio.

Determinación	Método
pH	Potenciómetro marca Hanna Instruments pH 210 (APHA, 1998. 4500 H+ B)
CE	Puente de conductividad eléctrica Hanna Instruments 255 (APHA, 1998. 2510 B)
RSE	Gravimetría. Mediante estufa marca Hot-Plate modelo 2200 Thermolyne (APHA, 1998. 2540 D)
RSC	Gravimetría. Utilizando mufla Lindberg (APHA, 1998. 2540 E)
Calcio y Magnesio	Volumétrico. Titulación con EDTA 0.01N, Indicador Eriocromo Negro T (APHA, 1998. 3500 Ca B)
Calcio	Volumétrico. Titulación con EDTA 0.01N, Indicador Indicador Murexida (APHA, 1998. 3500 Ca B)
Sodio y Potasio	Flamometría. Usando flamómetro IL Autocal Flame Photometer 643, $\lambda=589$ nm soluciones estándar (140 meq L^{-1} para Na y 5 meq L^{-1} para K (APHA, 1998. 3500-Na y K B)
Carbonatos	Volumétrico. Titulación con ácido sulfúrico 0.01N, Indicador Fenoftaleína (APHA, 1998. 2320 B)
Bicarbonatos	Volumétrico. Mediante titulación con ácido sulfúrico 0.01N, Indicador Anaranjado de Metilo (APHA, 1998. 2320 B)
Cloruros	Método Mhor. Mediante titulación con nitrato de plata 0.01N, Indicador Cromato de Potasio al 5% (APHA, 1998. 4500- Cl B)
Sulfatos	Turbidimetría. Espectrofotómetro Jenway modelo 7305, $\lambda=420$ nm. (APHA, 1998. 4500-SO42- E)
Ortofosfatos	Colorimetría. Espectrofotómetro Jenway modelo 7305, $\lambda=690$ nm. (Rodier, 1978)
Boro	Colorimetría. Espectrofotómetro Jenway modelo 7305, $\lambda=420$ nm. (Rodier, 1978)
Nitratos	Colorimetría. Espectrofotómetro Jenway modelo 7305, $\lambda=410$ nm. (Robarge <i>et al.</i> , 1983)
Silicio	Colorimetría. Espectrofotómetro Jenway modelo 7305, $\lambda=650$ nm. (APHA 1989, 4500 SiO2 E)

Nota: En este cuadro no se hace referencia a la presión osmótica (P.O), debido a que esta no fue medida en el laboratorio, se calculó mediante la fórmula universal $\pi = MRT$ (Chang & Goldsby, 2013)

4.4. Formas de comprobar los análisis químicos de las aguas

Los métodos de validación para las determinaciones analíticas realizadas en el laboratorio se fundamentan en los Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998). Estos son aplicables siempre y cuando los análisis de las muestras de agua sean relativamente completos, lo que involucra la medición de: potencial de hidrogeno (pH), conductividad eléctrica (CE), sólidos totales disueltos (STD) y los principales componentes aniónicos y catiónicos del agua. Son cinco los métodos descritos por APHA (1998), los cuales se mencionan a continuación.

4.4.1. Balance de aniones y cationes

La suma de aniones y cationes expresada en miliequivalentes por litro ó $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ debe equilibrarse porque todas las aguas naturales son eléctricamente neutras. La concentración de aniones debe ser igual a la de cationes, debido a que se presenta una igualdad de cargas ($\sum n^+ = \sum n^-$) en respuesta a la disociación electrolítica de los iones. La prueba de validación de las determinaciones se basa en la diferencia porcentual de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\% \text{ de diferencia} = 100 \left| \frac{\sum \text{cationes} - \sum \text{aniones}}{\sum \text{cationes} + \sum \text{aniones}} \right| \quad (43)$$

El porcentaje de error aceptable para las determinaciones analíticas varía de acuerdo con la concentración iónica de las muestras (Cuadro 17).

Cuadro 17. Criterios de aceptación de los análisis de los componentes iónicos del agua.

Suma de aniones ($\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$)	Porcentaje de diferencia aceptable
0.0 - 3.0	± 0.2
3.0 - 10.0	± 2.0
10.0 - 800.0	5

Fuente: APHA 1998

4.4.2. STD medidos igual a STD calculados

Con la finalidad de una correcta aplicación de esta metodología se define como sólidos totales disueltos medidos (STD medidos): a los valores obtenidos en el laboratorio

mediante la determinación de residuos secos evaporados (RSE), de acuerdo con el método de gravimetría. Los sólidos totales disueltos calculados, se refiere a los valores que resultan de la sumatoria en mg L^{-1} de la concentración de cada uno de los iones determinados en el laboratorio (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_2^- , Cl^- , SO_4^{2-}).

Las concentraciones de los STD medidos deben ser mayores a los STD calculados, porque un constituyente significativo puede no estar incluido en el cálculo. Si el valor medido es inferior al calculado, ello puede deberse a un error en la suma iónica superior y en el valor medido, por lo que APHA (1998) sugiere que se vuelvan a analizar la muestra. Si la concentración de sólidos medidos es superior en un 20% a la calculada, la suma de iones no es fiable. Por lo que, en estos casos, se sugiere que se analicen de nuevo. La relación aceptable es la siguiente:

$$1 < \frac{\text{STD medida}}{\text{STD calculada}} < 1.2 \quad (44)$$

4.4.3. CE medida y la suma de iones

Según el APHA (1998) para esta comprobación, tanto la suma de aniones, como la suma de cationes deben ser 1/100 veces el valor medido de la CE ($\mu\text{S m}^{-1}$). Si no se cumple este criterio, la suma no es confiable y se da la recomendación de volver a analizar las muestras. El criterio aceptable se presenta a continuación:

$$100 * (\sum \text{aniones o } \sum \text{cationes}) \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1} = (0.9 - 1.1) * \text{CE} \quad (45)$$

De manera que las concentraciones de cationes o aniones están expresadas en unidades $\text{mmol}_e \text{ L}^{-1}$ y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$.

4.4.4. STD calculados y CE

APHA (1998) señala que si la relación entre los STD calculados y la conductividad eléctrica están por debajo de 0.55, la suma iónica inferior no es fiable, por lo que se recomienda analizar de nuevo las muestras. De igual manera, si la relación está por encima de 0.7, la suma iónica superior no es fiable; por lo que se recomienda analizar de nuevo. Si los nuevos análisis no producen cambios en la suma iónica inferior, algún

componente no medido, como amoníaco o nitrato, ha de estar presente en una concentración significativa. El criterio de validación se muestra a continuación:

$$0.55 < \left(\frac{\text{STD calculado}}{\text{CE}} \right) < 0.7 \quad (46)$$

4.4.5. CE medida igual a CE calculada

La CE calculada ($\mu\text{S cm}^{-1}$) se obtiene a partir de la concentración de cada uno de los iones determinados en el laboratorio, multiplicados por constantes definidas para cada ion (Cuadro 18).

Por otra parte, la conductividad eléctrica medida es la que se determina a partir de las mediciones realizadas en el laboratorio usando el puente de conductividad eléctrica Hanna Instruments 255 (APHA, 1998)

Si la CE calculada es superior al valor medido, se recomienda volver a analizar la suma superior de iones. Al contrario, si la CE calculada es inferior a la medida, se recomienda volver a analizar la suma de iones inferior. La relación entre la conductividad eléctrica medida y la conductividad eléctrica calculada debe permanecer dentro de un rango de 0.9 a 1.1, o ser cercana a 1.0 para que las mediciones sean aceptables, el rango de variación está determinado por la siguiente ecuación:

$$0.9 < \left(\frac{\text{CE calculada}}{\text{CE medida}} \right) < 1.1 \quad (47)$$

Cuadro 18. Factores de conversión de los iones más comunes en el agua.

Iones	Conductividad (25°C) $\mu\text{mhos cm}^{-1}$	
	por mmolc L^{-1}	por mg L^{-1}
Bicarbonato	43.6	0.72
Calcio	52.0	2.60
Carbonato	84.6	2.82
Cloruro	75.9	2.14
Magnesio	46.6	3.82
Nitrato	71.0	1.15
Potasio	72.0	1.84
Sodio	48.9	2.13
Sulfato	73.9	1.54

4.5. Asociación estadística de las variables

Cualquier tipo de investigación, especialmente aquellas en las que se han analizado, evaluado o medido distintas variables con el objetivo de estudiar, describir o explicar un fenómeno, requiere establecer un modo para conocer el grado de relación que existe entre una o más variables dependientes con respecto a un conjunto de variables independientes (Méndez-González, 2018). La asociación estadística de variables permite investigar la naturaleza de su relación, y a partir de esto, se pueden construir modelos que la describan con el propósito de predecir el comportamiento de una de ellas a partir de valores de otra variable (Infante Gil y Zarate de Lara, 2012).

Las variables dependientes son aquellas que el investigador intenta precisar y sus valores dependen de otras variables. Al graficar dicha relación, esta adquiere el eje vertical, correspondiente a Y. Por su parte, las variables independientes también conocidas como variable predictora son aquellas que no depende de ninguna otra variable, su función es esclarecer el comportamiento de la variable dependiente, estas ocupan el eje X.

4.5.1. Modelo de regresión lineal sin ordenada al origen

El análisis de regresión es una técnica con bastante aceptación para estudiar y explicar las relaciones entre las variables involucradas en un fenómeno bajo estudio. De acuerdo

con los objetivos de la investigación, los modelos de regresión pueden definirse para fines explicativos, de estimación o aproximación a un valor de una variable en función de otra u otras variables (Peláez, 2016).

Mediante el uso de regresiones fue posible corroborar la exactitud de los datos analíticos determinados en el laboratorio, tomando como base los rangos de aceptación establecidos por APHA (1998), los cuales se fundamentan en la relación que existe entre la conductividad eléctrica con la suma de cationes ($\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$), conductividad eléctrica con la suma de aniones ($\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$), conductividad eléctrica con la presión osmótica (atm), conductividad eléctrica con la suma total de iones (mg L^{-1}). En este sentido, la conductividad eléctrica puede estar expresada en unidades $\mu\text{S cm}^{-1}$ o dS cm^{-1} .

El modelo de regresión que describe mejor la relación que existe entre las variables se presenta a continuación:

$$Y = \alpha f(X) \quad (48)$$

Dónde Y es la variable dependiente, que adquiere los valores de la concentración de las soluciones en mg L^{-1} en un primer caso, los valores de la concentración de cationes en $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$ en un segundo caso, los valores de la concentración de aniones en $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$ en un tercer caso y la presión osmótica (atm) en un cuarto caso. La pendiente de la recta está representada por α , y describe al número de unidades en mg L^{-1} , atm o $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$ que aumenta la variable Y por cada unidad que aumenta la conductividad eléctrica (X). Por último X. es la variable independiente que adquiere los valores de la conductividad eléctrica de la solución.

El ajuste del modelo se realizó al relacionar la conductividad eléctrica con la concentración de las soluciones en mg L^{-1} , luego con la concentración en $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$ y finalmente con la presión osmótica (atm) empleando el método de mínimos cuadrados.

4.5.2. Coeficiente de correlación

Infante Gil y Zarate de Lara (2012) explican la importancia que tienen algunos indicadores descriptivos, como es el caso del coeficiente de correlación, que nos da una idea del nivel de asociación que existe entre las variables estudiadas, mencionan que

mientras los valores sean más cercanos a 1 indican una fuerte asociación positiva entre las variables, lo que expone que se trata de una relación de tipo directamente proporcional. Mientras que los valores cercanos a -1 indican una fuerte asociación negativa entre ellas, lo que supone una relación inversamente proporcional de las variables. Los valores que se aproximan a cero indica que no existe relación lineal entre ellas. En este sentido, los valores extremos -1 y 1 se alcanza solo cuando los valores de X y Y se encuentran sobre la recta, con pendiente positiva o negativa.

4.6. Directrices de calidad del agua de riego

La calidad del agua se define por las características físicas, químicas y biológicas que determina la idoneidad para un uso. Para la evaluación de la calidad del agua de riego es importante considerar sus características químicas y físicas (Kovda *et al.*, 1973).

Se han realizado un gran número de investigaciones con respecto a la evaluación y definición de parámetros para evaluar las características físicas y químicas del agua, con el objetivo de determinar su calidad para riego agrícola (García, 1954). En función de la información obtenida, a nivel internacional se han generado varios sistemas de clasificación con sus criterios para evaluar la calidad del agua de riego, entre estas destaca la clasificación del USDA, Riverside (Richards *et al.*, 1974) y FAO (Kovda *et al.*, 1973), que tienen una amplia aceptación.

Como resultado de las experiencias de investigaciones sobre la relación causa y efecto entre un constituyente del agua y el problema observado tanto en el suelo como en los cultivos, se han establecido algunos componentes como indicadores de problemas relacionados con la calidad. Estas características se organizan en pautas para el uso del agua de acuerdo con su idoneidad. Finalmente, con el objetivo de mejorar la capacidad predictiva, cada nuevo conjunto de pautas se basa en el conjunto anterior (Kovda *et al.*, 1973).

El efecto que el agua puede tener sobre el crecimiento de las plantas y sobre la disminución la velocidad de infiltración del suelo, determinan la calidad del agua para riego. En este sentido, Richards *et al.* (1974), Suárez (1981), Ayers & Westcot (1985) han establecido que los criterios más importantes que definen la calidad de agua para

riego y su asociación con el peligro potencial para los cultivos, son: la salinidad, la sodicidad, la toxicidad específica de cada ion en los cultivos, además de los problemas misceláneos (nutrientes excesivos). Los problemas de calidad del agua suelen ser complejos y una combinación de dichos factores puede afectar la producción de cultivos de manera más severamente que un problema aislado.

Ayers & Westcot (1985) establecieron las directrices de calidad del agua que se basan en diferentes criterios y lineamientos (

Cuadro 19) con la finalidad de definir la aptitud de las aguas analizadas, para el riego de cultivos. De acuerdo con dichas directrices, el agua se puede clasificar mediante un grado de restricción para su uso, que va de:

Ninguna restricción. Por lo general, el agua que entra a esta categoría puede usarse para el riego de cultivos, sin implicaciones negativas en las plantas o el suelo.

Restricción ligera a moderada. Al usar el agua de esta categoría, se requiere un manejo adecuado del suelo, agua y el cultivo, considerando las particularidades presentes en el área (tipo de suelo, tipo de cultivo, clima, topografía, etc), para que prevalezca una buena productividad.

Restricción severa. El uso de este tipo de agua implica la aparición de problemas en el suelo y en el cultivo, haciéndose evidente en la reducción de la producción, lo que hace necesario un plan de manejo, que permita adaptar la calidad del agua que se emplea en el riego y el mejoramiento de las condiciones del suelo.

Cuadro 19. Directrices para evaluar la calidad del agua con fines de riego agrícola¹.

Problema potencial				Unidades	Grado de restricción de uso			
					Ninguno	Ligero a moderado	Severo	
Salinidad								
(Afecta la disponibilidad de agua para el cultivo) ²								
CE _a			dS·m ⁻¹	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0		
STD			mg·L ⁻¹	< 450	450 – 2000	>2000		
Infiltración								
(Reduce la infiltración de agua en el suelo; evaluar usando CE _a y el RAS) ³								
RAS	=	0 - 3	Y	CE _a	=	> 0.7	0.7 - 0.2	< 0.2
RAS	=	3 - 6		CE _a	=	> 1.2	1.2 - 0.3	< 0.3
RAS	=	6 - 12		CE _a	=	> 1.9	1.9 - 0.5	< 0.5
RAS	=	12 - 20		CE _a	=	> 2.9	2.9 - 1.3	< 1.3
RAS	=	20 - 40		CE _a	=	> 5.0	5.0 - 2.9	< 2.9
Toxicidad								
(Iones específicos afectan a cultivos sensibles)								
Sodio (Na)⁴								
Riego por superficie			RAS					
			(mmol _c ·L ⁻¹) ^{1/2}	< 3	3 – 9	> 9		
Riego por aspersión			(mmol _c ·L ⁻¹) ^{1/2}	< 3	> 3			
Cloro (Cl)⁵								
Riego por superficie			mmol _c ·L ⁻¹	< 4	4.0 - 10	> 9		
Riego por aspersión			mmol _c ·L ⁻¹	< 3	>3	> 10		
Boro (B)								
			mmol _c ·L ⁻¹	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0		

Problema potencial	Unidades	Grado de restricción de uso		
		Ninguno	Ligero a moderado	Severo
Efectos misceláneos (afecta cultivos sensibles)				
Nitrógeno (NO ₃ -N) ⁸	mg·L ⁻¹	< 5	5.0 - 30.0	> 30
Bicarbonato (HCO ₃) (solo por aspersión)	mmol _c ·L ⁻¹	< 1.5	1.5 - 8.5	> 8.5
pH	Rango adecuado para la fertilidad de los suelos		6.5 - 8.4	

¹Adaptado del Comité de Consultores de la Universidad de California 1974.

²EC_a significa conductividad eléctrica, una medida de la salinidad del agua, expresada en deciSiemens por metro a 25 °C (dS·m⁻¹) o en milimhos por centímetro (mmho·cm⁻¹). Ambos son equivalentes. TDS significa sólidos disueltos totales, expresados en miligramos por litro (mg·L⁻¹).

³RAS significa relación de adsorción de sodio. En ocasiones, el RAS se indica con el símbolo RNa. A un RAS dado, la tasa de infiltración aumenta a medida que aumenta la salinidad del agua.

⁴Para el riego de superficie, la mayoría de los cultivos de árboles y plantas leñosas son sensibles al sodio y al cloruro; utilice los valores mostrados. La mayoría de los cultivos anuales no son sensibles. Con riego por aspersión y baja humedad (< 30 por ciento), el sodio y el cloruro pueden ser absorbidos a través de las hojas de cultivos sensibles.

⁵N-NO₃ significa nitrógeno de los nitratos. expresado en términos de nitrógeno elemental (se deben incluir N-NH₄ y N orgánico cuando se analizan las aguas residuales).

4.7. Caracterización geoquímica de las aguas

Las propiedades del agua dependen principalmente de su composición química, resultado de continuos procesos de interacción entre el agua de precipitación y los minerales de la litología por donde circula (González-Abraham *et al.*, 2012). Para entender los principios fisicoquímicos que ocurren en dichos procesos, donde los minerales de las rocas pasan a formar parte de la solución del agua, la hidrogeoquímica funge como una herramienta fundamental, ya que al sustentarse en la química y la geología ofrece una explicación del origen del agua. Sin embargo, el intensivo desarrollo industrial, urbano y agrícola juegan un papel importante en su composición en la actualidad, por la generación y descarga de aguas residuales.

Los diagramas hidroquímicos están diseñados para facilitar la interpretación de las tendencias evolutivas del agua en los sistemas hidrológicos e hidrográficos. Para determinar las características geoquímicas del agua que fluye por la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, se emplearon los diagramas de Piper y Durov, los cuales, se obtuvieron mediante los softwares: Diagrammes y Qualigraf respectivamente (Figura 29 y Figura 30).

Hill (1940) fue el primero en diseñar un diagrama trilineal para describir la química del agua, mismo que fue perfeccionado por Piper. En este diagrama los componentes iónicos que más predominan en las aguas naturales son representados en dos triángulos base: uno diseñado para representar las concentraciones de cationes y otro para los aniones, donde las unidades se manejan en porcentaje de milimol carga ($\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$). Los análisis de cada muestra se proyectan en un esquema en forma de diamante seccionado en cuatro partes que permiten la clasificación geoquímica de las aguas, de acuerdo con su composición iónica, por parte de los aniones pueden ser clasificadas como bicarbonatadas, sulfatadas o cloruradas, que al combinarse con los cationes complementan la definición como sódicas, potásicas, cálcicas o magnésicas.

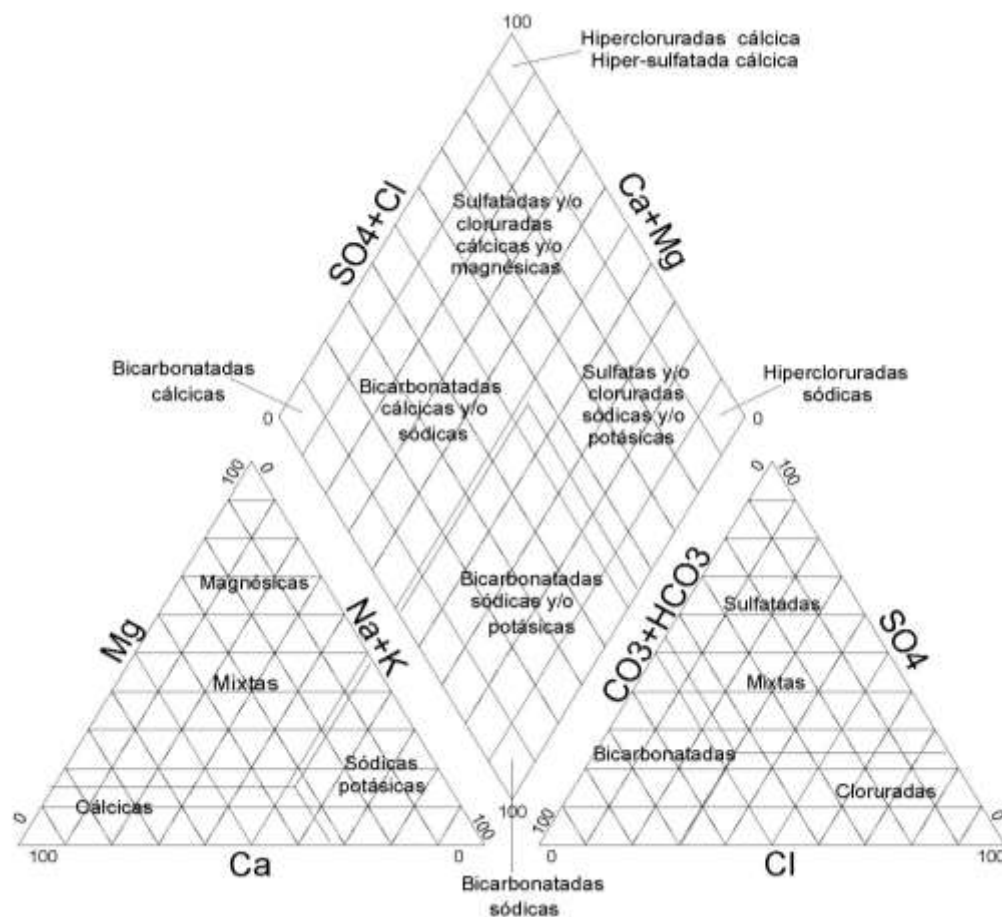


Figura 29. Esquema del Diagrama de Piper, obtenido del software Diagrammes.

El diagrama de Durov es un esquema que comparte ciertas características con el diagrama de Piper, no obstante, agrega dos componentes adicionales para la interpretación de los procesos hidrogeoquímicos de las aguas analizadas: los sólidos totales disueltos y el pH. Dicho diagrama se compone de dos triángulos equiláteros separados por un rectángulo, en estos se representan las concentraciones iónicas en porcentaje de $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$. El triángulo ubicado al lateral del rectángulo se representan los cationes y en el triángulo colocado en la parte superior del rectángulo se presentan los aniones. De cada triángulo se proyecta una línea hacia el área del rectángulo, dando origen a un punto que representa la muestra analizada, su ubicación permite la clasificación geoquímica del agua. Simultáneamente, desde dicho punto se proyectan dos líneas que se extienden hacia dos rectángulos escalados adyacentes que proporcionan los valores de los STD y el pH.

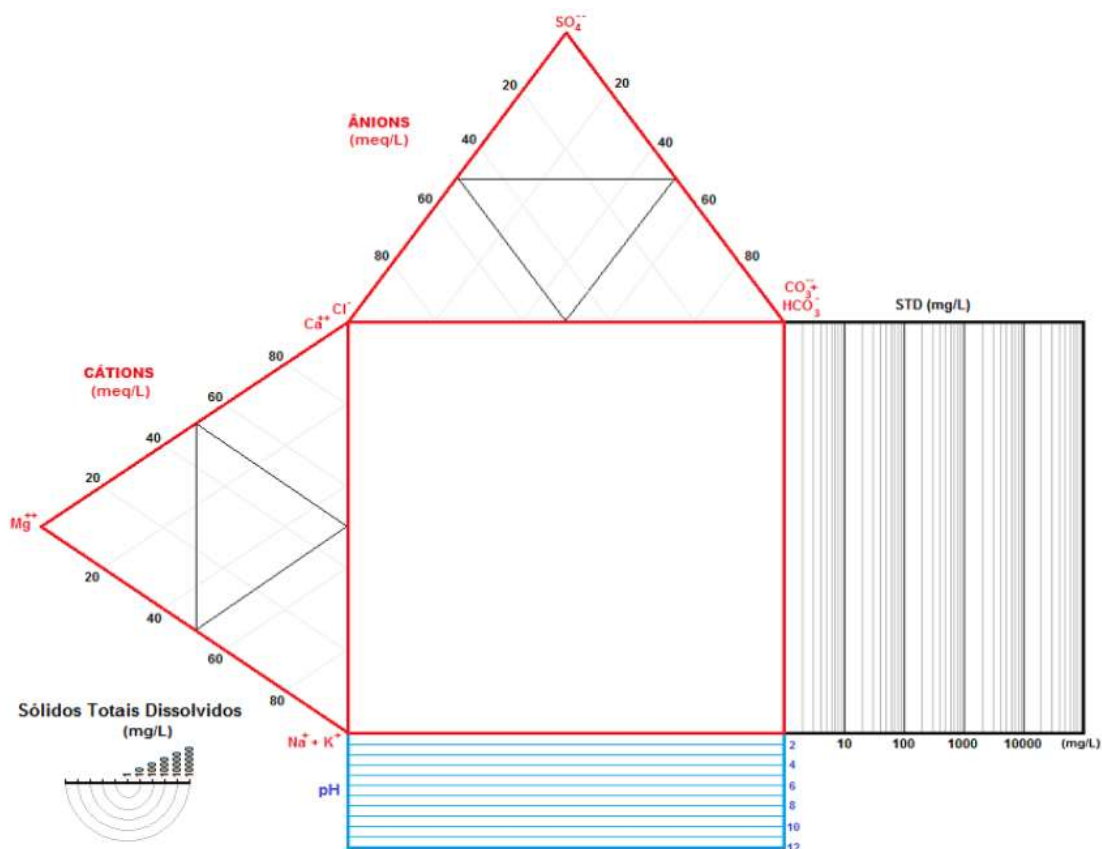


Figura 30. Diagrama de Durov, obtenido del software Qualigraf.

4.8. Cálculo de las sales hipotéticas

El concepto de sales hipotéticas es de gran utilidad para conocer el tipo de sales que se pudieran formar en los suelos después de ser regados con un determinado tipo de agua. La importancia de saber sus posibles concentraciones radica en el efecto que estas pueden ocasionar tanto a los cultivos como a los suelos, ya que reducen gradualmente su potencial productivo. Sánchez-Bernal *et al.* (2012) destacan que es indispensable comprender las leyes y reglas de la acumulación de sales en los suelos, puesto que permite diseñar medidas de prevención de la salinidad y rehabilitar los suelos afectados.

La formación hipotética de las sales está en función de la capacidad de solubilidad de los compuestos y su concentración ($\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$). Los factores que afectan esta reacción son la temperatura y el coeficiente de actividad de cada ion que compone la solución. La temperatura, tiene un papel relevante, ya que, a mayor temperatura las sales tienden a solubilizarse con mayor rapidez. En respuesta a estos factores, la formación típica de

sales hipotéticas que pueden presentarse en los suelos ocurre en el siguiente orden: Na_2CO_3 , NaCl , NaHCO_3 , KHCO_3 , $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ y MgSO_4 , pero puede variar por la ausencia de algunos de los componentes, por ejemplo, cuando los carbonatos no se encuentran presentes en la solución, la primera sal que se forma es el cloruro de sodio seguida de las sales de bicarbonato de sodio, bicarbonato de potasio, y así sucesivamente. Es importante resaltar que las sales menos solubles tienden a formarse primero y precipitar en los suelos.

Para conocer la concentración hipotética de las sales que se formarán de acuerdo con los iones presentes en una solución, es necesario seguir ordenadamente la siguiente secuencia de pasos:

- 1) En primer lugar, es importante conocer los iones presentes en la solución y su concentración en $\text{mmol}_e \text{ L}^{-1}$. Por lo general los principales iones formadores de sales son; Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} .
- 2) Se debe considerar que las sales de sodio son las primeras en formarse (Na_2CO_3 , NaCl , NaHCO_3). Por ejemplo, en presencia de carbonatos, la primera sal que se formará será el carbonato de sodio (Na_2CO_3) producto de la combinación de los iones de Na^+ y CO_3^{2-} . La cantidad de carbonato de sodio que se formará dependerá del ion que tenga una menor concentración, debido a que este actúa como el reactivo limitante. Por lo tanto, se debe entender que la cantidad de sal que se formará dependerá de la concentración más baja de los aniones o cationes que la constituyen.
- 3) El excedente del ion que se encuentre en una concentración mayor estará disponible para seguir formando otro tipo de sales, hasta que este llegue a ser el ion limitante y otro ion sea el excedente.
- 4) A continuación, se muestra un ejemplo de la estimación de las sales hipotética susceptibles de formarse en el agua extraída de la Presa Solís (Cuadro 20).

Cuadro 20. Formación de sales hipotéticas, tomando como ejemplo la muestra extraída en el primer muestreo (septiembre del 2018) de la Presa Solís.

Composición y concentración iónica en mmol _c L ⁻¹ de la Presa Solís								
Presa Solís	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
No.13	0.70	0.87	2.40	0.46	0.30	2.20	1.32	0.48

Formación de sales hipotéticas								
Combinación de cationes y aniones				Sales hipotéticas (mmol _c L ⁻¹)		Excedente		
Na ⁺	+	CO ₃ ²⁻	→	Na ₂ CO ₃	= 0.30	Na ⁺	=	2.10
Na ⁺	+	Cl ⁻	→	NaCl	= 1.32	Na ⁺	=	0.78
Na ⁺	+	HCO ₃ ⁻	→	NaHCO ₃	= 0.78	HCO ₃ ⁻	=	1.42
K ⁺	+	HCO ₃ ⁻	→	KHCO ₃	= 0.46	HCO ₃ ⁻	=	0.96
Ca ²⁺	+	HCO ₃ ⁻	→	Ca(HCO ₃) ₂	= 0.70	HCO ₃ ⁻	=	0.26
Mg ²⁺	+	HCO ₃ ⁻	→	Mg(HCO ₃) ₂	= 0.26	Mg ²⁺	=	0.61
Mg ²⁺	+	SO ₄ ²⁻	→	MgSO ₄	= 0.48	Mg ²⁺	=	0.13

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Localización geográfica de los sitios de muestreo

La zona de estudio se localiza en el poniente de la República Mexicana y abarca parte de los estados de México, Guanajuato, Michoacán, Jalisco y Nayarit. Las muestras se tomaron en dos etapas: septiembre del 2018 (

Cuadro 21) y junio del 2019 (

Cuadro 22), en diferentes cuerpos de agua; manantiales, ríos, presas, lagos, lagunas, lagos cráter y pequeños afluentes de la red hidrológica del área mencionada. Los sitios de muestreo están ordenados de mayor a menor altitud. Además, se dan a conocer los valores de la temperatura (°C) que fueron medidos en la zona donde se colectaron las muestras.

Cuadro 21. Ubicación y referencia geográfica de los sitios de muestreo de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.

N°	Sitio de muestreo	Municipio	Estado	T °C	Longitud oeste	Latitud norte	Altitud m
1	Manantial, La Marquesa	Ocoyoacac	Edo. Mex.	14	99.3658	19.3012	3065
2	Laguna Salazar	Ocoyoacac	Edo. Mex.	17	99.3890	19.3030	2993
3	Vertedor José Antonio Álzate	Almoloya de Juárez	Edo. Mex.	20	99.7052	19.4655	2579
4	Río Lerma, Chiconahuapán	Almoloya del río	Edo. Mex.	18	99.4930	19.1551	2572
5	Río Lerma, Ciudad Lerma	Lerma	Edo. Mex.	17	99.5214	19.2862	2569
6	Río Lerma, Atlacomulco	Atlacomulco	Edo. Mex.	18	99.8941	19.7889	2517
7	Río Lerma, San Nicolás Solís	Temascalcingo	Edo. Mex.	18	100.0523	19.9788	2370
8	Alberca, El Borbollón	Temascalcingo	Edo. Mex.	20	100.1023	20.0261	2364
9	Manantial de aguas termales, El Borbollón	Temascalcingo	Edo. Mex.	39	100.1026	20.0266	2360
10	Río Lerma, El Borbollón	Temascalcingo	Edo. Mex.	18	100.1026	20.0266	2360
11	Presa Tepuxtepec	Contepec	Michoacán.	38	100.2279	19.9969	2347
12	Presa derivadora Temascalcingo	Temascalcingo	Edo. Mex.	21	100.0231	19.9035	2344
13	Río Lerma, Presa Solís	Acámbaro	Guanajuato.	23	100.6649	20.0684	1899
14	Río Lerma, Compuerta de la Presa Solís	Acámbaro	Guanajuato.	23	100.6725	20.0509	1861
15	Río Lerma, puente de Batanes	Salvatierra	Guanajuato.	22	100.8858	20.2110	1754
16	Río Lerma, puente Sabino 2, El Capulín	Salvatierra	Guanajuato.	24	100.9835	20.2707	1737
17	Río Lerma, puente Jaral del Progreso	Jaral del Progreso	Guanajuato.	25	101.0566	20.3763	1728
18	Río Lerma, puente de fierro, Salamanca	Salamanca	Guanajuato.	24	101.1995	20.5656	1717
19	Río Lerma, puente Pastor Ortíz	José Sixto Verduzco	Michoacán	23	101.6003	20.3006	1695
20	Río Turbio, puente Pénjamo-Irapuato	Pénjamo	Guanajuato.	25	101.6074	20.4520	1692
21	Río Lerma, Huanímaro	Huanímaro	Guanajuato.	24	101.4126	20.3905	1690
22	Río Lerma, El mármol	Pénjamo	Guanajuato.	24	101.7307	20.2147	1688
23	Río Lerma, Numarán	Numarán	Michoacán	25	101.9399	20.2514	1683
24	Río Lerma, puente La Piedad-Abasolo	La Piedad	Michoacán	25	102.0165	20.3398	1681
25	Río Lerma, Corrales de Rábago	Pénjamo	Guanajuato.	24	101.8610	20.2117	1675
26	Río Lerma, puente los Sabinos, Atotonilco	Atotonilco	Jalisco	28	102.4650	20.5674	1613

N°	Sitio de muestreo	Municipio	Estado	T °C	Longitud oeste	Latitud norte	Altitud m
27	Lago de Chapala, malecón de Mezcala	Poncitlán	Jalisco	25	103.0180	20.3345	1537
28	Lago de Chapala, Agua Caliente	Poncitlán	Jalisco	24	102.9311	20.3123	1530
29	Lago de Chapala, San Juan Cosalá	Jocotepec	Jalisco	27	103.3216	20.2871	1529
30	Río Lerma, Briseñas de Matamoros	Briseñas de Matamoros	Michoacán	25	102.5596	20.2750	1528
31	Lago de Chapala, San Pedro Itzicán	Poncitlán	Jalisco	26	102.9528	20.3145	1527
32	Lago de Chapala, malecón de Chapala	Chapala	Jalisco	21	103.1922	20.2858	1527
33	Río Lerma, unión Ibarra-Lerma	Briseñas de Matamoros	Michoacán	23	102.6318	20.2266	1526
34	Río Lerma, Yurécuaro	Yurécuaro	Michoacán	29	102.2663	20.3349	1525
35	Río Duero, Ibarra	Briseñas de Matamoros	Michoacán	26	102.6208	20.2403	1524
36	Lago de Chapala, San Luis Soyatlán	Tuxcueca	Jalisco	27	103.3084	20.2020	1521
37	Río Lerma, Tizapán el Alto	Tizapán el Alto	Jalisco	27	102.9915	20.1697	1520
38	Lago de Chapala, Tuxcueca	Tuxcueca	Jalisco	26	103.1840	20.1576	1518
39	Río Lerma, Ibarra	Briseñas de Matamoros	Michoacán	24	102.6214	20.2403	1515
40	Río Zula, puente de Ocotlán	Ocotlán	Jalisco	26	102.7749	20.3447	1507
41	Laguna de Tepetitlic	San Pedro Lagunillas	Nayarit	33	104.6812	21.2780	1415
42	Río Santiago, S.C.B.	San Cristóbal de la Bca.	Jalisco	29	103.4259	21.0385	834
43	Río Juchipila, S.C.B.	San Cristóbal de la Bca.	Jalisco	29	103.4261	21.0485	810
44	Río Patitos S.C.B.	San Cristóbal de la Bca.	Jalisco	30	103.4330	21.0475	809
45	Río Santiago, Buckingham	Santa María del Oro	Nayarit	29	104.5261	21.5270	746
46	La Laguna de Santa María del Oro	Santa María del Oro	Nayarit	29	104.5663	21.3608	731
47	Río Santiago, Santa Rosa	Amatitán	Jalisco	28	103.7119	20.9119	649
48	Río Grande de Santiago, Presa La Yesca	Hostotipaquillo	Jalisco	30	104.0997	21.1945	576
49	Río, falla de basalto, El Milagro-El Saladito	Santa María del Oro	Nayarit	32	104.5613	21.4170	539
50	Río Santiago, Presa de Aguamilpa, El Sauz	Del Nayar	Nayarit	26	104.7939	21.8355	224
51	Río Santiago, Presa El Cajón (CH)	Santa María del Oro	Nayarit	31	104.4605	21.4216	215
52	Arroyo el Chilte, hacia la presa Aguamilpa	Capital Tepic	Nayarit	30	104.8610	21.7568	63
53	Río Mololoa, Los Salazares, Tepic	Capital Tepic	Nayarit	27	104.9789	21.7107	51
54	Río Santiago, Estación Pani	Santiago Ixcuintla	Nayarit	30	105.0107	21.7384	39
55	Río Santiago, puente El Capomal	Santiago Ixcuintla	Nayarit	27	105.1146	21.8307	23

N°	Sitio de muestreo	Municipio	Estado	T °C	Longitud oeste	Latitud norte	Altitud m
56	Río San Pedro, poblado Ruiz	Ruiz	Nayarit	26	105.1461	21.9642	13
57	Río Santiago, Santiago Ixcuintla	Santiago Ixcuintla	Nayarit	26	105.2070	21.8032	8
58	Desembocadura al mar, Boca de Asadero	San Blas	Nayarit	28	105.4271	21.6410	5

Cuadro 22. Ubicación y referencia geográfica de los sitios de muestreo de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.

N	Sitio de muestreo	Municipio	Estado	T °C	Longitud este	Latitud norte	Altitud m
1	Manantial, La Marquesa	Ocoyoacac	Edo. Mex.	19	99.374	19.305	3021
2	Laguna Salazar	Ocoyoacac	Edo. Mex.	19	99.389	19.303	2986
3	Río Lerma, Carretera Toluca- Naucalpan	Lerma	Edo. Mex.	23	99.555	19.378	2572
4	Río Lerma, Chiconahuapán	Almoloya del río	Edo. Mex.	20	99.493	19.155	2568
5	Río Lerma, Ciudad Lerma	Lerma	Edo. Mex.	20	99.522	19.286	2560
6	Vertedor José Antonio Álzate	Temoaya	Edo. Mex.	20	99.706	19.467	2555
7	Río Lerma, Atlacomulco	Atlacomulco	Edo. Mex.	19	99.894	19.789	2517
8	Río Lerma, Ixtlahuaca de Rayón	Ixtlahuaca de Rayón	Edo. Mex.	19	99.734	19.475	2513
9	Presa derivadora Temascalcingo	Temascalcingo	Edo. Mex.	19	100.022	19.903	2375
10	Río Lerma, San Nicolás Solís	Temascalcingo	Edo. Mex.	20	100.052	19.979	2364
11	Alberca, El Borbollón	Temascalcingo	Edo. Mex.	55	100.102	20.026	2358
12	Río Lerma, El Borbollón	Temascalcingo	Edo. Mex.	21	100.103	20.027	2356
13	Manantial de aguas termales, El Borbollón	Temascalcingo	Edo. Mex.	33	100.103	20.027	2355
14	Ojo de Agua, Presa Tepuxtepec	Contepec	Michoacán	24	100.243	20.012	2352
15	Presa Tepuxtepec	Contepec	Michoacán	20	100.242	20.012	2340
16	Compuerta Presa Tepuxtepec	Contepec	Michoacán	22	100.228	19.998	2337
17	Río Lerma, puente Tarándacuao-Jerécuaro	Jerécuaro	Guanajuato.	21	100.480	20.009	1903
18	Presa Solís	Acámbaro	Guanajuato.	24	100.665	20.068	1899
19	Río Lerma, puente Acámbaro-Jerécuaro	Acámbaro	Guanajuato.	20	100.714	20.040	1866
20	Río Lerma, Chamácuaro-EL Tenorio	Acámbaro	Guanajuato.	23	100.762	20.053	1849
21	Río Lerma, compuerta de la Presa Solís	Acámbaro	Guanajuato.	20	100.673	20.051	1793
22	Río Lerma, puente de Batanes	Salvatierra	Guanajuato.	21	100.886	20.211	1753
23	Canal de riego, Yuriria-Jaral del Progreso	Jaral del Progreso	Guanajuato.	24	101.059	20.333	1730
24	Río Lerma, El Armadillo- El Sabino	Salvatierra	Guanajuato.	22	101.022	20.284	1730
25	Canal, Santiago Capitiro	Jaral del Progreso	Guanajuato.	24	101.029	20.315	1730
26	Río Lerma, Sabino-Loma de Zempoala	Salvatierra	Guanajuato.	21	101.067	20.285	1729
27	Río Lerma, puente Cerrito de Camargo	Jaral del Progreso	Guanajuato.	21	101.039	20.414	1727

N	Sitio de muestreo	Municipio	Estado	T °C	Longitud este	Latitud norte	Altitud m
28	Canal el tajo, puente Jaral del Progreso	Jaral del Progreso	Guanajuato.	21	101.057	20.376	1720
29	Río Lerma, puente de fierro, Salamanca	Salamanca	Guanajuato.	26	101.200	20.565	1711
30	Río Lerma, Pueblo Nuevo	Pueblo Nuevo	Guanajuato.	25	101.368	20.523	1707
31	Río Lerma, puente Las Estacas-Guarapo	Abasolo-Valle de S.	Guanajuato.	26	101.412	20.390	1700
32	Río Lerma, puente El Rodeo de San Antonio	José Sixto Verduzco	Michoacán	22	101.499	20.312	1699
33	Río Turbio, puente Pénjamo-Irapuato	Abasolo-Pénjamo.	Guanajuato.	24	101.607	20.452	1688
34	Río Lerma, puente Pastor Ortíz	José Sixto Verduzco	Michoacán	26	101.600	20.301	1687
35	Río Turbio, Cerritos de Aceves	Abasolo-Pénjamo.	Guanajuato.	23	101.621	20.326	1686
36	Río Lerma, puente El Mármol	Pénjamo	Guanajuato.	26	101.731	20.215	1685
37	Río Lerma, puente Numarán- Pénjamo	Numarán	Michoacán	26	101.940	20.251	1679
38	Río Lerma, puente San Marcos	Pénjamo	Guanajuato.	26	101.829	20.222	1677
39	Río Lerma, Ciudad La Piedad	La Piedad	Michoacán	24	102.020	20.343	1673
40	Dren Río Lerma, puente Bordo	Pénjamo	Guanajuato.	25	102.006	20.358	1673
41	Río Lerma, puente Palo Blanco del Salto	La Piedad	Michoacán	26	102.120	20.379	1619
42	Río Lerma, Briseñas	Briseñas de Matamoros	Michoacán	26	102.560	20.275	1536
43	Lago de Chapala, malecón de Mezcala	Poncitlán	Jalisco	28	103.018	20.334	1533
44	Lago de Chapala, Quiosco Ojo de Agua	Poncitlán	Jalisco	26	103.050	20.332	1531
45	Lago de Chapala, malecón de Chapala	Chapala	Jalisco	24	103.192	20.287	1530
46	Río Santiago, puente Ocotlán	Ocotlán	Jalisco	26	102.779	20.347	1530
47	Río Zúla, puente de Ocotlán	Ocotlán	Jalisco	25	102.769	20.347	1529
48	Lago de Chapala, San Pedro Itzicán	Poncitlán	Jalisco	-	102.953	20.315	1528
49	Río Lerma, Yurécuaro	Yurécuaro	Michoacán	-	102.263	20.336	1527
50	Río Santiago, Santiago Totolimixpan	Zapotlán del Rey	Jalisco	-	102.922	20.386	1527
51	Lago de Chapala, Agua Caliente, Itzicán	Poncitlán	Jalisco	-	102.931	20.312	1526
52	Lago de Chapala, San Luis Soyatlán	Tuxcueca	Jalisco	-	103.306	20.200	1525
53	Lago de Chapala, munic. De Jocotepec	Jocotepec	Jalisco	-	103.425	20.284	1525
54	Lago de Chapala, Petatán	Cojumatlán de Régules	Michoacán	-	102.866	20.162	1524
55	Lago de Chapala, San Pedro Tesistán	Jocotepec	Jalisco	-	103.416	20.232	1524
56	Lago de Chapala, manantial de agua Caliente	Poncitlán	Jalisco	-	102.931	20.312	1524

N	Sitio de muestreo	Municipio	Estado	T °C	Longitud este	Latitud norte	Altitud m
57	Río Duero, Ibarra, Briseñas	Briseñas de Matamoros	Michoacán	80	102.621	20.240	1523
58	Lago de Chapala, San Cristóbal Zapotitlán	Jocotepec	Jalisco	58	103.370	20.228	1523
59	Río Lerma, Ibarra, Briseñas	Briseñas de Matamoros	Michoacán	-	102.621	20.240	1521
60	Río Duero, Cumuato, Briseñas	Briseñas de Matamoros	Michoacán	-	102.589	20.254	1520
61	Río Santiago, Atequiza	Juanacatlán	Jalisco	-	103.129	20.412	1518
62	Lago de Chapala, Villa Emiliano Zapata	Tizapán el Alto	Jalisco	-	102.994	20.170	1517
63	Río Santiago, El Salto	Juanacatlán	Jalisco	-	103.176	20.513	1517
64	Lago de Chapala, munic. De Tuxcueca	Tuxcueca	Jalisco	26	103.185	20.158	1516
65	Laguna de Tepeltitit	San Pedro Lagunillas	Nayarit	27	104.684	21.280	1415
66	Río Santiago, S.C.B.	San Cristóbal de la Bca.	Jalisco	27	103.426	21.038	822
67	Río Juchipila, S.C.B.	San Cristóbal de la Bca.	Jalisco	30	103.426	21.048	815
68	Río Patitos, S.C.B.	San Cristóbal de la Bca.	Jalisco	30	103.433	21.048	808
69	La Laguna de Santa María del Oro	Santa María del Oro	Nayarit	26	104.570	21.362	727
70	Río Santiago, Presa Santa Rosa	Tequila	Jalisco	28	103.712	20.912	667
71	Río Buruato, falla de basalto, El Milagro	Santa María del Oro	Nayarit	19	104.561	21.417	642
72	Río Grande de Santiago, Presa La Yesca	Hostotipaquillo	Jalisco	19	104.098	21.194	552
73	Río Santiago, Presa El Cajón	Santa María del Oro	Nayarit	27	104.461	21.422	215
74	Río Santiago, Paso de Lozada-Buckingham	Santa María del Oro	Nayarit	34	104.531	21.517	212
75	Río Santiago, Presa de Aguamilpa, El Sauz	Capital Tepic	Nayarit	34	104.794	21.836	212
76	Arroyo el Chilte, rumbo a la presa Aguamilpa	Capital Tepic	Nayarit	28	104.861	21.756	77
77	Río San Pedro, Ixcátán	Ruíz	Nayarit	34	104.939	22.037	76
78	Río Mololoa, Los Salazares, Tepic	Capital Tepic	Nayarit	29	104.979	21.711	69
79	Río Santiago, Estación Pani	Santiago Ixcuintla	Nayarit	27	105.011	21.738	34
80	Río Santiago, puente El Capomal	Santiago Ixcuintla	Nayarit	27	105.115	21.831	19
81	Río San Pedro, Ruíz	Ruíz	Nayarit	29	105.146	21.964	14
82	Río Santiago, Villa Juárez	Santiago Ixcuintla	Nayarit	34	105.394	21.686	11
83	Río Santiago, Santiago Ixcuintla	Santiago Ixcuintla	Nayarit	34	105.207	21.803	8
84	Río San Pedro, Tuxpan	Tuxpan	Nayarit	38	105.303	21.951	3
85	Desembocadura al mar, Boca del Asadero.	San Blas	Nayarit	39	105.427	21.641	1

La red hidrográfica, en estudio, inicia en el Valle de México y desemboca en el océano Pacífico. El sitio de muestreo con mayor altitud (3 065 m) está localizado en La Marquesa, municipio de Ocoyoacac, Estado de México y el de menor altitud (1 m) fue en Boca de Asadero, municipio de San Blas, Nayarit. Entre ambos puntos el gradiente llega a ser de 3 064 m. El perfil altitudinal de la zona de estudio se basó en las altitudes tomadas en cada punto muestreado con el GPS de la marca GARMIN, tanto para el primer muestreo (Figura 31), como para el segundo (Figura 32). Se puede corroborar que en la última expedición se obtuvo una mayor densidad de sitios de muestreo, llegando a comprender los sitios correspondientes al primer muestreo. El relieve altitudinal es similar.

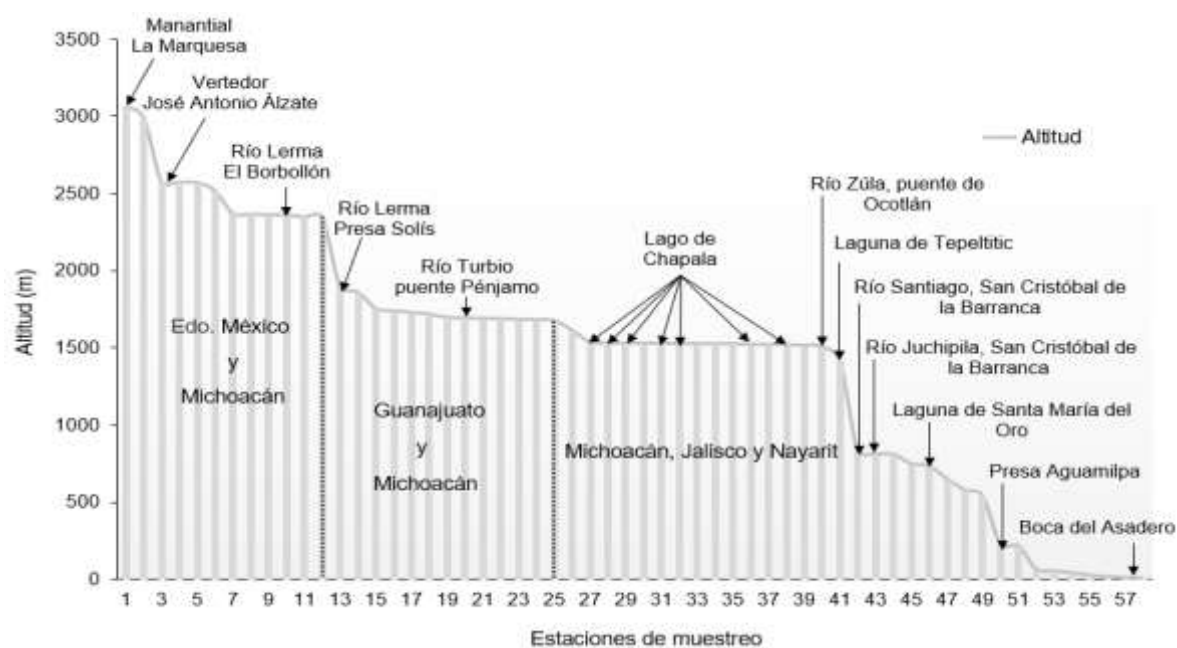


Figura 31. Perfil altitudinal de la red hidrológica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo

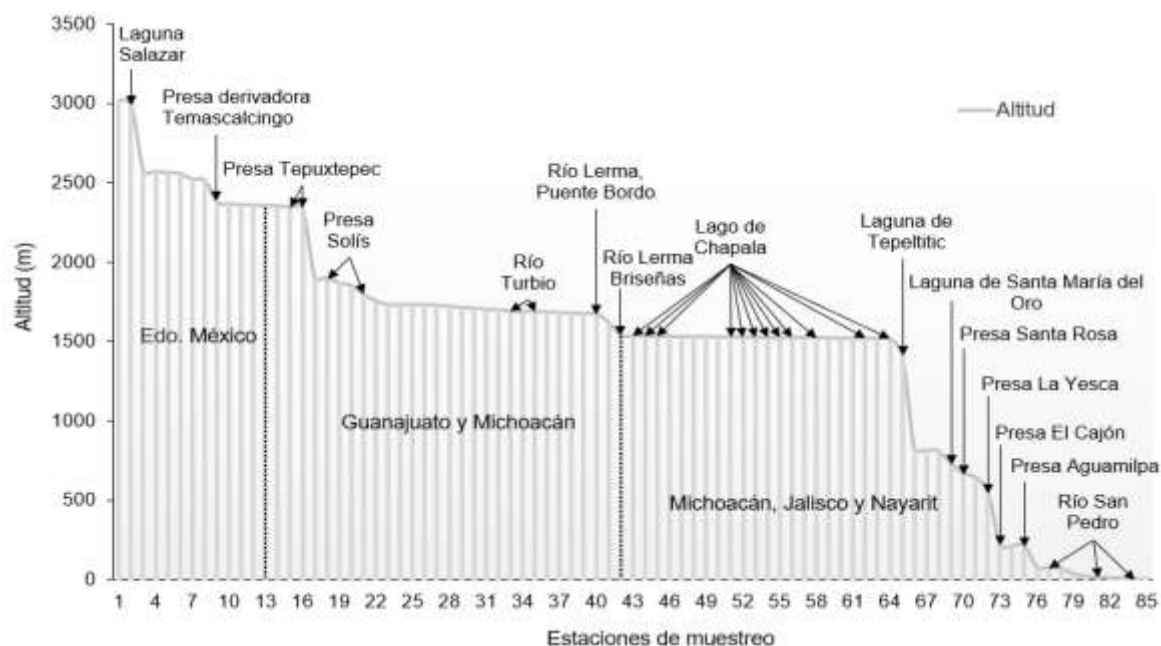


Figura 32. Perfil altitudinal de la red hidrológica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.

5.2. Composición iónica del agua

Los iones determinados para el análisis de la calidad agronómica del agua se presentan en tres unidades: $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$, mmol L^{-1} y mg L^{-1} . En lugar de $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$, otros autores utilizan meq L^{-1} . De acuerdo con la metodología para determinar la exactitud de los datos analíticos, basada en la “Ley de la Equivalencia”, los datos se consideran aceptables porque la diferencia entre aniones y cationes es menor a 2% en todas las muestras (APHA, 1998). La composición iónica de las muestras tomadas en septiembre del 2018 se presenta en el Cuadro 23 y la composición iónica de las muestras tomadas en junio de 2019 en el

Cuadro 24.

Cuadro 23. Composición iónica de las aguas residuales, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.

N°	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
		μS·cm ⁻¹						mmol _c ·L ⁻¹						mg·L ⁻¹	atm
								mg·L ⁻¹							
								mmol·L ⁻¹							
1	8.15	145	0.30	0.50	0.52	0.10	1.42	0.00	0.95	0.30	0.12	1.37	2.79	136	0.057
			6.01	6.08	11.96	3.91		0.00	57.95	10.64	5.76		102.31		
			0.15	0.25	0.52	0.10		0.00	0.95	0.30	0.06		2.33		
2	6.80	135	0.28	0.47	0.41	0.16	1.32	0.00	0.87	0.30	0.12	1.29	2.61	44	0.053
			5.61	5.71	9.43	6.26		0.00	53.07	10.64	5.76		96.48		
			0.14	0.24	0.41	0.16		0.00	0.87	0.30	0.06		2.18		
3	7.25	388	1.10	0.85	1.45	0.39	3.79	0.00	2.46	0.86	0.36	3.68	7.47	216	0.155
			22.04	10.33	33.35	15.25		0.00	150.06	30.49	17.29		278.81		
			0.55	0.43	1.45	0.39		0.00	2.46	0.86	0.18		6.32		
4	7.17	769	1.45	1.52	3.50	0.78	7.25	0.00	3.93	2.40	0.73	7.06	14.31	466	0.305
			29.06	18.47	80.50	30.50		0.00	239.73	85.08	35.06		518.40		
			0.73	0.76	3.50	0.78		0.00	3.93	2.40	0.37		12.47		
5	6.93	714	1.90	1.35	3.20	0.53	6.98	0.00	3.84	2.23	0.72	6.79	13.77	404	0.288
			38.08	16.40	73.60	20.72		0.00	234.24	79.05	34.58		496.67		
			0.95	0.68	3.20	0.53		0.00	3.84	2.23	0.36		11.79		
6	7.15	293	0.68	0.55	1.31	0.33	2.87	0.00	1.58	0.91	0.30	2.79	5.66	166	0.109
			13.63	6.68	30.13	12.90		0.00	96.38	32.26	14.41		206.39		
			0.34	0.28	1.31	0.33		0.00	1.58	0.46	0.15		4.45		
7	7.11	260	0.61	0.50	1.14	0.29	2.54	0.00	1.39	0.81	0.27	2.47	5.01	208	0.106
			12.24	6.08	26.22	11.34		0.00	84.79	28.71	12.97		182.35		
			0.31	0.25	1.14	0.29		0.00	1.39	0.81	0.14		4.33		
8	7.25	14550	5.85	4.15	122.86	9.43	142.29	0.00	45.33	78.13	15.11	138.57	280.86	8176	6.565
			117.23	50.42	2825.78	368.71		0.00	2765.13	2769.71	725.73		9622.71		
			2.93	2.08	122.86	9.43		0.00	45.33	78.13	7.56		268.32		
9	7.26	14600	5.90	4.25	123.12	9.50	142.77	0.00	45.16	78.22	15.60	138.98	281.75	7944	6.578

Nº	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
							mmol _c ·L ⁻¹								
			μS·cm ⁻¹				mg·L ⁻¹				mg·L ⁻¹ atm				
							mmol·L ⁻¹								
10	7.02	267	118.24	51.64	2831.76	371.45		0.00	2754.76	2772.90	749.27		9650.02		
			2.95	2.13	123.12	9.50		0.00	45.16	78.22	7.80		268.88		
			0.63	0.52	1.18	0.28	2.61	0.00	1.45	0.80	0.28	2.53	5.14	222	0.108
			12.63	6.32	27.14	10.95		0.00	88.45	28.36	13.45		187.30		
11	7.70	451	0.32	0.26	1.18	0.28		0.00	1.45	0.80	0.14		4.43		
			0.55	0.98	2.39	0.49	4.41	0.00	2.51	1.30	0.47	4.28	8.69	306	0.188
			11.02	11.91	54.97	19.16		0.00	153.11	46.09	22.57		318.83		
			0.28	0.49	2.39	0.49		0.00	2.51	1.30	0.24		7.70		
12	7.07	272	0.64	1.02	0.68	0.32	2.66	0.00	1.44	0.86	0.28	2.58	5.24	206	0.104
			12.83	12.39	15.64	12.51		0.00	87.84	30.49	13.45		185.15		
			0.32	0.51	0.68	0.32		0.00	1.44	0.86	0.14		4.27		
			0.70	0.87	2.40	0.46	4.43	0.30	2.20	1.32	0.48	4.30	8.73	356	0.185
13	8.59	453	14.03	10.57	55.20	17.99		9.00	134.20	46.79	23.05		310.83		
			0.35	0.44	2.40	0.46		0.15	2.20	1.32	0.24		7.56		
			0.62	0.98	2.35	0.46	4.41	0.54	1.70	1.52	0.52	4.28	8.69	284	0.180
			12.42	11.91	54.05	17.99		16.20	103.70	53.88	24.98		295.13		
14	8.82	451	0.31	0.49	2.35	0.46		0.27	1.70	1.52	0.26		7.36		
			0.68	0.94	2.16	0.45	4.23	0.50	1.86	1.25	0.50	4.11	8.34	292	0.172
			13.63	11.42	49.68	17.60		15.00	113.46	44.31	24.02		289.12		
			0.34	0.47	2.16	0.45		0.25	1.86	1.25	0.25		7.03		
15	8.51	433	0.64	0.96	2.17	0.44	4.21	0.50	1.81	1.30	0.48	4.09	8.30	338	0.172
			12.83	11.66	49.91	17.20		15.00	110.41	46.09	23.05		286.15		
			0.32	0.48	2.17	0.44		0.25	1.81	1.30	0.24		7.01		
			0.90	1.10	3.69	0.60	6.29	0.00	3.45	1.90	0.74	6.09	12.38	424	0.269
16	7.75	643	18.04	13.37	84.87	23.46		0.00	210.45	67.36	35.54		453.09		
			0.45	0.55	3.69	0.60		0.00	3.45	1.90	0.37		11.01		
			0.45	0.92	2.91	0.60	4.88	0.00	2.68	1.48	0.58	4.74	9.62	380	0.212

Nº	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
							mmol _c ·L ⁻¹								
			μS·cm ⁻¹				mg·L ⁻¹				mg·L ⁻¹ atm				
							mmol·L ⁻¹								
19	7.04	436	9.02	11.18	66.93	23.46		0.00	163.48	52.47	27.86		354.40	314	0.181
			0.23	0.46	2.91	0.60		0.00	2.68	1.48	0.29		8.65		
			0.46	1.03	2.35	0.42	4.26	0.00	2.25	1.38	0.50	4.13	8.39		
20	7.12	651	9.22	12.51	54.05	16.42		0.00	137.25	48.92	24.02		302.39	406	0.271
			0.23	0.52	2.35	0.42		0.00	2.25	1.38	0.25		7.40		
			0.77	1.40	3.79	0.41	6.37	0.00	3.29	2.10	0.80	6.19	12.56		
21	7.56	904	15.43	17.01	87.17	16.03		0.00	200.69	74.45	38.42		449.20	800	0.380
			0.39	0.70	3.79	0.41		0.00	3.29	2.10	0.40		11.08		
			1.08	1.64	5.69	0.43	8.84	0.00	4.52	2.96	1.12	8.60	17.44		
22	7.09	478	21.64	19.93	130.87	16.81		0.00	275.72	104.93	53.79		623.69	326	0.198
			0.54	0.82	5.69	0.43		0.00	4.52	2.96	0.56		15.52		
			0.70	0.86	2.69	0.42	4.67	0.00	2.34	1.54	0.64	4.52	9.19		
23	6.86	433	14.03	10.45	61.87	16.42		0.00	142.74	54.49	30.74		330.74	316	0.178
			0.35	0.43	2.69	0.42		0.00	2.34	1.54	0.32		8.09		
			0.66	0.82	2.35	0.40	4.23	0.00	2.13	1.40	0.58	4.11	8.34		
24	6.75	551	13.23	9.96	54.05	15.64		0.00	129.93	49.68	27.86		300.35	344	0.230
			0.33	0.41	2.35	0.40		0.00	2.13	1.40	0.27		7.29		
			0.75	0.90	3.22	0.52	5.39	0.00	2.65	1.80	0.76	5.21	10.60		
25	6.92	470	15.03	10.94	74.06	20.33		0.00	161.65	63.81	36.50		382.32	318	0.192
			0.38	0.45	3.22	0.52		0.00	2.65	1.80	0.38		9.40		
			0.78	0.84	2.63	0.35	4.60	0.00	2.07	1.56	0.84	4.47	9.07		
26	6.42	138	15.63	10.21	60.49	13.69		0.00	126.27	55.30	40.35		321.94	146	0.054
			0.39	0.42	2.63	0.35		0.00	2.07	1.56	0.42		7.84		
			0.30	0.40	0.50	0.15	1.35	0.00	0.66	0.42	0.24	1.32	2.67		
27	8.68	917	6.01	4.86	11.50	5.87		0.00	40.26	14.89	11.53		94.92	550	0.374
			0.15	0.20	0.50	0.15		0.00	0.66	0.42	0.12		2.20		
			1.10	1.70	5.71	0.46	8.97	0.80	3.65	3.08	1.14	8.67	17.64		

Nº	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
			μS·cm ⁻¹				mmol _c ·L ⁻¹								
							mg·L ⁻¹				mg·L ⁻¹ atm				
							mmol·L ⁻¹								
28	8.45	900	22.04	20.66	131.33	17.99		24.00	222.65	109.19	54.75		602.61	524	0.368
			0.55	0.85	5.71	0.46		0.40	3.65	3.08	0.57		15.27		
			1.08	1.66	5.62	0.44	8.80	0.80	3.62	3.02	1.12	8.56	17.36		
29	8.52	1070	21.64	20.17	129.26	17.20		24.00	220.82	107.06	53.79		593.94	666	0.443
			0.54	0.83	5.62	0.44		0.40	3.62	3.02	0.56		15.03		
			1.29	1.94	6.77	0.46	10.46	0.70	5.14	3.18	1.14	10.16	20.62		
30	6.95	496	25.85	23.57	155.71	17.99		21.00	313.54	112.73	54.75		725.14	328	0.205
			0.65	0.97	6.77	0.46		0.35	5.14	3.18	0.57		18.09		
			0.96	0.98	2.41	0.50	4.85	0.00	2.69	1.55	0.47	4.71	9.56		
31	8.45	924	19.24	11.91	55.43	19.55		0.00	164.09	54.95	22.57		347.74	558	0.384
			0.48	0.49	2.41	0.50		0.00	2.69	1.55	0.24		8.36		
			1.12	1.80	5.64	0.48	9.04	0.40	4.53	2.91	0.94	8.78	17.82		
32	8.46	967	22.44	21.87	129.72	18.77		1.20	276.33	103.16	45.15		618.64	608	0.400
			0.56	0.90	5.64	0.48		0.20	4.53	2.91	0.47		15.69		
			1.25	1.87	5.47	0.87	9.46	0.60	4.94	2.72	0.92	9.18	18.64		
33	6.98	503	25.05	22.72	125.81	34.02		1.80	301.34	96.42	44.19		651.35	340	0.210
			0.63	0.94	5.47	0.87		0.30	4.94	2.72	0.46		16.33		
			0.74	1.02	2.73	0.43	4.92	0.00	2.71	1.58	0.48	4.77	9.69		
34	7.06	491	14.83	12.39	62.79	16.81		0.00	165.31	56.01	23.05		351.19	342	0.207
			0.37	0.51	2.73	0.43		0.00	2.71	1.58	0.24		8.57		
			0.80	0.85	2.70	0.45	4.80	0.00	2.92	1.30	0.46	4.68	9.48		
35	6.90	367	16.03	10.33	62.10	17.60		0.00	178.12	46.09	22.09		352.36	242	0.151
			0.40	0.43	2.70	0.45		0.00	2.92	1.30	0.26		8.46		
			0.62	0.82	1.77	0.38	3.59	0.00	2.10	1.02	0.36	3.48	7.07		
36	8.46	1057	12.42	9.96	40.71	14.86		0.00	128.10	36.16	17.29		259.50	634	0.437
			0.31	0.41	1.77	0.38		0.00	2.10	1.02	0.18		6.17		
			1.28	1.92	6.68	0.46	10.34	0.70	5.09	3.14	1.12	10.05	20.39		

Nº	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
							mmol·L ⁻¹								
							mg·L ⁻¹								
							mmol·L ⁻¹								

Nº	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
							mmol·L ⁻¹								
							mg·L ⁻¹				mg·L ⁻¹				
							mmol·L ⁻¹								
			12.02	8.38	40.94	11.34		0.00	117.12	36.16	14.89		240.85		
			0.30	0.35	1.78	0.29		0.00	1.92	1.02	0.16		5.82		
46	8.70	1607	0.30	5.65	9.16	0.61	15.72	1.30	8.20	6.87	0.20	16.57	32.29	860	0.699
			6.01	68.65	210.68	23.85		39.00	500.20	243.54	9.61		1101.54		
			0.15	2.83	9.16	0.61		0.65	8.20	6.87	0.10		28.57		
47	6.99	312	0.53	0.70	1.42	0.40	3.05	0.00	1.83	0.82	0.31	2.96	6.01	254	0.128
			10.62	8.51	32.66	15.64		0.00	111.63	29.07	14.89		223.02		
			0.27	0.35	1.42	0.40		0.00	1.83	0.82	0.16		5.25		
48	7.36	472	0.60	1.06	2.50	0.46	4.62	0.00	2.74	1.49	0.24	4.47	9.09	286	0.199
			12.02	12.88	57.50	17.99		0.00	167.14	52.82	11.53		331.88		
			0.30	0.53	2.50	0.46		0.00	2.74	1.49	0.12		8.14		
49	7.22	123	0.20	0.26	0.62	0.12	1.20	0.00	0.66	0.39	0.12	1.17	2.37	126	0.051
			4.01	3.16	14.26	4.69		0.00	40.26	13.83	5.76		85.97		
			0.10	0.13	0.62	0.12		0.00	0.66	0.39	0.06		2.08		
50	7.29	216	0.30	0.45	1.09	0.27	2.11	0.00	1.29	0.60	0.17	2.06	4.17	158	0.091
			6.01	5.47	25.07	10.56		0.00	78.69	21.27	8.17		155.24		
			0.15	0.23	1.09	0.27		0.00	1.29	0.60	0.09		3.72		
51	7.83	530	0.63	0.92	3.23	0.40	5.18	0.00	2.99	1.76	0.28	5.03	10.21	318	0.228
			12.63	11.18	74.29	15.64		0.00	182.39	62.39	13.45		371.97		
			0.32	0.46	3.23	0.40		0.00	2.99	1.76	0.14		9.30		
52	7.55	148	0.25	0.30	0.76	0.14	1.45	0.00	0.75	0.53	0.12	1.40	2.85	96	0.062
			5.01	3.65	17.48	5.47		0.00	43.11	18.79	5.76		99.27		
			0.13	0.15	0.76	0.14		0.00	0.75	0.53	0.06		2.52		
53	7.31	216	0.40	0.44	1.09	0.18	2.11	0.00	1.22	0.68	0.14	2.04	4.15	140	0.090
			8.02	5.35	25.07	7.04		0.00	74.42	24.11	6.72		150.73		
			0.20	0.22	1.09	0.18		0.00	1.22	0.68	0.07		3.66		
54	6.89	260	0.45	0.60	1.25	0.24	2.54	0.00	1.46	0.82	0.18	2.46	5.00	258	0.107

N°	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
							mmol _c ·L ⁻¹								
			μS·cm ⁻¹				mg·L ⁻¹				mg·L ⁻¹ atm				
							mmol·L ⁻¹								
55	7.20	192	9.02	7.29	28.75	9.38		0.00	89.06	29.07	8.65		181.22	168	0.079
			0.23	0.30	1.25	0.24		0.00	1.46	0.82	0.09		4.39		
			0.34	0.46	0.90	0.18	1.88	0.00	1.03	0.65	0.14	1.82	3.70		
			6.81	5.59	20.70	7.04		0.00	62.83	23.04	6.72		132.73		
56	7.48	103	0.17	0.23	0.90	0.18		0.00	1.03	0.65	0.07		3.23	110	0.043
			0.17	0.22	0.50	0.12	1.01	0.00	0.55	0.33	0.10	0.98	1.99		
			3.41	2.67	11.50	4.69		0.00	33.55	11.70	4.80		72.32		
			0.09	0.11	0.50	0.12		0.00	0.55	0.33	0.05		1.75		
57	6.86	233	0.43	0.56	1.07	0.22	2.28	0.00	1.26	0.79	0.16	2.21	4.49	156	0.094
			8.62	6.80	24.61	8.60		0.00	76.86	28.01	7.68		161.18		
			0.22	0.22	1.07	0.22		0.00	1.26	0.79	0.08		3.86		
			0.62	2.10	12.82	0.46	16.00	0.00	9.39	5.92	0.20	15.51	31.51		
58	7.51	1642	13.63	25.52	294.86	17.99		0.00	572.79	209.86	9.61		1144.26	868	0.736
			0.34	1.05	12.82	0.46		0.00	9.39	5.92	0.10		30.08		

Cuadro 24. Composición iónica de las aguas residuales, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.

N°	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
			mmol·L ⁻¹				mg·L ⁻¹						mg·L ⁻¹		atm
			μS·cm ⁻¹				mmol·L ⁻¹								
1	6.05	115	0.28	0.25	0.55	0.04	1.12	0.00	0.63	0.45	0.01	1.09	2.21	206	0.048
			5.61	3.04	12.65	1.56		0.00	38.43	15.95	0.48		77.72		
			0.14	0.13	0.55	0.04		0.00	0.63	0.45	0.01		1.95		
2	8.21	174	0.20	0.35	1.04	0.11	1.70	0.09	0.78	0.65	0.12	1.64	3.34	236	0.073
			4.01	4.25	23.92	4.30		2.70	47.58	23.04	5.76		115.56		
			0.10	0.18	1.04	0.11		0.05	0.78	0.65	0.06		2.97		
3	7.09	1550	1.10	1.60	12.03	0.28	15.01	0.00	8.95	4.92	0.64	14.51	29.52	988	0.681
			22.04	19.44	276.69	10.95		0.00	545.95	174.41	30.74		1080.22		
			0.55	0.80	12.03	0.28		0.00	8.95	4.92	0.32		27.85		
4	7.58	1143	2.25	2.90	4.59	1.44	11.18	0.00	6.47	3.65	0.76	10.88	22.06	846	0.468
			45.09	35.24	105.57	56.30		0.00	394.67	129.39	36.50		802.76		
			1.13	1.45	4.59	1.44		0.00	6.47	3.65	0.38		19.11		
5	8.20	858	0.65	1.15	6.02	0.49	8.31	0.10	5.50	1.75	0.80	8.15	16.46	626	0.370
			13.03	13.97	138.46	19.16		3.00	335.50	62.04	38.42		623.58		
			0.33	0.58	6.02	0.49		0.05	5.50	1.75	0.40		15.12		
6	7.05	1077	0.85	1.65	7.58	0.45	10.53	0.00	6.56	2.50	1.12	10.18	20.71	746	0.463
			17.03	20.05	174.34	17.60		0.00	400.16	88.63	53.79		771.60		
			0.43	0.83	7.58	0.45		0.00	6.56	2.50	0.56		18.91		
7	8.59	607	0.55	0.95	4.15	0.29	5.94	0.30	3.54	1.60	0.30	5.74	11.68	502	0.260
			11.02	11.54	95.45	11.34		9.00	215.94	56.72	14.41		425.42		
			0.28	0.48	4.15	0.29		0.15	3.54	1.60	0.15		10.64		
8	9.59	882	0.48	0.92	6.96	0.16	8.52	0.75	4.65	2.40	0.46	8.26	16.78	676	0.379
			9.62	11.18	160.08	6.26		22.50	283.65	85.08	22.09		600.46		
			0.24	0.46	6.96	0.16		0.38	4.65	2.40	0.23		15.48		

Nº	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
							mmol _c ·L ⁻¹								
							mg·L ⁻¹				mg·L ⁻¹ atm				
							mmol·L ⁻¹								
9	6.73	896	0.56	0.94	6.98	0.20	8.68	0.00	5.37	2.52	0.49	8.38	17.06	630	0.393
			11.22	11.42	160.54	7.82		0.00	327.57	89.33	23.53		631.43		
			0.28	0.47	6.98	0.20		0.00	5.37	2.52	0.25		16.07		
10	6.82	902	0.80	1.20	6.46	0.35	8.81	0.00	5.81	2.20	0.52	8.53	17.34	630	0.393
			16.03	14.58	148.58	13.69		0.00	354.41	77.99	24.98		650.26		
			0.40	0.60	6.46	0.35		0.00	5.81	2.20	0.26		16.08		
11	7.04	15075	5.55	13.45	121.46	6.96	147.42	0.00	38.28	98.20	6.10	142.58	290.00	8770	6.788
			111.22	163.42	2793.58	272.14		0.00	2335.08	3481.19	292.98		9449.61		
			2.78	6.73	121.46	6.96		0.00	38.28	98.20	3.05		277.46		
12	8.23	2405	1.27	3.85	17.42	0.98	23.52	0.96	12.90	8.14	0.90	22.90	46.42	1450	1.051
			25.45	46.78	400.66	38.32		28.80	786.90	288.56	43.23		1658.70		
			0.64	1.93	17.42	0.98		0.48	12.90	8.14	0.45		42.94		
13	6.90	14610	5.48	13.05	116.21	6.75	141.49	0.00	35.67	95.25	5.92	136.84	278.33	8360	6.510
			109.82	158.56	2672.83	263.93		0.00	2175.87	3376.61	284.34		9041.96		
			2.74	6.53	116.21	6.75		0.00	35.67	95.25	2.96		266.11		
14	8.07	209	0.35	0.50	1.10	0.09	2.04	0.00	1.36	0.54	0.08	1.98	4.02	292	0.087
			7.01	6.08	25.30	3.52		0.00	82.96	19.14	3.84		147.85		
			0.18	0.25	1.10	0.09		0.00	1.36	0.54	0.04		3.56		
15	7.15	578	0.32	0.61	4.48	0.24	5.65	0.00	3.64	1.58	0.28	5.50	11.15	488	0.258
			6.41	7.41	103.04	9.38		0.00	222.04	56.01	13.45		417.74		
			0.16	0.31	4.48	0.24		0.00	3.64	1.58	0.14		10.55		
16	8.70	586	0.28	0.66	4.67	0.12	5.73	0.26	3.54	1.50	0.24	5.54	11.27	498	0.258
			5.61	8.02	107.41	4.69		7.80	215.94	53.18	11.53		414.18		
			0.14	0.33	4.67	0.12		0.13	3.54	1.50	0.12		10.55		
17	9.36	534	0.23	0.60	4.19	0.20	5.22	0.24	3.04	1.60	0.20	5.08	10.30	478	0.237
			4.61	7.29	96.37	7.82		7.20	185.44	56.72	9.61		375.06		
			0.12	0.30	4.19	0.20		0.12	3.04	1.60	0.10		9.67		

N°	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
		μS·cm ⁻¹						mmol _c ·L ⁻¹						mg·L ⁻¹	atm
								mg·L ⁻¹							
								mmol·L ⁻¹							
18	9.81	384	0.14	0.43	3.02	0.12	3.71	0.16	2.04	1.26	0.14	3.60	7.31	356	0.168
			2.81	5.22	69.46	4.69		4.80	124.44	44.67	6.72		262.81		
			0.07	0.22	3.02	0.12		0.08	2.04	1.26	0.07		6.88		
19	9.17	381	0.12	0.40	3.09	0.12	3.73	0.15	2.25	1.08	0.12	3.60	7.33	384	0.170
			2.40	4.86	71.07	4.69		4.50	137.25	38.29	5.76		268.82		
			0.06	0.20	3.09	0.12		0.08	2.25	1.08	0.06		6.94		
20	9.26	380	0.10	0.34	3.16	0.08	3.68	0.16	2.13	1.14	0.12	3.55	7.23	390	0.168
			2.00	4.13	72.68	3.13		4.80	129.93	40.41	5.76		262.84		
			0.05	0.17	3.16	0.08		0.08	2.13	1.14	0.06		6.87		
21	7.65	541	0.17	0.52	4.37	0.18	5.24	0.00	3.27	1.62	0.18	5.07	10.31	462	0.242
			3.41	6.32	100.51	7.04		0.00	199.47	57.43	8.65		382.83		
			0.09	0.26	4.37	0.18		0.00	3.27	1.62	0.09		9.88		
22	8.96	383	0.16	0.56	2.89	0.14	3.75	0.10	2.25	1.18	0.12	3.65	7.40	408	0.170
			3.21	6.80	66.47	5.47		3.00	137.25	41.83	5.76		269.79		
			0.08	0.28	2.89	0.14		0.05	2.25	1.18	0.06		6.93		
23	9.14	579	0.22	0.60	4.59	0.20	5.61	0.18	3.83	1.28	0.14	5.43	11.04	502	0.256
			4.41	7.29	105.57	7.82		5.40	233.63	45.38	6.72		416.22		
			0.11	0.30	4.59	0.20		0.09	3.83	1.28	0.07		10.47		
24	8.41	402	0.20	0.46	3.07	0.16	3.89	0.14	2.66	0.86	0.10	3.76	7.65	392	0.176
			4.01	5.59	70.61	6.26		4.20	162.26	30.49	4.80		288.22		
			0.10	0.23	3.07	0.16		0.07	2.66	0.86	0.05		7.20		
25	8.92	385	0.30	0.58	2.67	0.18	3.73	0.20	2.42	0.86	0.12	3.60	7.33	396	0.165
			6.01	7.05	61.41	7.04		6.00	147.62	30.49	5.76		271.38		
			0.15	0.29	2.67	0.18		0.10	2.42	0.86	0.06		6.73		
26	8.60	353	0.28	0.54	2.44	0.16	3.42	0.16	2.23	0.79	0.11	3.29	6.71	386	0.151
			5.61	6.56	56.12	6.26		4.80	136.03	28.01	5.28		248.67		
			0.14	0.27	2.44	0.16		0.08	2.23	0.79	0.06		6.17		

N°	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
		μS·cm ⁻¹						mmol _c ·L ⁻¹						mg·L ⁻¹	atm
								mg·L ⁻¹							
								mmol·L ⁻¹							
27	8.02	542	0.52	0.92	3.60	0.26	5.30	0.00	3.70	1.30	0.16	5.16	10.46	498	0.236
			10.42	11.18	82.80	10.17		0.00	225.70	46.09	7.68		394.04		
			0.26	0.46	3.60	0.26		0.00	3.70	1.30	0.08		9.66		
28	8.20	554	0.60	1.02	3.50	0.30	5.42	0.00	3.54	1.52	0.18	5.24	10.66	500	0.239
			12.02	12.39	80.50	11.73		0.00	215.94	53.88	8.65		395.11		
			0.30	0.51	3.50	0.30		0.00	3.54	1.52	0.09		9.76		
29	8.12	562	0.20	1.34	3.52	0.38	5.44	0.00	3.11	1.90	0.23	5.24	10.68	474	0.240
			4.01	16.28	80.96	14.86		0.00	189.71	67.36	11.05		384.23		
			0.10	0.67	3.52	0.38		0.00	3.11	1.90	0.12		9.80		
30	8.02	792	0.30	1.88	4.93	0.56	7.67	0.00	4.03	3.06	0.36	7.45	15.12	596	0.339
			6.01	22.84	113.39	21.90		0.00	245.83	108.48	17.29		535.74		
			0.15	0.94	4.93	0.56		0.00	4.03	3.06	0.18		13.85		
31	8.26	720	0.58	1.17	4.95	0.34	7.04	0.18	4.74	1.70	0.24	6.86	13.90	624	0.314
			11.62	14.22	113.85	13.29		5.40	289.14	60.26	11.53		519.31		
			0.29	0.59	4.95	0.34		0.09	4.74	1.70	0.12		12.82		
32	8.39	652	0.38	0.70	5.18	0.12	6.38	0.56	3.90	1.37	0.34	6.17	12.55	560	0.283
			7.62	8.51	119.14	4.69		16.80	237.90	48.57	16.33		459.56		
			0.19	0.35	5.18	0.12		0.28	3.90	1.37	0.17		11.56		
33	8.16	545	0.28	0.57	4.33	0.10	5.28	0.00	3.33	1.49	0.29	5.11	10.39	480	0.240
			5.61	6.93	99.59	3.91		0.00	203.13	52.82	13.93		385.92		
			0.14	0.29	4.33	0.10		0.00	3.33	1.49	0.15		9.83		
34	8.13	678	0.34	0.74	5.43	0.12	6.63	0.00	4.12	1.92	0.35	6.39	13.02	564	0.301
			6.81	8.99	124.89	4.69		0.00	251.32	68.06	16.81		481.57		
			0.17	0.37	5.43	0.12		0.00	4.12	1.92	0.18		12.31		
35	8.23	930	0.32	0.78	7.59	0.40	9.09	0.10	3.72	4.78	0.25	8.85	17.94	2730	0.421
			6.41	9.48	174.57	15.64		3.00	226.92	169.45	12.01		617.48		
			0.16	0.39	7.59	0.40		0.05	3.72	4.78	0.13		17.22		

N°	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
		μS·cm ⁻¹						mmol _c ·L ⁻¹						mg·L ⁻¹	atm
								mg·L ⁻¹							
								mmol·L ⁻¹							
36	8.26	419	0.48	0.84	2.48	0.26	4.06	0.12	1.98	1.56	0.28	3.94	8.00	350	0.175
			9.62	10.21	57.04	10.17		3.60	120.78	55.30	13.45		280.17		
			0.24	0.42	2.48	0.26		0.06	1.98	1.56	0.14		7.14		
37	7.99	605	0.69	1.21	3.65	0.37	5.92	0.00	3.08	2.25	0.40	5.73	11.65	478	0.257
			13.83	14.70	83.95	14.47		0.00	187.88	79.76	19.21		413.80		
			0.35	0.61	3.65	0.37		0.00	3.08	2.25	0.20		10.51		
38	7.83	499	0.38	0.98	3.22	0.30	4.88	0.00	2.53	1.95	0.23	4.71	9.59	410	0.215
			7.62	11.91	74.06	11.73		0.00	154.33	69.13	11.05		339.83		
			0.19	0.49	3.22	0.30		0.00	2.53	1.95	0.12		8.80		
39	6.71	521	0.40	1.04	3.29	0.32	5.05	0.00	2.64	2.05	0.24	4.93	9.98	430	0.224
			8.02	12.64	75.67	12.51		0.00	161.04	72.67	11.53		354.08		
			0.20	0.52	3.29	0.32		0.00	2.64	2.05	0.12		9.14		
40	8.78	499	0.38	1.02	3.13	0.30	4.83	0.10	2.41	1.96	0.23	4.70	9.53	430	0.212
			7.62	12.39	71.99	11.73		3.00	147.01	69.48	11.05		334.27		
			0.19	0.51	3.13	0.30		0.05	2.41	1.96	0.12		8.67		
41	7.65	541	0.62	1.17	3.17	0.33	5.29	0.00	2.75	2.01	0.36	5.12	10.41	462	0.229
			12.42	14.22	72.91	12.90		0.00	167.75	71.25	17.29		368.74		
			0.31	0.59	3.17	0.33		0.00	2.75	2.01	0.18		9.34		
42	7.89	878	1.02	1.90	5.13	0.54	8.59	0.00	4.45	3.26	0.60	8.31	16.90	640	0.370
			20.44	23.09	117.99	21.11		0.00	271.45	115.57	28.82		598.47		
			0.51	0.95	5.13	0.54		0.00	4.45	3.26	0.30		15.14		
43	8.59	983	0.75	1.96	6.21	0.60	9.52	0.16	4.80	3.85	0.45	9.26	18.78	720	0.419
			15.03	23.81	142.83	23.46		4.80	292.80	136.48	21.61		660.82		
			0.38	0.98	6.21	0.60		0.08	4.80	3.85	0.23		17.13		
44	8.61	975	0.74	1.94	6.16	0.60	9.44	0.14	5.03	3.60	0.42	9.19	18.63	698	0.416
			14.83	23.57	141.68	23.46		4.20	306.83	127.62	20.17		662.36		
			0.37	0.97	6.16	0.60		0.07	5.03	3.60	0.21		17.01		

N°	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
		μS·cm ⁻¹						mmol _c ·L ⁻¹						mg·L ⁻¹	atm
								mg·L ⁻¹							
								mmol·L ⁻¹							
45	8.64	1000	0.78	1.96	6.32	0.62	9.68	0.18	4.87	3.90	0.46	9.41	19.09	706	0.426
			15.63	23.81	145.36	24.24		5.40	297.07	138.26	22.09		671.86		
			0.39	0.98	6.32	0.62		0.09	4.87	3.90	0.23		17.40		
46	8.27	1012	0.78	2.06	6.34	0.62	9.80	0.18	5.10	3.74	0.46	9.48	19.28	714	0.429
			15.63	25.03	145.82	24.24		5.40	311.10	132.58	22.09		681.89		
			0.39	1.03	6.34	0.62		0.09	5.10	3.74	0.23		17.54		
47	8.45	802	0.92	1.62	4.80	0.50	7.84	0.26	3.82	2.98	0.56	7.62	15.46	670	0.337
			18.44	19.68	110.40	19.55		7.80	233.02	105.64	26.90		541.43		
			0.46	0.81	4.80	0.50		0.13	3.82	2.98	0.28		13.78		
48	8.27	971	0.76	2.04	6.04	0.56	9.40	0.28	4.89	3.56	0.42	9.15	18.55	706	0.411
			15.23	24.79	138.92	21.90		8.40	298.29	126.20	20.17		653.90		
			0.38	1.02	6.04	0.56		0.14	4.89	3.56	0.21		16.80		
49	8.19	615	0.31	0.67	4.88	0.10	5.96	0.00	3.68	1.75	0.32	5.75	11.71	486	0.271
			6.21	8.14	112.24	3.91		0.00	224.48	62.04	15.37		432.39		
			0.16	0.34	4.88	0.10		0.00	3.68	1.75	0.16		11.07		
50	7.99	1118	0.87	2.20	7.17	0.69	10.93	0.00	5.75	4.36	0.52	10.63	21.56	648	0.484
			17.43	26.73	164.91	26.98		0.00	350.75	154.56	24.98		766.34		
			0.44	1.10	7.17	0.69		0.00	5.75	4.36	0.26		19.77		
51	8.43	853	0.67	1.80	5.38	0.49	8.34	0.18	4.38	3.13	0.37	8.06	16.40	686	0.365
			13.43	21.87	123.74	19.16		5.40	267.18	110.96	17.77		579.51		
			0.34	0.90	5.38	0.49		0.09	4.38	3.13	0.19		14.90		
52	8.47	984	0.74	2.06	6.28	0.54	9.62	0.26	5.14	3.59	0.40	9.39	19.01	682	0.423
			14.83	25.03	144.44	21.11		7.80	313.54	127.27	19.21		673.23		
			0.37	1.03	6.28	0.54		0.13	5.14	3.59	0.20		17.28		
53	8.20	991	0.72	2.08	6.25	0.55	9.60	0.08	5.16	3.63	0.41	9.28	18.88	714	0.422
			14.43	25.27	143.75	21.51		2.40	314.76	128.68	19.69		670.49		
			0.36	1.04	6.25	0.55		0.04	5.16	3.63	0.22		17.25		

Nº	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO	
			mmol _c ·L ⁻¹				mg·L ⁻¹				mmol·L ⁻¹					
μS·cm ⁻¹															mg·L ⁻¹	atm
54	8.55	958	0.70	2.02	6.15	0.50	9.37	0.30	4.90	3.48	0.38	9.06	18.43	696	0.409	
			14.03	24.54	141.45	19.55		9.00	298.90	123.37	18.25		649.09			
			0.35	1.01	6.15	0.50		0.15	4.90	3.48	0.19		16.73			
55	8.47	1012	0.76	2.14	6.45	0.54	9.89	0.26	5.22	3.69	0.40	9.57	19.46	738	0.433	
			15.23	26.00	148.35	21.11		7.80	318.42	130.81	19.21		686.93			
			0.38	1.07	6.45	0.54		0.13	5.22	3.69	0.20		17.68			
56	8.27	524	0.19	0.56	4.29	0.08	5.12	0.10	3.87	0.92	0.10	4.99	10.11	554	0.236	
			3.81	6.80	98.67	3.13		3.00	236.07	32.61	4.80		388.89			
			0.10	0.28	4.29	0.08		0.05	3.87	0.92	0.05		9.64			
57	7.76	602	0.69	1.32	3.50	0.38	5.89	0.00	3.09	2.23	0.42	5.74	11.63	488	0.255	
			13.83	16.04	80.50	14.86		0.00	188.49	79.05	20.17		412.94			
			0.35	0.66	3.50	0.38		0.00	3.09	2.23	0.21		10.42			
58	8.65	1002	0.75	2.12	6.30	0.53	9.70	0.30	5.03	3.65	0.39	9.37	19.07	724	0.423	
			15.03	25.76	144.90	20.72		9.00	306.83	129.39	18.73		670.36			
			0.38	1.06	6.30	0.53		0.15	5.03	3.65	0.20		17.30			
59	8.29	943	0.60	2.04	6.08	0.50	9.22	0.25	4.93	3.43	0.37	8.98	18.20	730	0.406	
			12.02	24.79	139.84	19.55		7.50	300.73	121.59	17.77		643.79			
			0.30	1.02	6.08	0.50		0.13	4.93	3.43	0.19		16.58			
60	7.82	553	0.34	1.10	3.69	0.28	5.41	0.00	3.05	2.02	0.20	5.27	10.68	440	0.241	
			6.81	13.37	84.87	10.95		0.00	186.05	71.61	9.61		383.27			
			0.17	0.55	3.69	0.28		0.00	3.05	2.02	0.10		9.86			
61	7.28	2880	2.12	6.08	18.17	1.52	27.89	0.00	15.45	10.58	1.12	27.15	55.04	1684	1.233	
			42.48	73.87	417.91	59.43		0.00	942.45	375.06	53.79		1964.99			
			1.06	3.04	18.17	1.52		0.00	15.45	10.58	0.56		50.38			
62	8.34	986	0.74	2.08	6.30	0.52	9.64	0.36	5.07	3.58	0.38	9.39	19.03	690	0.422	
			14.83	25.27	144.90	20.33		10.80	309.27	126.91	18.25		670.56			
			0.37	1.04	6.30	0.52		0.18	5.07	3.58	0.19		17.25			

N°	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
		μS·cm ⁻¹						mmol _c ·L ⁻¹						mg·L ⁻¹	atm
								mg·L ⁻¹							
								mmol·L ⁻¹							
63	7.41	1649	1.24	3.50	10.36	0.87	15.97	0.00	8.78	6.02	0.62	15.42	31.39	1044	0.702
			24.85	42.53	238.28	34.02		0.00	535.58	213.41	29.78		1118.45		
			0.62	1.75	10.36	0.87		0.00	8.78	6.02	0.31		28.71		
64	8.32	980	0.73	2.06	6.19	0.51	9.49	0.18	5.16	3.54	0.36	9.24	18.73	682	0.418
			14.63	25.03	142.37	19.94		5.40	314.76	125.49	17.29		664.91		
			0.37	1.03	6.19	0.51		0.09	5.16	3.54	0.18		17.07		
65	6.77	440	0.28	0.96	2.82	0.24	4.30	0.00	2.41	1.62	0.16	4.19	8.49	230	0.191
			5.61	11.66	64.86	9.38		0.00	147.01	57.43	7.68		303.63		
			0.14	0.48	2.82	0.24		0.00	2.41	1.62	0.08		7.79		
66	7.30	1670	1.26	3.58	10.44	0.89	16.17	0.00	8.91	6.14	0.64	15.69	31.86	828	0.712
			25.25	43.50	240.12	34.80		0.00	543.51	217.66	30.74		1135.58		
			0.63	1.79	10.44	0.89		0.00	8.91	6.14	0.32		29.12		
67	8.09	616	0.38	1.22	4.11	0.31	6.02	0.00	3.39	2.24	0.23	5.86	11.88	368	0.268
			7.62	14.82	94.53	12.12		0.00	206.79	79.41	11.05		426.34		
			0.19	0.61	4.11	0.31		0.00	3.39	2.24	0.12		10.97		
68	8.43	1028	0.77	2.18	6.47	0.54	9.96	0.30	5.29	3.72	0.39	9.70	19.66	640	0.437
			15.43	26.49	148.81	21.11		9.00	322.69	131.87	18.73		694.13		
			0.39	1.09	6.47	0.54		0.15	5.29	3.72	0.20		17.85		
69	8.49	1768	1.32	3.75	11.13	1.09	17.29	0.50	9.26	6.40	0.68	16.84	34.13	888	0.759
			26.45	45.56	255.99	42.62		15.00	564.86	226.88	32.66		1210.02		
			0.66	1.88	11.13	1.09		0.25	9.26	6.40	0.34		31.01		
70	7.50	1491	1.18	3.37	9.19	0.84	14.58	0.00	7.72	5.77	0.60	14.09	28.67	814	0.639
			23.65	40.95	211.37	32.84		0.00	470.92	204.55	28.82		1013.10		
			0.59	1.69	9.19	0.84		0.00	7.72	5.77	0.30		26.10		
71	7.58	467	0.30	1.02	3.00	0.25	4.57	0.00	3.07	1.22	0.17	4.46	9.03	280	0.203
			6.01	12.39	69.00	9.78		0.00	187.27	43.25	8.17		335.87		
			0.15	0.51	3.00	0.25		0.00	3.07	1.22	0.09		8.29		

N°	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
			mmol _c ·L ⁻¹												
			mg·L ⁻¹												
			mmol·L ⁻¹												
			μS·cm ⁻¹												
72	8.32	510	0.39	1.11	3.16	0.28	4.94	0.30	2.42	1.90	0.19	4.81	9.75	284	0.215
			7.82	13.49	72.68	10.95		9.00	147.62	67.36	9.13		338.05		
			0.20	0.56	3.16	0.28		0.15	2.42	1.90	0.10		8.77		
73	7.28	425	0.32	0.92	2.65	0.23	4.12	0.00	2.03	1.82	0.16	4.01	8.13	248	0.182
			6.41	11.18	60.95	8.99		0.00	123.83	64.52	7.68		283.56		
			0.16	0.46	2.65	0.23		0.00	2.03	1.82	0.08		7.43		
74	8.32	374	0.28	0.81	2.37	0.20	3.66	0.12	1.89	1.39	0.14	3.54	7.20	228	0.160
			5.61	9.84	54.51	7.82		3.60	115.29	49.28	6.72		252.67		
			0.14	0.41	2.37	0.20		0.06	1.89	1.39	0.07		6.53		
75	8.30	358	0.27	0.77	2.27	0.19	3.50	0.12	1.82	1.32	0.13	3.39	6.89	196	0.153
			5.41	9.36	52.21	7.43		3.60	111.02	46.79	6.24		242.06		
			0.14	0.39	2.27	0.19		0.06	1.82	1.32	0.07		6.26		
76	8.30	327	0.25	0.70	2.08	0.17	3.20	0.14	1.68	1.20	0.11	3.13	6.33	244	0.140
			5.01	8.51	47.84	6.65		4.20	102.48	42.54	5.28		222.51		
			0.13	0.35	2.08	0.17		0.07	1.68	1.20	0.06		5.74		
77	8.12	304	0.23	0.66	1.91	0.17	2.97	0.00	1.45	1.31	0.12	2.88	5.85	176	0.131
			4.61	8.02	43.93	6.65		0.00	88.45	46.44	5.76		203.86		
			0.12	0.33	1.91	0.17		0.00	1.45	1.31	0.06		5.35		
78	8.30	562	0.42	1.20	3.58	0.30	5.50	0.30	2.77	2.05	0.21	5.33	10.83	334	0.239
			8.42	14.58	82.34	11.73		9.00	168.97	72.67	10.09		377.80		
			0.21	0.60	3.58	0.30		0.15	2.77	2.05	0.11		9.77		
79	7.43	346	0.26	0.75	2.19	0.18	3.38	0.00	1.88	1.28	0.13	3.29	6.67	200	0.149
			5.21	9.11	50.37	7.04		0.00	114.68	45.38	6.24		238.03		
			0.13	0.38	2.19	0.18		0.00	1.88	1.28	0.07		6.11		
80	7.97	344	0.26	0.75	2.13	0.19	3.33	0.00	1.64	1.47	0.13	3.24	6.57	200	0.147
			5.21	9.11	48.99	7.43		0.00	100.04	52.11	6.24		229.13		
			0.13	0.38	2.13	0.19		0.00	1.64	1.47	0.07		6.01		

N°	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
		μS·cm ⁻¹						mmol _c ·L ⁻¹							
								mg·L ⁻¹						mg·L ⁻¹	atm
								mmol·L ⁻¹							
81	7.65	246	0.19	0.53	1.54	0.14	2.40	0.00	1.19	1.06	0.10	2.35	4.75	158	0.106
			3.81	6.44	35.42	5.47		0.00	72.59	37.58	4.80		166.11		
			0.10	0.27	1.54	0.14		0.00	1.19	1.06	0.05		4.35		
82	7.81	355	0.27	0.78	2.22	0.20	3.47	0.00	1.89	1.33	0.14	3.36	6.83	208	0.153
			5.41	9.48	51.06	7.82		0.00	115.29	47.15	6.72		242.93		
			0.14	0.39	2.22	0.20		0.00	1.89	1.33	0.07		6.24		
83	7.78	345	0.26	0.76	2.16	0.19	3.37	0.00	1.86	1.29	0.14	3.29	6.66	202	0.149
			5.21	9.23	49.68	7.43		0.00	113.46	45.73	6.72		237.46		
			0.13	0.38	2.16	0.19		0.00	1.86	1.29	0.07		6.08		
84	7.62	263	0.20	0.58	1.63	0.14	2.55	0.00	1.39	0.98	0.11	2.48	5.03	182	0.112
			4.01	7.05	37.49	5.47		0.00	84.79	34.74	5.28		178.83		
			0.10	0.29	1.63	0.14		0.00	1.39	0.98	0.06		4.59		
85	7.61	887	0.68	1.95	5.54	0.50	8.67	0.00	4.70	3.33	0.35	8.38	17.05	456	0.381
			13.63	23.69	127.42	19.55		0.00	286.70	118.05	16.81		605.85		
			0.34	0.98	5.54	0.50		0.00	4.70	3.33	0.18		15.57		

5.2.1. Estadísticos descriptivos de los componentes iónicos del agua

Los estadísticos descriptivos media (Me), mediana (M), moda (Mo) y desviación estándar (σ) de la concentración de los iones Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} proporcionan una idea general de la predominancia de cada uno de estos iones en toda red la hidrológica muestreada, así como la dispersión de sus valores. De acuerdo con estos parámetros estadísticos, los iones predominantes son el sodio y el bicarbonato. La desviación estándar indica que los iones sodio, cloruro y bicarbonato presentan una mayor dispersión de los valores de la concentración, debido a que se muestrearon sitios con alta y baja influencia de aguas residuales, además de que se tomó una muestra en la desembocadura del río al mar y dos en el manantial de aguas termales el Borbollón, donde la concentración de sodio y cloruro es elevada con respecto a la mayoría de las muestras. En el

Cuadro 25 se observan los estadísticos descriptivos correspondientes al primer muestreo y en el Cuadro 26 los que corresponden al segundo muestreo.

Cuadro 25. Estadísticos descriptivos de la composición iónica de las aguas residuales, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.

Est.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	P.O
		μS·cm ⁻¹						mmol _c ·L ⁻¹						mg·L ⁻¹	atm
								mg·L ⁻¹							
								mmol·L ⁻¹							
Me	7.25	451	0.64	0.91	2.37	0.42	4.41	0.00	2.23	1.35	0.47	4.28	8.69	315	0.180
			12.83	11.06	54.51	16.42		0.00	135.73	47.86	22.33		306.61		
			0.32	0.46	2.37	0.42		0.00	2.23	1.35	0.24		7.48		
M	7.47	989	0.87	1.14	6.96	0.70	9.67	0.13	4.07	4.23	0.99	9.42	19.09	598	0.430
			17.41	13.87	159.98	27.41		3.39	248.16	150.07	47.52		667.82		
			0.44	0.57	6.96	0.70		0.06	4.07	4.23	0.50		17.52		
Mo	7.25	433	0.30	0.98	2.35	0.46	2.54	0.00	0.66	1.30	0.12	2.58	8.34	#N/D	#N/D
			6.01	11.91	54.05	17.99		0.00	40.26	46.09	5.76		#N/D		
			0.15	0.43	2.35	0.46		0.00	0.66	1.30	0.24		#N/D		
σ	0.66	2590	1.01	0.97	22.05	1.66	25.32	0.28	7.97	14.03	2.73	24.66	49.99	1423	1.170
			20.24	11.80	507.19	65.07		8.07	486.16	497.30	131.28		1710.42		
			0.51	0.49	22.05	1.66		0.14	7.97	14.03	1.37		47.82		

Cuadro 26. Estadísticos descriptivos de la composición iónica de las aguas residuales, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.

Est.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	PO
		μS·cm ⁻¹							mmol _c ·L ⁻¹ mg·L ⁻¹ mmol·L ⁻¹					mg·L ⁻¹	atm
Me	8.20	605	0.42	1.04	4.48	0.30	5.92	0.08	3.68	1.96	0.29	5.74	11.63	418	0.26
			8.42	12.64	103.04	11.73		2.40	224.48	69.48	13.93		417.74		
			0.21	0.52	4.48	0.30		0.04	3.68	1.96	0.15		10.55		
M	11.83	1577	0.98	2.42	11.18	0.77	15.35	0.18	7.06	6.96	0.68	14.88	30.07	1052	0.69
			19.71	29.35	257.04	30.22		5.31	430.82	246.73	32.62		1051.79		
			0.49	1.21	11.18	0.77		0.09	7.06	6.96	0.34		28.11		
Mo	8.20	541	0.28	0.92	4.59	0.20	3.73	0.00	3.54	3.65	0.12	3.60	7.33	#N/D	0.26
			5.61	11.18	105.57	7.82		0.00	215.94	129.39	5.76		#N/D		
			0.14	0.46	4.59	0.20		0.00	3.54	3.65	0.06		10.55		
σ	0.67	2185	0.85	2.05	17.53	1.02	21.27	0.17	5.55	14.38	0.89	20.57	20.57	1360	0.98
			16.98	24.85	403.12	39.92		5.12	338.63	509.82	42.70		1360.02		
			0.42	1.02	17.53	1.02		0.09	5.55	14.38	0.44		40.02		

5.3. Comprobación de la exactitud de los datos analíticos

Para verificar la exactitud de los datos analíticos se utilizaron los siguientes criterios: balance de cationes y aniones, diferencia entre los sólidos totales medidos y los sólidos totales calculados, diferencia entre la conductividad eléctrica medida y la conductividad eléctrica calculada, conductividad eléctrica medida y suma de iones, diferencia entre sólidos totales disueltos calculados y la conductividad eléctrica, diferencia entre sólidos totales disueltos medidos y la conductividad eléctrica.

5.3.1. Balance de cationes y aniones

El criterio para verificar la exactitud de los datos mediante el balance de cationes y aniones indica que la diferencia entre la suma de cationes y la suma de aniones no debe ser mayor a 2%, cuando la suma de aniones está en un rango de 3-10 mmol_c L⁻¹. Para mayores concentraciones se aceptan diferencias porcentuales mayores. La correspondencia entre concentraciones de cationes y aniones se obtuvo mediante una regresión lineal, donde el eje X es la suma de cationes y el eje Y es la suma aniones. El coeficiente de determinación obtenido es de 0.9992 en el primer muestreo, inciso a) y 1.0 en el segundo, inciso b) (Figura 33), lo que indica una alta correlación entre aniones y cationes, que hace que los resultados sean aceptables.

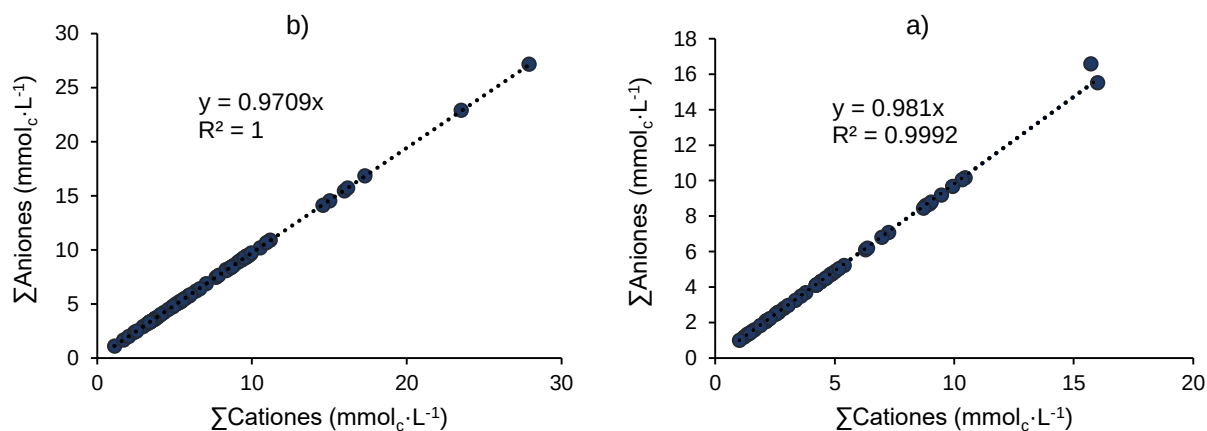


Figura 33. Relación entre la suma de cationes y la suma de aniones de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, a) primer muestreo y b) segundo muestreo.

5.3.2. STD medidos igual a STD calculados

Este criterio establece que la relación entre los $STD_{medidos}/STD_{calculados}$ no debe ser menor que 1.0 ni mayor que 1.2 (APHA, 1998). En las muestras de la red hidrológica Lerma-Chapala-Santiago, el coeficiente de relación es de 1.1035 en el primer muestreo, inciso a) y 1.1887 en el segundo muestreo, donde se incluyen las muestras del manantial de aguas termales el Borbollón, inciso b) (Figura 34).

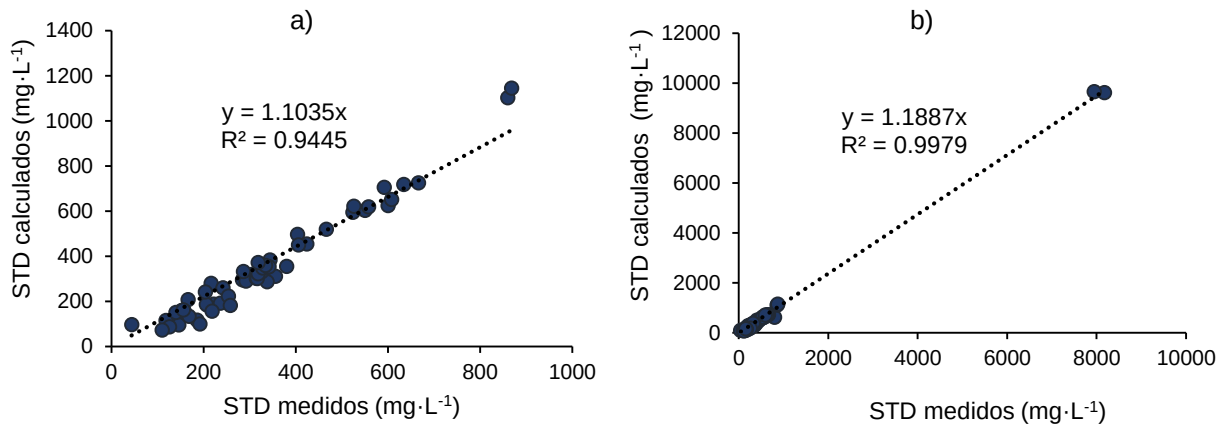


Figura 34. Relación entre los sólidos totales disueltos medidos con los sólidos totales disueltos calculados de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, a) primer muestreo y b) segundo muestreo.

5.3.3. CE medida igual a la CE calculada

Este criterio establece que la relación $CE_{calculada}/CE_{medida}$ no debe ser menor que 0.9 ni mayor que 1.1 (APHA, 1998), debido a la estrecha relación que existe entre los valores de la CE medida y la concentración total de los iones presentes en una solución. Dicha correspondencia evidencia la gran precisión con la que la medición de la CE determina la concentración total iónica y se fundamenta en la ley de la disociación electrolítica propuesta por Svante August Arrhenius. Los resultados obtenidos en dicha relación para las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago fueron de una R^2 igual a 0.9993, con un coeficiente de relación de 1.0544 para el primer muestreo, inciso a) y R^2 de 0.9997 con un coeficiente de relación de 1.0251 para el segundo, inciso b) (Figura 35), lo que avala el cumplimiento de dicho criterio.

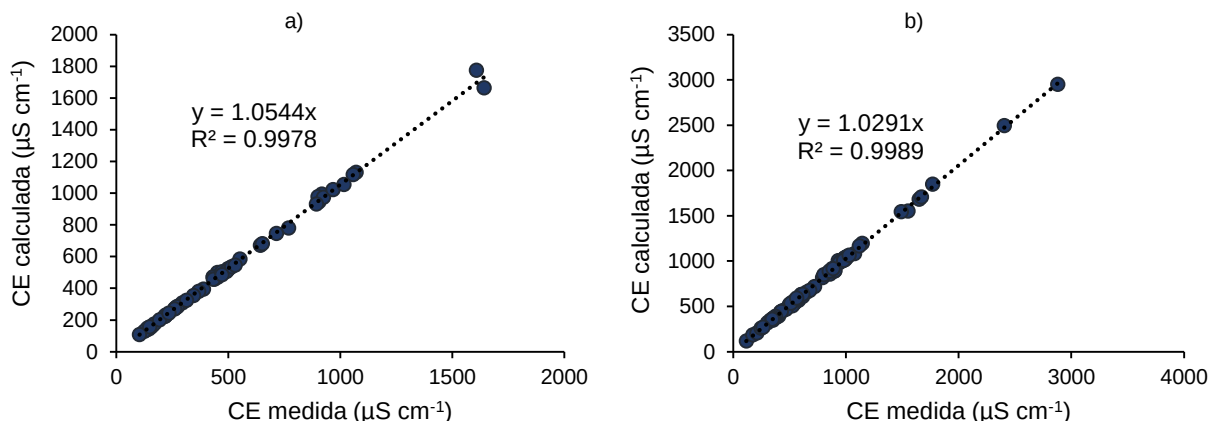


Figura 35. Relación funcional entre la conductividad eléctrica medida y la conductividad eléctrica calculada de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, a) primer muestreo y b) segundo muestreo.

5.3.4. CE medida y suma de iones

De acuerdo con APHA (1998) la suma de cationes o aniones expresados en unidades $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ debe de ser 1/100 del valor de la CE medida ($\mu\text{S cm}^{-1}$). Los valores aceptables se encuentran en un rango de 0.9 a 1.1, como se observa en la Ecuación 45 a continuación: $100 \times \text{suma anión (o catión), mmol}_c \text{ L}^{-1} = (0.9-1.1) \text{ CE } (\mu\text{S cm}^{-1})$

Los valores obtenidos de la relación funcional de la conductividad eléctrica con la suma de cationes $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1} = \alpha f(\text{CE})$ para ambos muestreos se encuentran dentro del margen establecido; se obtuvo una constante de proporcionalidad de 0.9768 para el primer muestreo, inciso a) y 0.9731 para el segundo muestreo, inciso b) (Figura 36).

En el caso de la relación funcional de la conductividad eléctrica con la suma de aniones $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1} = \alpha f(\text{CE})$, la constante de proporcionalidad para el primer muestreo, inciso a) fue de 0.9583 y 0.9448 para el segundo muestreo, inciso b) (Figura 37). Por lo tanto, los datos analíticos obtenidos cumplen con los criterios señalados, esto quiere decir que los datos son fiables, obedeciendo a la ley de la electroneutralidad que fundamenta dicha correspondencia entre la conductividad y las cargas de los cationes o aniones.

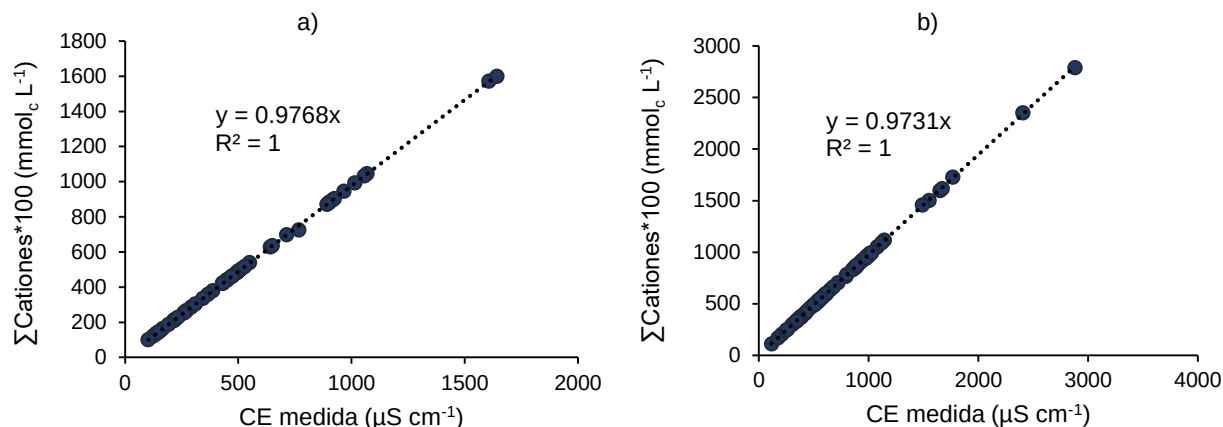


Figura 36. Relación funcional entre la conductividad eléctrica medida y la suma total de cationes de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago; a) primer muestreo y b) segundo muestreo.

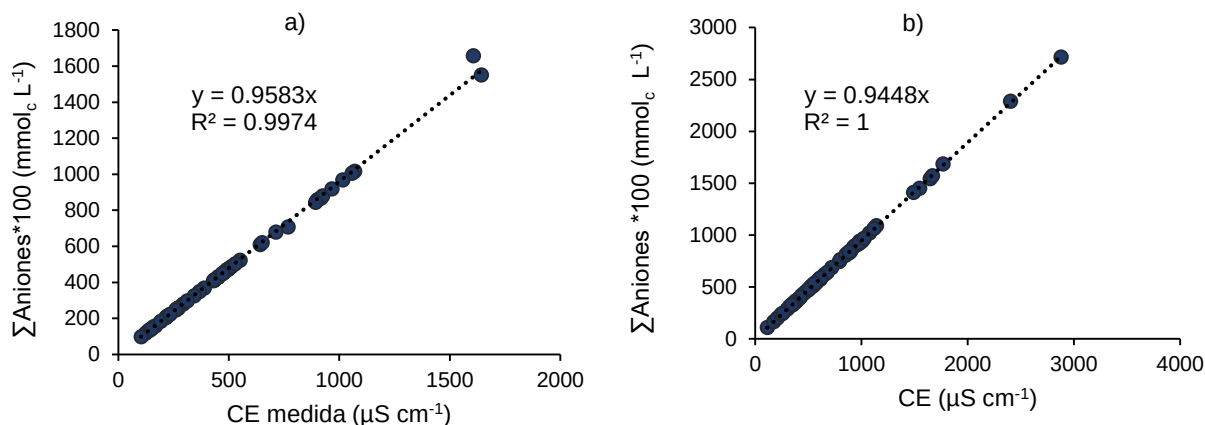


Figura 37. Relación funcional entre la conductividad eléctrica medida y la suma total de aniones de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago; a) primer muestreo y b) segundo muestreo.

5.3.5. STD calculados y CE

APHA (1998) establece que, para la relación funcional entre los STD calculados (mg L^{-1}) y la CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$), la pendiente debe adquirir valores dentro de un rango de 0.55 a 0.70 para la validación de los datos. Cabe señalar que los STD calculados se obtienen a través de la suma total de iones en mg L^{-1} .

En las muestras analizadas de la red hidrológica Lerma-Chapala-Santiago, el coeficiente de correlación de la función $\text{mg L}^{-1} = \alpha f(\text{CE})$, fue de 0.6871 en el primer muestreo, inciso a), y de 0.6866 para el segundo muestreo, inciso b) (Figura 38), por lo tanto, se

comprueba la validez de los datos obtenidos analíticamente para cada ion en el laboratorio. Cabe destacar que los valores obtenidos en los coeficientes de correlación en ambos muestreos indican que las concentraciones del ion bicarbonato en las soluciones analizadas son considerables (Camacho, 2019).

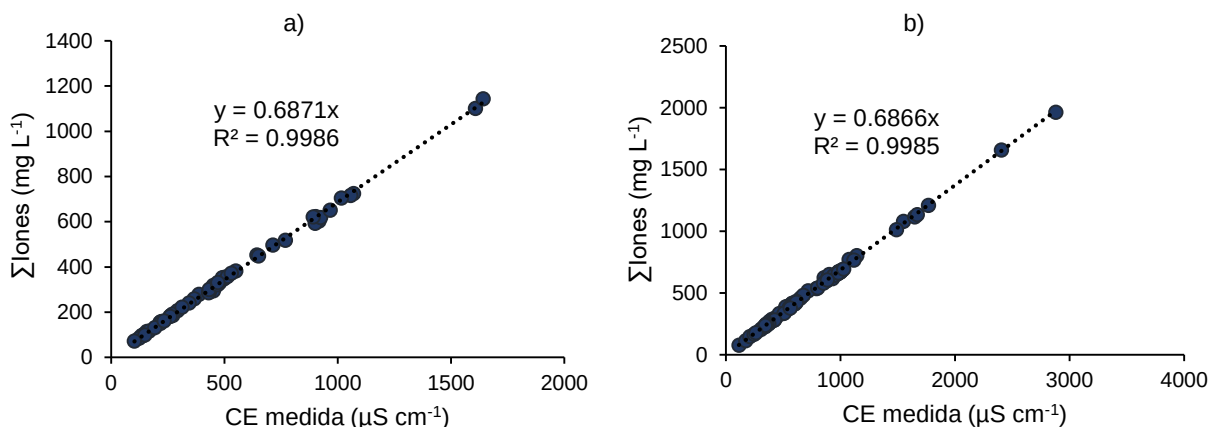


Figura 38. Relación funcional entre la conductividad eléctrica medida y la suma total de iones de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, a) primer muestreo y b) segundo muestreo.

5.3.6. STD medidos y CE

Para la validación de la relación funcional entre STD medidos y la CE, APHA (1998) establece un rango de aceptabilidad de 0.55 a 0.70. Sin embargo, estos valores pueden variar entre 0.5, 0.8, 1.1 e incluso la pendiente pueden adquirir valores de hasta 1.2, dependiendo del tipo de composiciones salina que imperen en las aguas (Kovda *et al.*, 1973). Cabe aclarar que los STD medidos son los obtenidos por el método gravimétrico.

El coeficiente de correlación para el primer muestreo fue de 0.6027, inciso a) y en el segundo muestreo de 0.6691, inciso b) Figura 39. Ambos quedan dentro del rango establecido por APHA (1998).

Cuando en las soluciones se tiene una relación iónica $\text{HCO}_3^-/(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}) < 1.0$, el coeficiente adquiere valores de 640 a 660; en cambio, cuando en las soluciones se presenta una relación iónica de $\text{HCO}_3^-/(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}) > 1.0$, el coeficiente puede alcanzar valores de 700 a 800 a 900. López-García (2016) obtuvo un valor de la constante de proporcionalidad (α) igual a 0.699, en los análisis de aguas residuales del Valle del

Mezquitil. Este valor es un indicador de la composición iónica de las aguas residuales del tipo sulfato-clorhídrico-bicarbonatadas (SO_4^{2-} - Cl^- - HCO_3^-).

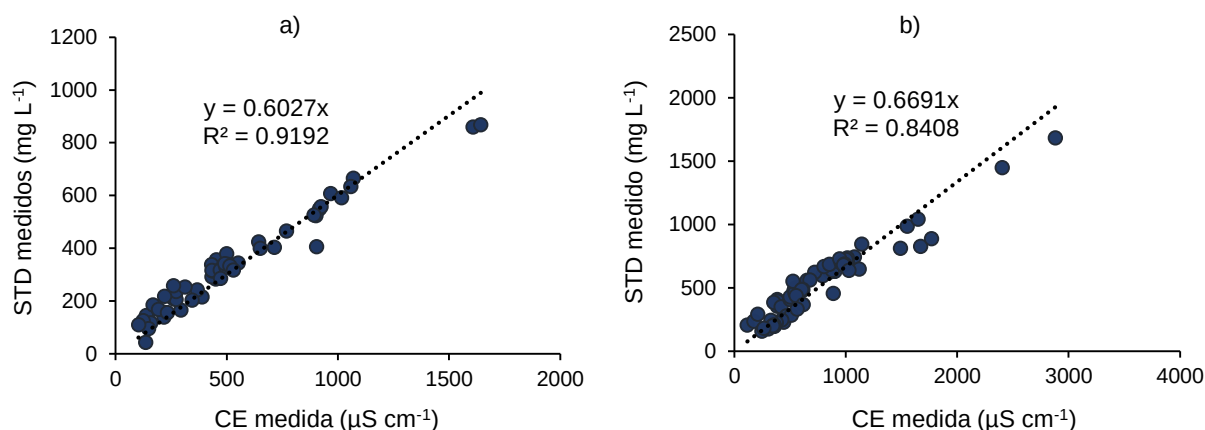


Figura 39. Relación funcional entre la conductividad eléctrica y los sólidos totales disueltos de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, a) primer muestreo y b) segundo muestreo.

5.4. Distribución de aniones y cationes

La ley de electroneutralidad afirma que, en un sistema, todas las cargas positivas deben ser balanceadas por cargas negativas. Esto se ve reflejado en las soluciones electrolíticas, donde un compuesto iónico tiende a separarse, pero las cargas que los mantenían unidos siguen estando presentes proporcionalmente (Carrillo *et al.*, 2008).

La variación en las concentraciones de cada uno de los iones presentes en las soluciones electrolíticas de la red hidrográfica Lerma-Chapa-Santiago, se puede apreciar con claridad en la Figura 40 correspondiente al primer muestreo (septiembre 2018) y en la Figura 41 que corresponde al segundo muestreo (junio 2019). Mediante estos diagramas se confirma la electroneutralidad que rige en cada una de las muestras y, en definitiva, de todo el sistema hidrográfico.

Es importante señalar que en los diagramas no fueron consideradas las muestras extraídas del manantial de aguas termales el Borbollón y la alberca de aguas termales ubicadas en Temascalcingo, Estado de México, ya que sus concentraciones salinas son demasiado elevadas con respecto al resto de las muestras (aproximadamente 10 000 veces más altas) y no permiten apreciar la tendencia de las concentraciones en la

mayoría de las muestras. Además, estas aguas no comparten las mismas características en cuanto a composición y concentración que el resto del sistema hidrográfico, ya que no forman parte de la regularidad observada en dicho sistema por ser una surgencia que se presenta en un punto lateral al cauce del río Lerma. Las concentraciones de estas muestras están por arriba de los $14\ 500\ \mu\text{S cm}^{-1}$ y los iones predominantes son $\text{Na}^+ > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^-$ lo que define a estas aguas como sódico-clorhídrico-bicarbonatadas.

En el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, predominan los iones $\text{Na}^+ > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^-$, los cuales permiten definir estas aguas como sódico-bicarbonatadas-clorhídricas o de manera más simple como bicarbonatadas sódicas. Las concentraciones de los iones se presentan en el siguiente orden, cationes: $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$ y aniones: $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{CO}_3^{2-}$. En ambos muestreos predominancia los iones de sodio y bicarbonato, aunque la concentración en el segundo muestreo es mayor, debido a que las lluvias fueron escasas, en contraste con el primer muestreo, donde el agua de las lluvias permitió la dilución de los iones.

El contenido de carbonatos fue prácticamente nulo en ambos muestreos, pero en algunas muestras se observa la presencia de dicho ion, es más evidente en el primer muestreo, en el agua obtenida del lago-cráter Santa María del Oro y en tres muestras del Lago de Chapala extraídas del malecón de Mezcala, Poncitlán “Agua caliente” y San Juan Cosalá. En el segundo muestreo, se observa presencia del ion carbonato en diferentes tramos del río Lerma; cerca del manantial el Borbollón, en Ixtlahuaca de Rayón y en el puente el Rodeo de San Antonio.

Los puntos sobresalientes en los diagramas, por su alta concentración iónica, pertenecen a las muestras obtenidas de: la desembocadura del río Santiago hacia el mar (Boca de Asadero, San Blas), el lago-cráter de Santa María del Oro y diferentes sitios de muestreo ubicados en el Lago de Chapala (San Juan Cosalá, San Luis Soyatlán, Tuxcueca, malecón de Chapala, San Pedro Itzican y malecón de Mezcala), además de tres estaciones de muestreo ubicadas en el río Lerma: Huanímaro, Ciudad Lerma y Chiconahuapán.

Las concentraciones iónicas más bajas se identifican en varios puntos del sistema hidrográfico: el Manantial “La Marquesa”; la laguna Salazar, el río Lerma (puente los Sabinos, Atotonilco), el río Zúla (puente de Ocotlán), la laguna de Tepeltitit, el río Patitos; el arroyo “falla de basalto” (ubicado entre El Milagro-El Saladito, Nayarit), la Presa de Aguamilpa, Arroyo el Chilte, el río Mololoa, el río San Pedro (localizado en el poblado de Ruiz) y dos sitios ubicados en los puntos 55 y 57 correspondientes al río Santiago, situados el puente El Capomal y en Santiago Ixcuintla, los sitios se identifican con los puntos 1, 2, 24, 38, 42, 47, 48, 50, 51, 53, 54, 55 en el diagrama, todos obtenidos en el primer muestreo, en septiembre del 2018 (Figura 40).

En cuanto al segundo muestreo, en el diagrama (Figura 41) sobresalen dos puntos por su elevada concentración, los cuales corresponden a la estación de muestreo de Atequiza, Jalisco, seguida de la estación de muestreo ubicada en el Borbollón en el río Lerma. También se destacan los puntos correspondientes al lago-cráter de Santa María del Oro, dos estaciones del río Santiago (ubicadas en San Cristóbal de la Barranca y El Salto, Jalisco) y la estación de muestreo del río Lerma situada en la Carretera Toluca-Naucalpan, estos sitios de muestreo corresponden a los números 59, 11, 67, 64, 61 y 3 (ordenados de la mayor concentración a menor). Por otro lado, el agua con menor concentración se observa en los sitios de muestreo 1, 2, 12, 75, 79 y 82 (puntos de referencia en el diagrama), que corresponden al Manantial “La Marquesa”, la Laguna Salazar, al Ojo de Agua (ubicado en la Presa Tepuxtepec) y a las tres estaciones de muestreo del río San Pedro, situadas en Ixcatán, Ruíz y Tuxpan.

Los valores del pH tienden a elevarse durante el recorrido del río Lerma, esto se debe principalmente a las descargas de aguas residuales. Mientras que en el río Santiago, se hace evidente el efecto de las calizas en la neutralización de carbonatos y bicarbonatos de calcio, este proceso se hace más notorio en el segundo muestreo.

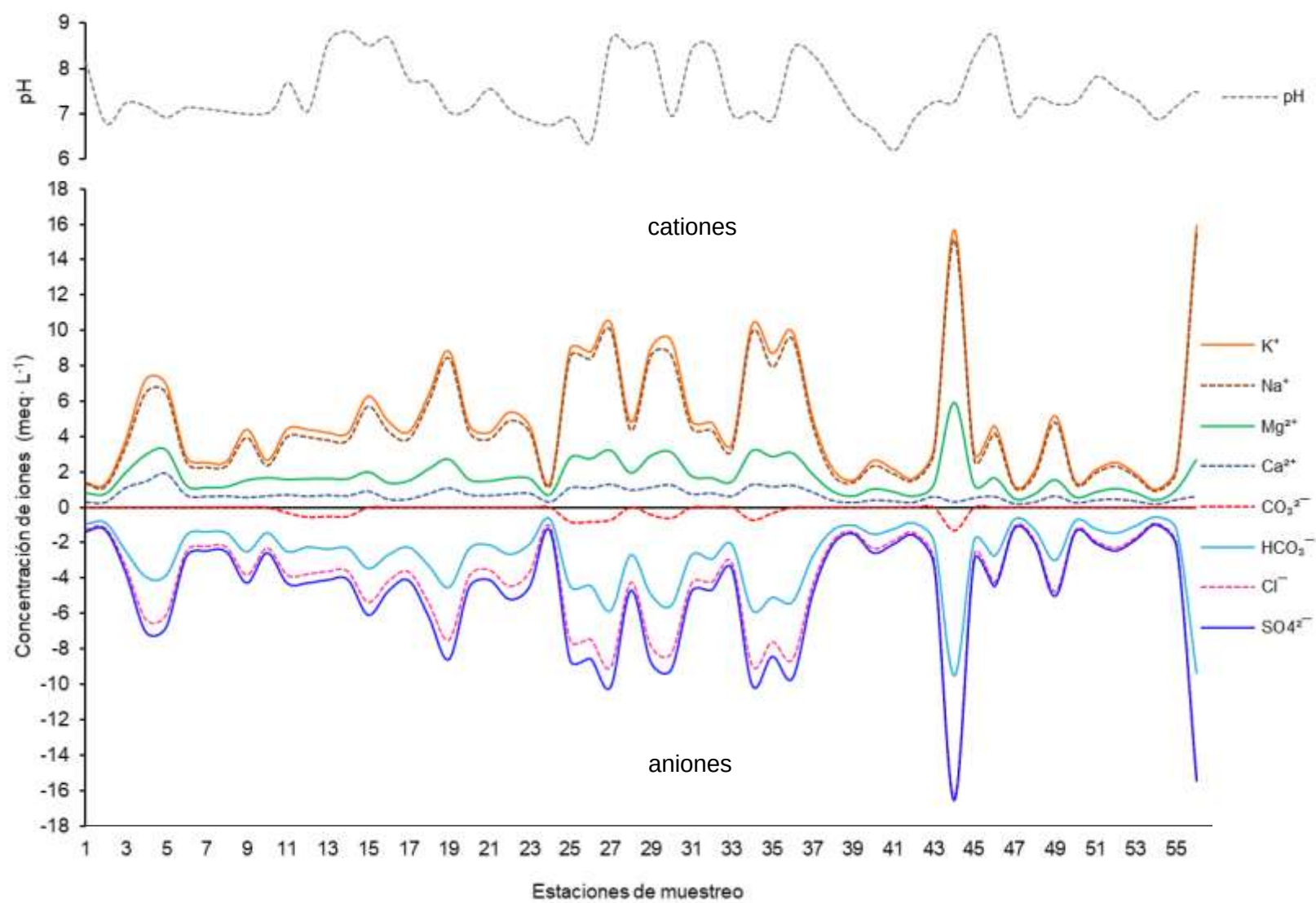


Figura 40. Composición iónica de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.

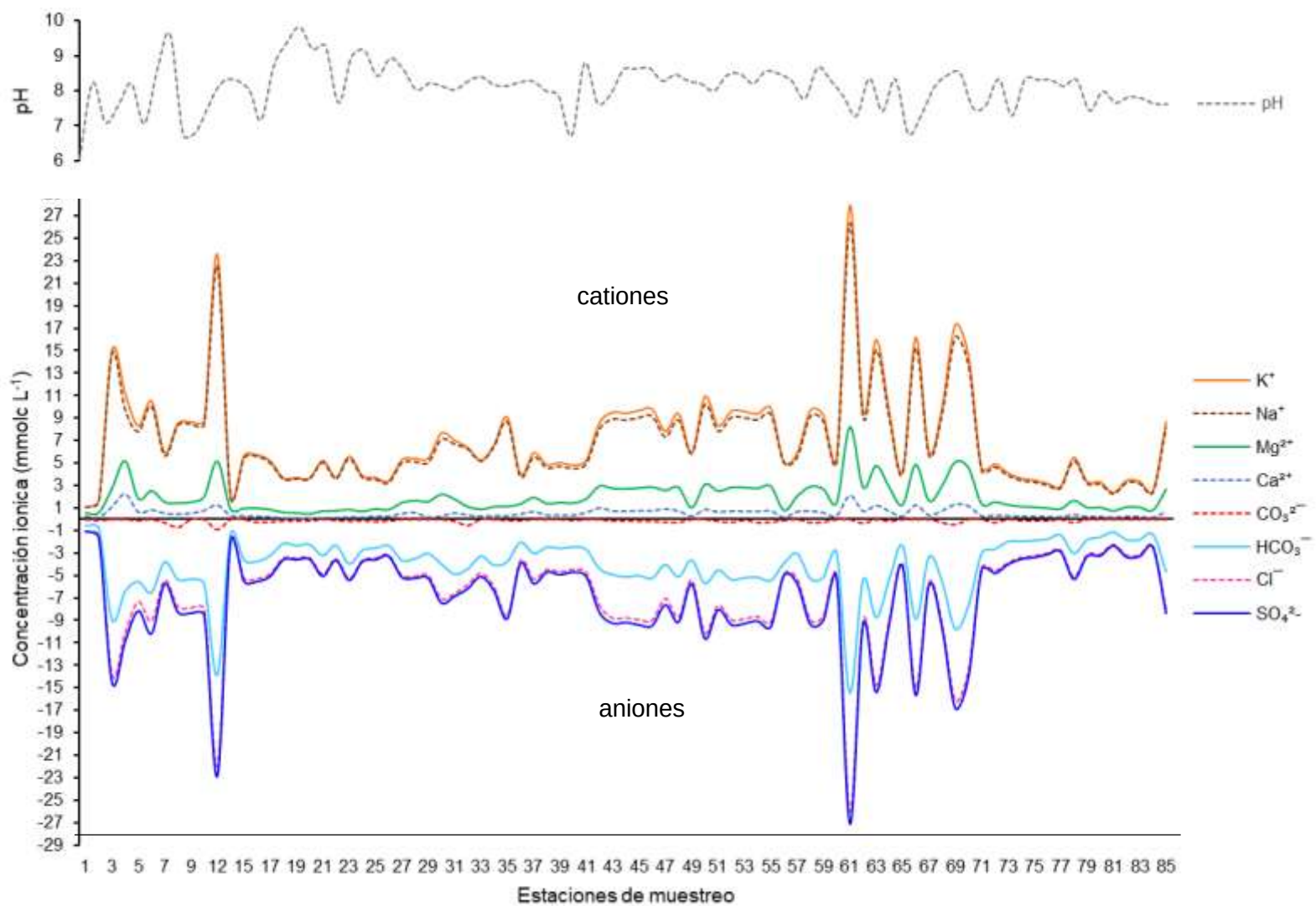


Figura 41. Composición iónica de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.

5.5. Geoquímica de las aguas

La variación en la composición y concentración química del agua es controlada por factores físicos, químicos y ambientales, que incluyen los procesos de escurrimiento superficial, la evaporación, la mineralogía de las cuencas hidrográficas, el clima, la topografía, entre otros (Güler *et al.*, 2002). Es importante considerar que a lo largo de la trayectoria de los sistemas hidrográficos se van incorporando aguas de diferentes procedencias y descargas de aguas residuales, dando origen a una mezcla de todas estas, que llegan a ser clasificadas como aguas mixtas (Kumar *et al.*, 2006). La mezcla de agua involucra procesos de interacción agua-roca que se pueden dar entre flujos locales o regionales.

En la Figura 42 se observa el diagrama de piper que refleja los sitios de muestreo recopilados en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, en el cual se realizó un énfasis en muestras de primer orden como son los ríos principales: Lerma, Santiago y San Pedro, el lago de Chapala y los lagos cráter: Santa María del Oro y la laguna de Tepetititit así como el manantial El Borbollón. Cinco muestras tomadas en el río Lerma se clasifican como mixtas, mientras que las del manantial El Borbollón se definen como cloradas sódicas y el resto se concentran en un área específica del diagrama que las denominada como aguas bicarbonatadas sódicas.

En una descripción más detallada (

Cuadro 27) se observa que en el primer muestreo el 86% de las aguas se definen como aguas de tipo sódicas bicarbonatadas. El 14% restante quedan clasificadas como de tipo bicarbonatadas mixtas (7%), sódicas cloradas (3%), sódicas mixtas (2%) y mixtas (2%). Las muestras de agua de tipo bicarbonatadas mixtas se ubican en el manantial La marquez, la laguna Salazar, vertedor José Antonio Alzate y la presa derivadora Temascalcingo. La muestra sodica mixta corresponde a una estación del río Lerma, ubicada en Corrales de Rábago, Penjamo, Gto. Y la muestra extraída de la estación del río Lerma, localizada en el puente de los Sabinos (Atotonilco, Jalisco), se define como mixta, esto se debe a la mezcla de aguas de diferentes flujos y refleja la influencia de procesos de intercambio iónico.

En consecuencia, se constata que a pesar de que el río San Pedro pertenece a una cuenca distinta del sistema Lerma-Chapala-Santiago, presenta las mismas características y origen geoquímico. Los lagos crater de Santa Maria del Oro y la laguna de Tepeltititc tambien se incluyen en la misma hidrogeoquímica del sistema, al igual que los afluentes del sistema, a excepción de las aguas del manantial del Borbollón.

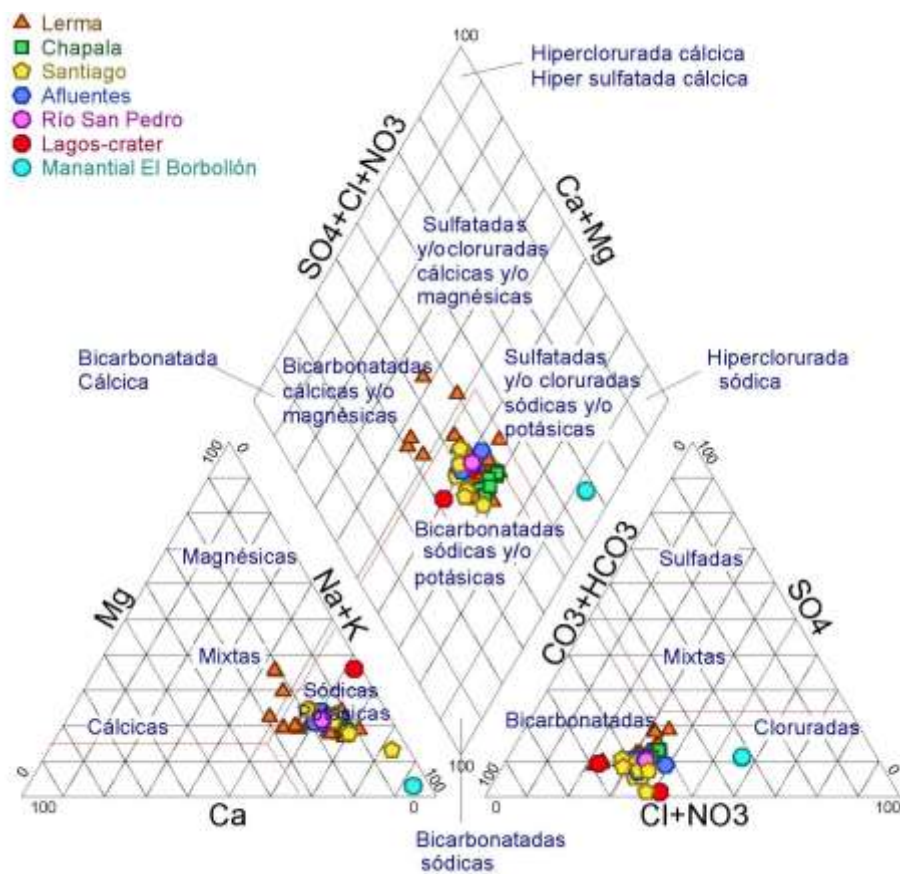


Figura 42. Clasificación geoquímica de las aguas de la región hidrológica Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo con el diagrama de Piper, primer muestreo.

En el segundo muestreo (Figura 43 y Cuadro 28) la mayor parte de las aguas resultaron ser tipo sodica bicarbonatadas, representando el 94% de la aguas analizadas. El 6% de las muestras restantes son de tipo sódicas cloruradas (tres muestras) y magnésicas bicarbonatadas (una muestra).

Las aguas de tipo sódicas cloruradas pertenecen al las dos estaciones de muestreo ubicadas en el parque El Borbollón y a la muestra número 35 obtenida del río Turbio, en Cerritos de Aceves (entre el limite de Abasolo y Pénjamo). Mientras que el agua tipo magnésica bicarbonatada fue extraída de un pequeño ojo de Agua, ubicado a un lado de la Presa Tepuxtepec, cabe destacar que el agua de esta estacion de muestreo no representa una influencia importante en el sistema hidrografico Lerma-Chapala-Santiago, debido a sus bajo flujo hacia la presa.

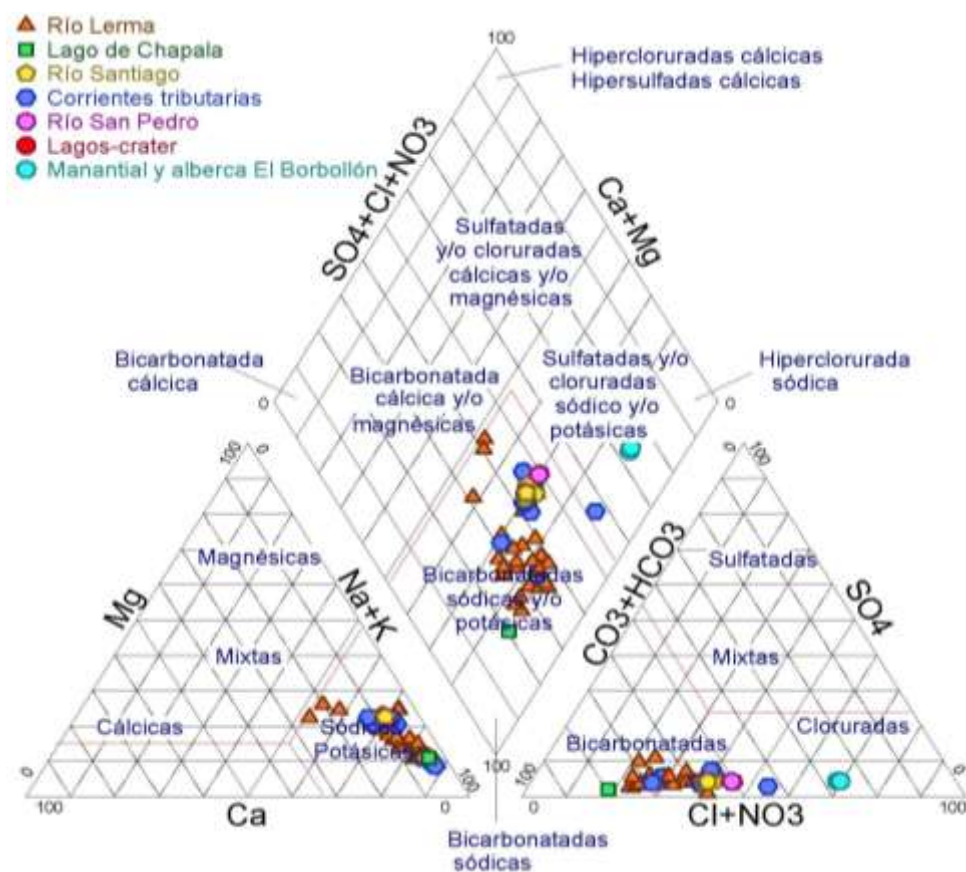


Figura 43. Clasificación geoquímica de las aguas de la región hidrológica Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo con el diagrama de Piper, segundo muestreo.

Cuadro 27. Clasificación geoquímica de las muestras de agua obtenidas en el primer muestreo con el diagrama de Piper.

Muestra	Na + K (mmol _c L ⁻¹)	Ca (mmol _c L ⁻¹)	Mg (mmol _c L ⁻¹)	Cl (mmol _c L ⁻¹)	CO ₃ + HCO ₃ (mmol _c L ⁻¹)	SO ₄ (mmol _c L ⁻¹)	Tipo
1	0.62	0.30	0.50	0.30	0.95	0.12	Mixta Bicarbonatada
2	0.57	0.28	0.47	0.30	0.87	0.12	Mixta Bicarbonatada
3	1.84	1.10	0.85	0.86	2.46	0.36	Mixta Bicarbonatada
4	4.28	1.45	1.52	2.40	3.93	0.73	Sódica Bicarbonatada
5	3.73	1.90	1.35	2.23	3.84	0.72	Sódica Bicarbonatada
6	1.64	0.68	0.55	0.91	1.58	0.30	Sódica Bicarbonatada
7	1.43	0.61	0.50	0.81	1.39	0.27	Sódica Bicarbonatada
8	132.29	5.85	4.15	78.13	45.33	15.11	Sódica Clorurada
9	132.62	5.90	4.25	78.22	45.16	15.60	Sódica Clorurada
10	1.46	0.63	0.52	0.80	1.45	0.28	Sódica Bicarbonatada
11	2.88	0.55	0.98	1.30	2.51	0.47	Sódica Bicarbonatada
12	1.00	0.64	1.02	0.86	1.44	0.28	Mixta Bicarbonatada
13	2.86	0.70	0.87	1.32	2.50	0.48	Sódica Bicarbonatada
14	2.81	0.62	0.98	1.52	2.24	0.52	Sódica Bicarbonatada
15	2.61	0.68	0.94	1.25	2.36	0.50	Sódica Bicarbonatada
16	2.61	0.64	0.96	1.30	2.31	0.48	Sódica Bicarbonatada
17	4.29	0.90	1.10	1.90	3.45	0.74	Sódica Bicarbonatada
18	3.51	0.45	0.92	1.48	2.68	0.58	Sódica Bicarbonatada
19	2.77	0.46	1.03	1.38	2.25	0.50	Sódica Bicarbonatada
20	4.20	0.77	1.40	2.10	3.29	0.80	Sódica Bicarbonatada
21	6.12	1.08	1.64	2.96	4.52	1.12	Sódica Bicarbonatada
22	3.11	0.70	0.86	1.54	2.34	0.64	Sódica Bicarbonatada

Muestra	Na + K (mmol _c L ⁻¹)	Ca (mmol _c L ⁻¹)	Mg (mmol _c L ⁻¹)	Cl (mmol _c L ⁻¹)	CO ₃ + HCO ₃ (mmol _c L ⁻¹)	SO ₄ (mmol _c L ⁻¹)	Tipo
23	2.75	0.66	0.82	1.40	2.13	0.58	Sódica Bicarbonatada
24	3.74	0.75	0.90	1.80	2.65	0.76	Sódica Bicarbonatada
25	2.98	0.78	0.84	1.56	2.07	0.84	Sódica Mixta
26	0.65	0.30	0.40	0.42	0.66	0.24	Mixta
27	6.17	1.10	1.70	3.08	4.45	1.14	Sódica Bicarbonatada
28	6.06	1.08	1.66	3.02	4.42	1.12	Sódica Bicarbonatada
29	7.23	1.29	1.94	3.18	5.84	1.14	Sódica Bicarbonatada
30	2.91	0.96	0.98	1.55	2.69	0.47	Sódica Bicarbonatada
31	6.12	1.12	1.80	2.91	4.93	0.94	Sódica Bicarbonatada
32	6.34	1.25	1.87	2.72	5.54	0.92	Sódica Bicarbonatada
33	3.16	0.74	1.02	1.58	2.71	0.48	Sódica Bicarbonatada
34	3.15	0.80	0.85	1.30	2.92	0.46	Sódica Bicarbonatada
35	2.15	0.62	0.82	1.02	2.10	0.36	Sódica Bicarbonatada
36	7.14	1.28	1.92	3.14	5.79	1.12	Sódica Bicarbonatada
37	5.85	1.15	1.72	2.50	5.09	0.85	Sódica Bicarbonatada
38	6.87	1.23	1.84	3.26	5.33	1.08	Sódica Bicarbonatada
39	3.16	0.85	1.02	1.63	2.76	0.49	Sódica Bicarbonatada
40	1.28	0.37	0.51	0.61	1.28	0.22	Sódica Bicarbonatada
41	0.92	0.27	0.35	0.34	1.02	0.14	Sódica Bicarbonatada
42	1.62	0.40	0.63	0.80	1.52	0.26	Sódica Bicarbonatada
43	1.29	0.34	0.52	0.64	1.23	0.22	Sódica Bicarbonatada
44	1.02	0.28	0.34	0.53	0.89	0.16	Sódica Bicarbonatada
45	2.07	0.60	0.69	1.02	1.92	0.31	Sódica Bicarbonatada
46	9.77	0.30	5.65	6.87	9.50	0.20	Sódica Bicarbonatada

Muestra	Na + K (mmol _c L ⁻¹)	Ca (mmol _c L ⁻¹)	Mg (mmol _c L ⁻¹)	Cl (mmol _c L ⁻¹)	CO ₃ + HCO ₃ (mmol _c L ⁻¹)	SO ₄ (mmol _c L ⁻¹)	Tipo
47	1.82	0.53	0.70	0.82	1.83	0.31	Sódica Bicarbonatada
48	2.96	0.60	1.06	1.49	2.74	0.24	Sódica Bicarbonatada
49	0.74	0.20	0.26	0.39	0.66	0.12	Sódica Bicarbonatada
50	1.36	0.30	0.45	0.60	1.29	0.17	Sódica Bicarbonatada
51	3.63	0.63	0.92	1.76	2.99	0.28	Sódica Bicarbonatada
52	0.90	0.25	0.30	0.53	0.75	0.12	Sódica Bicarbonatada
53	1.27	0.40	0.44	0.68	1.22	0.14	Sódica Bicarbonatada
54	1.49	0.45	0.60	0.82	1.46	0.18	Sódica Bicarbonatada
55	1.08	0.34	0.46	0.65	1.03	0.14	Sódica Bicarbonatada
56	0.62	0.17	0.22	0.33	0.55	0.10	Sódica Bicarbonatada
57	1.29	0.43	0.56	0.79	1.26	0.16	Sódica Bicarbonatada
58	13.28	0.62	2.10	5.92	9.39	0.20	Sódica Bicarbonatada

Cuadro 28. Clasificación geoquímica de las muestras de agua obtenidas en el segundo muestreo con el diagrama de Piper.

Muestra	Na + K (mmol _c L ⁻¹)	Ca (mmol _c L ⁻¹)	Mg (mmol _c L ⁻¹)	Cl (mmol _c L ⁻¹)	CO ₃ + HCO ₃ (mmol _c L ⁻¹)	SO ₄ (mmol _c L ⁻¹)	Tipo
1	0.59	0.28	0.25	0.45	0.63	0.01	Sódica Bicarbonatada
2	1.15	0.20	0.35	0.65	0.87	0.12	Sódica Bicarbonatada
3	12.31	1.10	1.60	4.92	8.95	0.64	Sódica Bicarbonatada
4	6.03	2.25	2.90	3.65	6.47	0.76	Sódica Bicarbonatada
5	6.51	0.65	1.15	1.75	5.60	0.80	Sódica Bicarbonatada
6	8.03	0.85	1.65	2.50	6.56	1.12	Sódica Bicarbonatada
7	4.44	0.55	0.95	1.60	3.84	0.30	Sódica Bicarbonatada
8	7.12	0.48	0.92	2.40	5.40	0.46	Sódica Bicarbonatada
9	7.18	0.56	0.94	2.52	5.37	0.49	Sódica Bicarbonatada
10	6.81	0.80	1.20	2.20	5.81	0.52	Sódica Bicarbonatada
11	128.42	5.55	13.45	98.20	38.28	6.10	Sódica Clorurada
12	18.40	1.27	3.85	8.14	13.86	0.90	Sódica Bicarbonatada
13	122.96	5.48	13.05	95.25	35.67	5.92	Sódica Clorurada
14	1.19	0.35	0.50	0.54	1.36	0.08	Magnesiana Bicarbonatada
15	4.72	0.32	0.61	1.58	3.64	0.28	Sódica Bicarbonatada
16	4.79	0.28	0.66	1.50	3.80	0.24	Sódica Bicarbonatada
17	4.39	0.23	0.60	1.60	3.28	0.20	Sódica Bicarbonatada
18	3.14	0.14	0.43	1.26	2.20	0.14	Sódica Bicarbonatada
19	3.21	0.12	0.40	1.08	2.40	0.12	Sódica Bicarbonatada
20	3.24	0.10	0.34	1.14	2.29	0.12	Sódica Bicarbonatada
21	4.55	0.17	0.52	1.62	3.27	0.18	Sódica Bicarbonatada
22	3.03	0.16	0.56	1.18	2.35	0.12	Sódica Bicarbonatada

Muestra	Na + K (mmol _c L ⁻¹)	Ca (mmol _c L ⁻¹)	Mg (mmol _c L ⁻¹)	Cl (mmol _c L ⁻¹)	CO ₃ + HCO ₃ (mmol _c L ⁻¹)	SO ₄ (mmol _c L ⁻¹)	Tipo
23	4.79	0.22	0.60	1.28	4.01	0.14	Sódica Bicarbonatada
24	3.23	0.20	0.46	0.86	2.80	0.10	Sódica Bicarbonatada
25	2.85	0.30	0.58	0.86	2.62	0.12	Sódica Bicarbonatada
26	2.60	0.28	0.54	0.79	2.39	0.11	Sódica Bicarbonatada
27	3.86	0.52	0.92	1.30	3.70	0.16	Sódica Bicarbonatada
28	3.80	0.60	1.02	1.52	3.54	0.18	Sódica Bicarbonatada
29	3.90	0.20	1.34	1.90	3.11	0.23	Sódica Bicarbonatada
30	5.49	0.30	1.88	3.06	4.03	0.36	Sódica Bicarbonatada
31	5.29	0.58	1.17	1.70	4.92	0.24	Sódica Bicarbonatada
32	5.30	0.38	0.70	1.37	4.46	0.34	Sódica Bicarbonatada
33	4.43	0.28	0.57	1.49	3.33	0.29	Sódica Bicarbonatada
34	5.55	0.34	0.74	1.92	4.12	0.35	Sódica Bicarbonatada
35	7.99	0.32	0.78	4.78	3.82	0.25	Sódica Clorurada
36	2.74	0.48	0.84	1.56	2.10	0.28	Sódica Bicarbonatada
37	4.02	0.69	1.21	2.25	3.08	0.40	Sódica Bicarbonatada
38	3.52	0.38	0.98	1.95	2.53	0.23	Sódica Bicarbonatada
39	3.61	0.40	1.04	2.05	2.64	0.24	Sódica Bicarbonatada
40	3.43	0.38	1.02	1.96	2.51	0.23	Sódica Bicarbonatada
41	3.50	0.62	1.17	2.01	2.75	0.36	Sódica Bicarbonatada
42	5.67	1.02	1.90	3.26	4.45	0.60	Sódica Bicarbonatada
43	6.81	0.75	1.96	3.85	4.96	0.45	Sódica Bicarbonatada
44	6.76	0.74	1.94	3.60	5.17	0.42	Sódica Bicarbonatada
45	6.94	0.78	1.96	3.90	5.05	0.46	Sódica Bicarbonatada
46	6.96	0.78	2.06	3.74	5.28	0.46	Sódica Bicarbonatada

Muestra	Na + K (mmol _c L ⁻¹)	Ca (mmol _c L ⁻¹)	Mg (mmol _c L ⁻¹)	Cl (mmol _c L ⁻¹)	CO ₃ + HCO ₃ (mmol _c L ⁻¹)	SO ₄ (mmol _c L ⁻¹)	Tipo
47	5.30	0.92	1.62	2.98	4.08	0.56	Sódica Bicarbonatada
48	6.60	0.76	2.04	3.56	5.17	0.42	Sódica Bicarbonatada
49	4.98	0.31	0.67	1.75	3.68	0.32	Sódica Bicarbonatada
50	7.86	0.87	2.20	4.36	5.75	0.52	Sódica Bicarbonatada
51	5.87	0.67	1.80	3.13	4.56	0.37	Sódica Bicarbonatada
52	6.82	0.74	2.06	3.59	5.40	0.40	Sódica Bicarbonatada
53	6.80	0.72	2.08	3.63	5.24	0.41	Sódica Bicarbonatada
54	6.65	0.70	2.02	3.48	5.20	0.38	Sódica Bicarbonatada
55	6.99	0.76	2.14	3.69	5.48	0.40	Sódica Bicarbonatada
56	4.37	0.19	0.56	0.92	3.97	0.10	Sódica Bicarbonatada
57	3.88	0.69	1.32	2.23	3.09	0.42	Sódica Bicarbonatada
58	6.83	0.75	2.12	3.65	5.33	0.39	Sódica Bicarbonatada
59	6.58	0.60	2.04	3.43	5.18	0.37	Sódica Bicarbonatada
60	3.97	0.34	1.10	2.02	3.05	0.20	Sódica Bicarbonatada
61	19.69	2.12	6.08	10.58	15.45	1.12	Sódica Bicarbonatada
62	6.82	0.74	2.08	3.58	5.43	0.38	Sódica Bicarbonatada
63	11.23	1.24	3.50	6.02	8.78	0.62	Sódica Bicarbonatada
64	6.70	0.73	2.06	3.54	5.34	0.36	Sódica Bicarbonatada
65	3.06	0.28	0.96	1.62	2.41	0.16	Sódica Bicarbonatada
66	11.33	1.26	3.58	6.14	8.91	0.64	Sódica Bicarbonatada
67	4.42	0.38	1.22	2.24	3.39	0.23	Sódica Bicarbonatada
68	7.01	0.77	2.18	3.72	5.59	0.39	Sódica Bicarbonatada
69	12.22	1.32	3.75	6.40	9.76	0.68	Sódica Bicarbonatada
70	10.03	1.18	3.37	5.77	7.72	0.60	Sódica Bicarbonatada

Muestra	Na + K (mmol _c L ⁻¹)	Ca (mmol _c L ⁻¹)	Mg (mmol _c L ⁻¹)	Cl (mmol _c L ⁻¹)	CO ₃ + HCO ₃ (mmol _c L ⁻¹)	SO ₄ (mmol _c L ⁻¹)	Tipo
71	3.25	0.30	1.02	1.22	3.07	0.17	Sódica Bicarbonatada
72	3.44	0.39	1.11	1.90	2.72	0.19	Sódica Bicarbonatada
73	2.88	0.32	0.92	1.82	2.03	0.16	Sódica Bicarbonatada
74	2.57	0.28	0.81	1.39	2.01	0.14	Sódica Bicarbonatada
75	2.46	0.27	0.77	1.32	1.94	0.13	Sódica Bicarbonatada
76	2.25	0.25	0.70	1.20	1.82	0.11	Sódica Bicarbonatada
77	2.08	0.23	0.66	1.31	1.45	0.12	Sódica Bicarbonatada
78	3.88	0.42	1.20	2.05	3.07	0.21	Sódica Bicarbonatada
79	2.37	0.26	0.75	1.28	1.88	0.13	Sódica Bicarbonatada
80	2.32	0.26	0.75	1.47	1.64	0.13	Sódica Bicarbonatada
81	1.68	0.19	0.53	1.06	1.19	0.10	Sódica Bicarbonatada
82	2.42	0.27	0.78	1.33	1.89	0.14	Sódica Bicarbonatada
83	2.35	0.26	0.76	1.29	1.86	0.14	Sódica Bicarbonatada
84	1.77	0.20	0.58	0.98	1.39	0.11	Sódica Bicarbonatada
85	6.04	0.68	1.95	3.33	4.70	0.35	Sódica Bicarbonatada

La clasificación de Durov aparte de clasificar las aguas de acuerdo con la concentración de cationes y aniones, agrega los datos de STD (mg L^{-1}) y pH, para un análisis mas completo de las aguas. Tanto en el primer muestreo (Figura 44) como en el segundo (Figura 45), se observa que la mayoría de las aguas presentan concentraciones que varían entre los 100 a 1000 mg L^{-1} . Exceptuando dos muestras que se proyectan en un mismo punto y que refleja valores de concentración salina cercanos a los 10 000 mg L^{-1} , dichas muestras son las obtenidas del manantial del Borbollón. Por otra parte, para los valores de pH, se observa que para el primer muestreo los valores se encuentran en un rango entre 6 a 9, siendo las más preponderantes aquellas muestras con un intervalo de pH de 7 a 8. El segundo muestreo se amplía el rango de pH de 6 a 10, concentrándose con mayor intensidad entre un pH de 8 a 9.

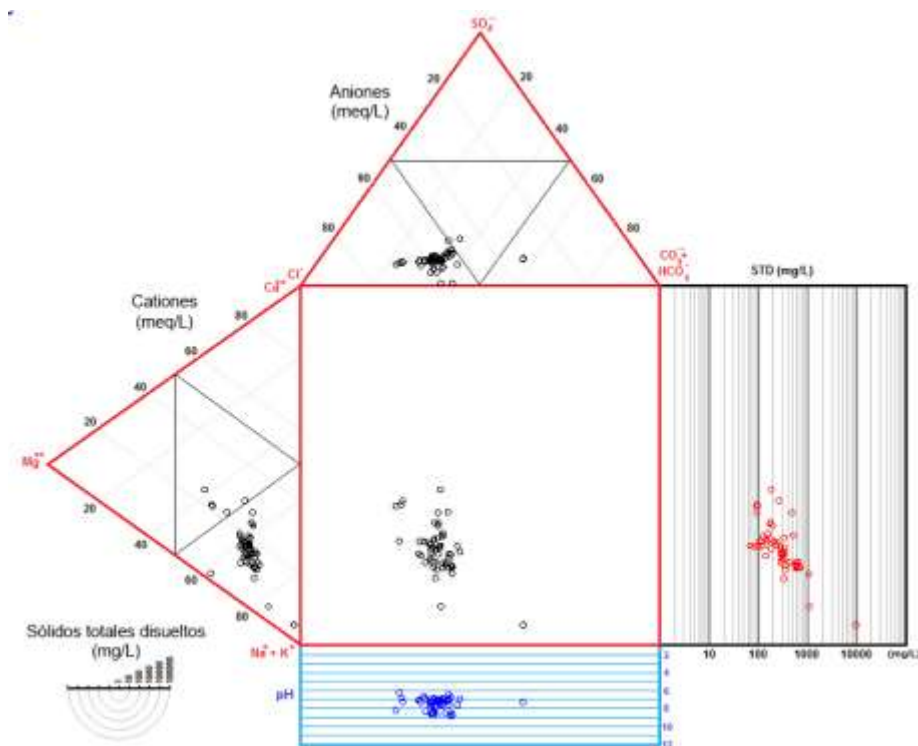


Figura 44. Geoquímica de las aguas de la red hidrológica Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con el diagrama de Durov, primer muestreo.

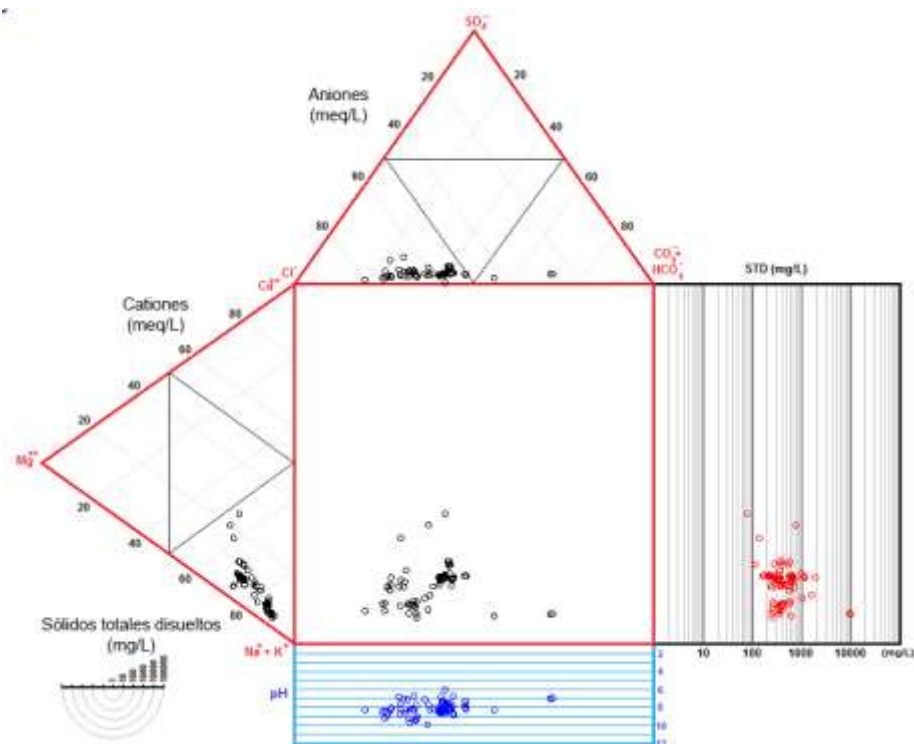


Figura 45. Geoquímica de las aguas de la red hidrológica Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con el diagrama de Durov, segundo muestreo.

5.6. Distribución de frecuencias de datos analíticos

5.6.1. Análisis de frecuencias para los valores de CE y STD

La concentración salina de una solución puede obtenerse mediante la medición de la CE o con la medición de los STD. Ambos métodos son útiles para determinar el contenido total de sales en el agua y tienen una alta correlación entre ellos, por lo que también son empleados para verificar la exactitud de los datos analíticos mediante fórmulas empíricas, desarrolladas a partir de análisis de diversas muestras de agua, como las realizadas en el laboratorio de salinidad de los Estados Unidos de América y reportados en el manual 60 por Richards *et al.* (1974). Donde se menciona que el coeficiente de proporcionalidad entre la CE en $\mu\text{S cm}^{-1}$ y los STD en mg L^{-1} debes ser aproximadamente 0.64, aunque este tiende a variar de acuerdo con la naturaleza de las aguas (predominancia de ciertos iones en las soluciones y concentraciones).

Tanto la CE y como los STD, son parte de los parámetros tomados en cuenta para clasificar la calidad del agua con fines agrícolas, por los problemas de salinidad que se

podrían ocasionar al emplear ciertas fuentes de agua. Ayers & Westcot (1985) establecieron márgenes para clasificar el agua de riego tomando en cuenta diferentes parámetros, en los que se incluyen la CE y los STD. Richards *et al.* (1974) también consideran ambos parámetros por su efectividad al medir las sales contenidas en una solución, aunque hace mayor énfasis en los valores de la CE para clasificar el agua de riego, agregando en sus criterios los efectos de la relación de adsorción del sodio (RAS). Para el diseño del histograma de CE se emplearon los rangos de clasificación de Richards *et al.* (1974) y para los STD se utilizaron los rangos establecidos en las directrices de Ayers & Westcot (1985).

Mediante la distribución de frecuencias, se puede constatar que la mayoría de las muestras (> 50%), tienen una CE que varía entre 250 a 750 $\mu\text{S cm}^{-1}$, para el primer y segundo muestreo (Figura 46), lo que significa que estas aguas son satisfactorias para el riego, con respecto a las concentraciones salinas, no obstante, algunos cultivos sensibles pueden presentar afectaciones en su desarrollo y productividad.

Richards *et al.* (1974) señalan que por mucho tiempo se han empleado aguas con valores de conductividad eléctrica menores de 2250 $\mu\text{S cm}^{-1}$, aunque de manera ocasional se han llegado a emplear aguas de mayor conductividad, resultando en cosechas poco o nada satisfactorias. Tomando esto en cuenta, se puede señalar que el 97% de las muestras tiene valores menores a 2250 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en el primer muestreo y el 95% de las muestras en el segundo. Las aguas extraídas del manantial y la alberca de aguas termales, en el parque el Borbollón, excede dichas concentraciones, llegando a adquirir valores superiores a 14 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$, en ambos muestreos (septiembre 2018 y junio 2019). No obstante, dos muestras obtenidas en la segunda expedición; una en la estación de muestreo del río Lerma, a un lado del manantial de aguas termales el Borbollón y otra en la estación de muestreo del río Santiago ubicado en Atequiza, Juanacatlán, Jalisco adquieren valores ligeramente superiores a los 2250 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

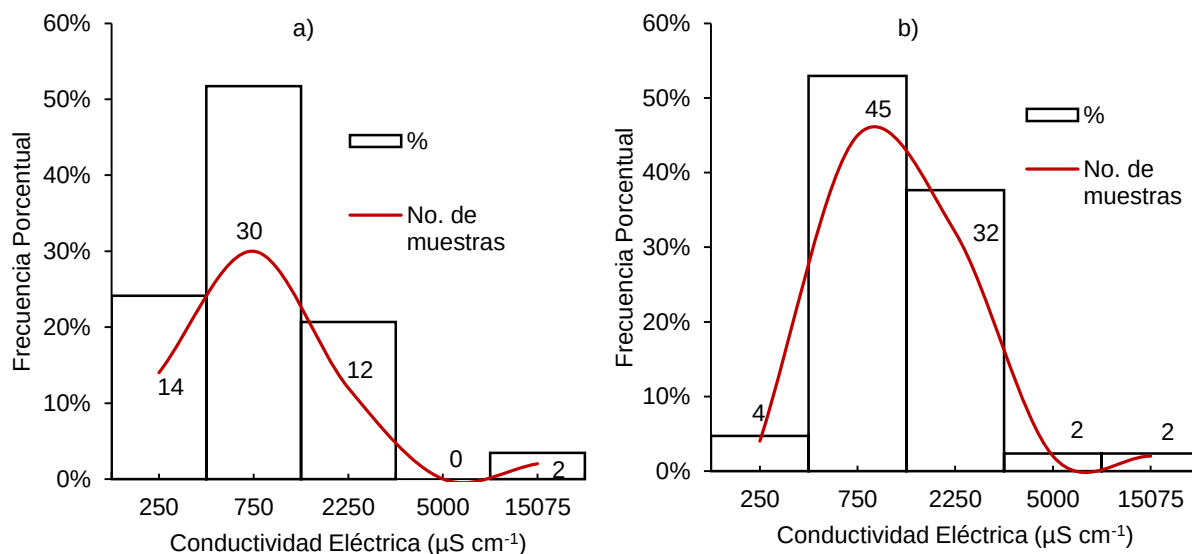


Figura 46. Distribución de frecuencia de la conductividad eléctrica del muestreo 1, inciso a) y muestreo 2, inciso b.

Al igual que la conductividad eléctrica, los sólidos totales disueltos (STD) están directamente relacionados con las concentraciones salinas de las soluciones. Estos permiten conocer la cantidad de sales presentes en el agua, en mg L^{-1} o ppm (partes por millón), resultando de gran utilidad para valorar la cantidad de sales acumuladas por lamina de riego o volumen de agua aplicada. Dentro de su medición se incluyen los componentes orgánicos e inorgánicos contenidos en el agua, ya que su determinación se realiza mediante el método de residuos secos evaporados (RSE).

El diseño del histograma para los valores de los STD (Figura 47), se basa en los criterios establecidos por Ayers & Westcot (1985) con el propósito de conocer el grado de restricción que podría presentar el agua de la red hidrográfica del Lerma-Chapala-Santiago en el riego agrícola. De acuerdo con los márgenes de calidad establecidos, se aprecia que el 76% de las aguas analizadas no presenta ningún problema de restricción, mientras que el 21% tienden a una restricción de ligero a moderada, en el primer muestreo. En cuanto al segundo muestreo, el 54% de las aguas se consideran de buena calidad y el 44% tienden a una restricción de ligera a moderada. El agua obtenida de la alberca y el manantial de aguas termales de parque el Borbollón, no son recomendadas para su uso en la agricultura, puesto que presentan altas concentraciones salinas.

Aunque los problemas de salinidad dependen de una combinación de varios parámetros, factores y condiciones ambientales que se pueden presentar en las zonas agrícolas, conocer estos márgenes y criterios resultan de gran utilidad de manera inicial para entender las cualidades de cierta fuente de agua para su uso en el riego agrícola.

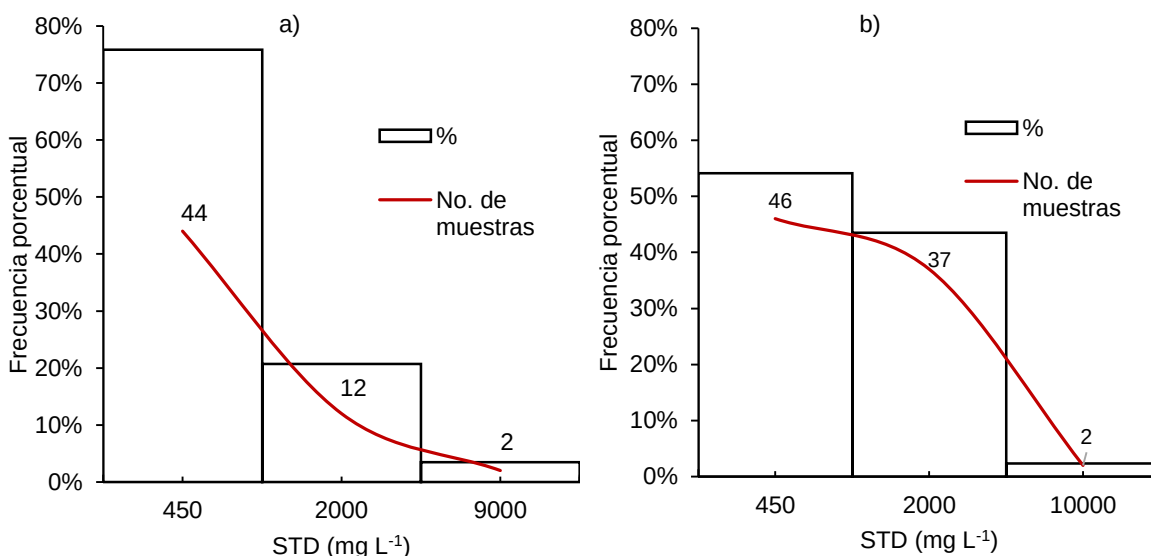


Figura 47. Distribución de frecuencia de los STD (mg L⁻¹) para el muestreo 1, inciso a) y muestreo 2, inciso b).

5.6.2. Frecuencias de los valores de pH

Prasad & Power (1997) señalan que el pH óptimo de los suelos agrícolas debe encontrarse dentro de un rango de 6.5 y 7.0 para obtener mejores rendimientos y una mayor productividad. Mientras que Ayers & Westcot (1985) establecen un margen más amplio para el pH en sus directrices de calidad del agua para el riego agrícola, que va de 6.5 a 8.4. Sin embargo, Mendoza-Saldivar (2009) señala que el pH óptimo de los suelos debe estar en un rango de pH entre 6.0 y 8.0, que es el pH de la mayor estabilidad geoquímica de los suelos arcillosos.

Tomando como referencia las directrices de Ayers & Westcot (1985) para los valores de pH, se diseñaron los diagramas de frecuencia del primer y segundo muestreos (Figura 48), donde se verifica que el 77.59% de las muestras obtenidas en la primera expedición (Figura 48 inciso a), tienen valores de pH óptimo para la fertilidad de los suelos y disponibilidad de nutrientes, por lo tanto, es propicio para un buen desarrollo de los

cultivos. Al igual que en el 70.59% de las aguas extraídas en el segundo muestreo (Figura 48 inciso b).

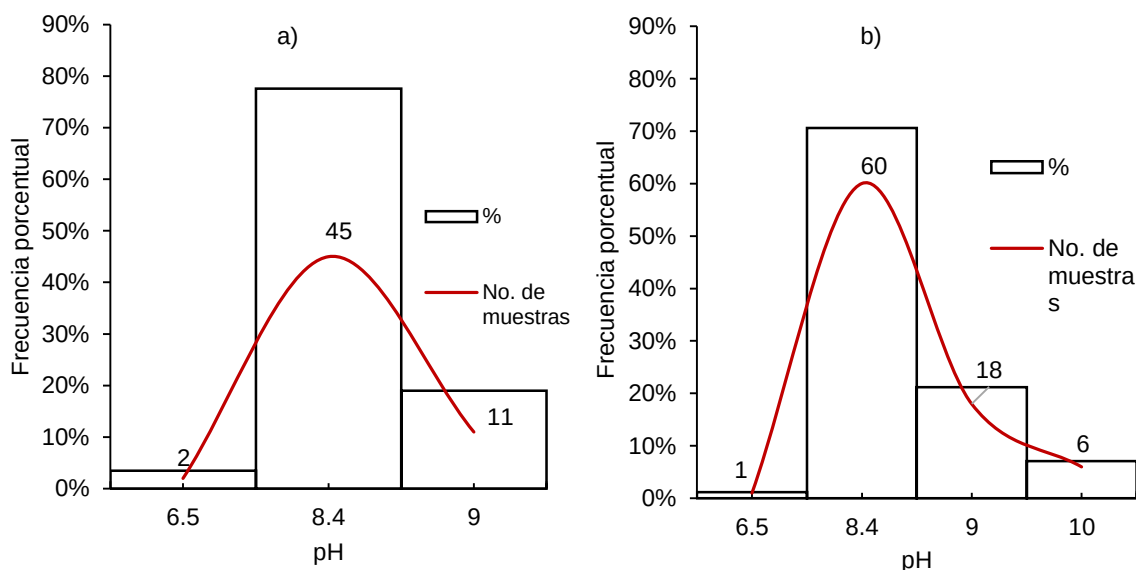


Figura 48. Distribución de frecuencia para valores del pH en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, a) muestreo 1 y b) muestreo 2.

Las muestras que se encuentra en un rango de pH entre 8.4 y 9, representan el 18.97% de las aguas analizadas en el primer muestreo y 21.18% en el segundo muestreo. Además, las muestras identificadas con el número 8, 17, 18, 19 y 20, obtenidas en la segunda expedición, presentan valores de pH entre 9 y 10, representando el 7.06% de las aguas obtenidas en junio del 2019, todas corresponden a distintos puntos de muestreo del río Lerma; la muestra 8 pertenece a Ixtlahuaca de Rayón, Estado de México y las otras cuatro se encuentran de manera sucesiva en el tramo del río Lerma que pasa por Jerécuaro y Acámbaro, Guanajuato, estos puntos que se sitúan en el puente Tarandacuao-Jerécuaro, la Presa Solís, puente Acámbaro-Jerécuaro y el tramo Chamácuaro-El Tenorio. El valor más alto corresponde a la muestra obtenida en la presa Solís con un pH de 9.81.

Por otra parte, los valores de pH más bajos, en el primer muestreo, se presentan en dos sitios, uno pertenece al río Lerma, en la estación de muestreo localizado en el puente los Sabinos, Atotonilco con un pH de 6.42 y el otro en la Laguna de Tepeltitit con un pH de 6.20. En el segundo muestreo, el agua del Manantial La Marquesa, tiene un valor de pH

de 6.05 representando el valor más bajo en las muestras recolectadas en mayo-junio del 2019.

5.7. Criterios para determinar riesgos de salinidad en los suelos

La concentración absoluta y relativa de sales solubles determinan el riesgo de salinización y sodificación al cual se podrían someter los suelos agrícolas al regarse con aguas de dudosa calidad, afectando de manera directa o indirecta el rendimiento de los cultivos (Piedra & González, 2013; Richards *et al.*, 1974).

Piedra & González (2013) definen la salinidad como la presencia de una elevada concentración de sales en la solución del suelo que perjudica las plantas por su efecto tóxico y por la disminución del potencial osmótico del suelo, que ocasiona estrés hídrico. Los suelos salinos normalmente presentan diferentes combinaciones de sales, siendo las más comunes los cloruros y sulfatos de sodio, calcio y magnesio.

Uno de los mayores problemas que causan las altas concentraciones salinas, ya sean de origen natural o inducidas por la descarga de aguas residuales, es el estrés salino, que altera el funcionamiento óptimo del metabolismo de las plantas, lo que se refleja en: la supresión general del crecimiento en la etapa inicial de las plántulas, el desequilibrio nutricional y el efecto de iones tóxicos (Rodríguez *et al.*, 2019).

Las plantas desarrollan diferentes mecanismos para soportar las altas concentraciones salinas. De acuerdo con su tolerancia, estas pueden clasificarse como plantas: a) muy sensibles, b) sensibles, c) moderadamente sensibles, d) moderadamente tolerantes, e) tolerantes y f) muy tolerantes. Por ejemplo, cultivos como: guisantes, caña de azúcar, zanahoria, uvas, cebollas y fresas, crecen en condiciones de salinidad inferior a $2000 \mu\text{S cm}^{-1}$, por lo que son considerados cultivos muy sensible. Los cereales como el arroz y el maíz, y algunas leguminosas como el maní son clasificados como cultivos sensibles debido a que su tolerancia a la salinidad se encuentra en un rango de 2000 a $4000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Por otra parte, cultivos como el algodón, la mostaza, la canola, el tomate, la manzana y el sorgo son moderadamente sencibles, debido a que pueden desarrollarse en suelos con concentraciones salinas entre 4000 a $8000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Los cereales como el trigo y la cebada, cultivos oleaginosos como el girasol y el cártamo, y algunas solanáceas

y brasicáceas se consideran tolerantes a la salinidad por su capacidad de crecimiento en suelos entre 8000 a 16 000 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Por último, solo los cultivos forrajeros llegan a considerarse muy tolerantes por su capacidad de crecer en suelos muy salinos con concentraciones superiores a los 16 000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Passricha *et al.*, 2019).

La salinidad y la sodicidad del suelo puede manejarse mediante la lixiviación adecuada o la aplicación de enmiendas naturales (abono verde) o artificial (yeso). Es necesario un monitoreo periódico de los niveles de salinidad del suelo para un esquema de riego de efluentes efectivo y duradero (Hanjra *et al.*, 2012). Por otra parte, cada vez toma más relevancia el uso de especies y variedades tolerantes al estrés salino como una opción viable, que requiere de especial atención, sobre todo de los investigadores.

5.7.1. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) ha sido un método muy eficaz para medir la concentración total de sales solubles de manera rápida y precisa. Por ese motivo es considerado uno de los parámetro más útiles para realizar el diagnóstico y clasificación de las aguas para el riego agrícola, ya que mediante sus valores es posible establecer rangos de aceptabilidad de ciertas fuentes de agua para su uso en la agricultura, de acuerdo a los posibles riesgos de salinidad que estas podrían representar (Wilcox, 1955).

Las propiedades del agua, el drenaje del suelo y la tolerancia de los cultivos a las sales, son factores importantes que se deben considerar en la evaluación del agua para el riego desde el punto de vista de la concentración total de sales. Richards *et al.* (1974) divide la calidad del agua en cuatro clases con respecto a su conductividad, tomando como límites de clase, los valores de 250, 750, y 2250 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Mismos que se establecieron de acuerdo con la relación que existe entre la conductividad eléctrica de los extractos de saturación del suelo y a la conductividad eléctrica de las aguas usadas para riego, basados en el análisis y experimentación con varias muestras de agua.

Los riesgos de salinidad que implica el uso de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago para el riego, se evalúa de acuerdo con la clasificación propuesta por Richards *et al.* (1974), dicha clasificación se observa en el Cuadro 29, del cual se deduce que, para el primer muestreo, el 52% de las aguas se ubican en la Clase 2, representando

un riesgo medio a generar problemas de salinidad. El 24% de las muestras se agrupan en la Clase 1, con un bajo riesgo de salinidad. Mientras que el 21% de las muestras presentan un alto riesgo. En la Clase 4, se ubican dos muestras tomadas en el parque de aguas termales “El Borbollón”, sus concentraciones son excesivamente altas (tendiendo a 14 550 y 14 600 $\mu\text{S cm}^{-1}$), por lo que el riesgo de salinidad es muy alto. Como referencia conviene destacar que el menor valor de CE registrado fue de 102.55 $\mu\text{S cm}^{-1}$ correspondiente a la muestra 56, recolectada en el río San Pedro, en el poblado de Ruiz, Nayarit.

En cuanto a las muestras de la segunda expedición, realizada en los meses de mayo-junio del 2019, un porcentaje importante de muestras (53%) se encuentran en la Clase 2, que implica un riesgo medio a la salinidad. Le sigue el 38% de las muestras ubicadas en la Clase 3, con valores de conductividad eléctrica entre 750 y 2250 $\mu\text{S cm}^{-1}$, lo que indica que dichas aguas pueden representar un alto riesgo de salinidad, no obstante, Richards *et al.* (1974) menciona que pueden ser usadas para el riego agrícola, obteniéndose un desarrollo apropiado de los cultivos, solo si existe un adecuado manejo del suelo y un buen drenaje, el problema se puede presentar si no se realizan las prácticas de lavado y el drenaje convenientes para cada condición.

Las muestras 1, 2, 14 y 81, que corresponden a las estaciones de muestreo; manantial La Marquesa, Laguna Salazar, Ojo de Agua (Presa Tepuxtepec) y río San Pedro (Ruíz, Nayarit), presentaron valores de conductividad eléctrica menores a 250 $\mu\text{S cm}^{-1}$, lo que las coloca en la Clase 1, que indica una baja concentración salina, por lo tanto, son aguas que no representan problema alguno al ser usadas para riego. En la Clase 4, se ubican las más altas concentraciones de sales del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, que corresponden a río Lerma (Temascalcingo) y río Santiago (Atequiza, Juanacatlán), con concentraciones entre 2250 y 5000 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Dos muestras destacan por su elevada concentración, muy por arriba de todo el sistema hidrográfico en estudio, es el caso de las muestras pertenecientes a las estaciones; Manantial de aguas termales y la alberca, El Borbollón, Edo. Mex. Temascalcingo, con concentraciones superiores de 14 000 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Cuadro 29. Clasificación de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con el riesgo de salinidad.

Valores de CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Riesgo de Salinidad	Clasificación	Primer muestreo		Segundo muestreo	
			No de muestra	%	No de muestra	%
>250	Bajo	C1	14	24	4	5
250 – 750	Medio	C2	30	52	45	53
750 – 2250	Alto	C3	12	21	32	38
>2250	Muy alto	C4	2	3	4	5
			58	100	85	100

Al comparar la clasificación del agua del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con los valores de CE en ambos muestreos, se observa que la mayoría de las aguas (52% en el primer muestreo y 53% en el segundo muestreo) presentan un riesgo medio a generar problemas de salinidad. Mientras que, el resto de las aguas se distribuyen entre la Clase 1 (24%) y la Clase 3 (21%) e el primer muestreo, lo que contrasta con las obtenidas en la segunda expedición, donde el 38% de las aguas se agrupan en la C3 que implica un alto riesgo de salinización y el 10% restantes se distribuyen entre bajo riesgo C1 (4 muestras) y muy alto riesgo C4 (4 muestras).

Debido a que los cultivos suelen ser afectados de manera directa por las altas concentraciones salinas que persisten en la solución de los suelos, es importante conocer el tipo de cultivos que se presentan en el área de influencia de los sistemas hidrográficos. En el caso del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, el sorgo, la cebada, el maíz, el frijol, el trigo, la alfalfa, el espárrago y el brócoli son los cultivos más predominantes (SIAP, 2021).

Ayers & Westcot, (1985) indican que existe un rango de 8 a 10 veces en la tolerancia a la sal de los cultivos agrícolas. Este amplio rango de tolerancia permite un uso mucho mayor de agua moderadamente salina. También extiende en gran medida el rango aceptable de salinidad del agua considerado adecuado para el riego.

5.7.2. Índice de salinidad efectiva

La calidad de un agua de riego se juzga no solo por la concentración iónica total, sino por el tipo de sales que la componen y los iones individuales involucrados. En este

sentido Doneen (1954) propuso el índice de la salinidad efectiva (SE) que evalúa el riesgo que representan ciertas sales solubles del agua de riego al formar parte de la solución del suelo, dado que toma en cuenta la precipitación de las sales menos solubles como el CaCO_3 , MgCO_3 , y CaSO_4 , por lo que estas sales al no estar en solución dejan de contribuir al incremento de la presión osmótica, quedando las sales más nocivas para los cultivos en la solución del suelo.

Para calcular el índice de Salinidad Efectiva fue necesario aplicar las Ecuaciones (9), (10), (11) y (12) y criterios que se presentan a continuación en $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$:

a) Si $\text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$; $\text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$

b) Si $\text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ y $\text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$; $\text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - \text{Ca}^{2+}$

c) Si $\text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$ y $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$; $\text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$

d) Si $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$; $\text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$

De acuerdo con los valores del índice de la SE, el agua se puede clasificar como buena, condicionada o no recomendable para el riego agrícola. En el caso de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, tienden a ser de una calidad entre buena y condicionada para riego (Cuadro 30), a excepción de dos estaciones de muestreo, localizadas en el parque el Borbollón (el manantial de aguas termales y la alberca), las cuales no son recomendadas para riego, dichas estaciones coinciden en ambos muestreos, su clasificación es resultado de la elevada concentración salina, que corresponde a un origen geoquímico distinto al resto de las aguas.

Cuadro 30. Clasificación de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con el índice de SE.

Valores de SE ($\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$)	Clase	Primer muestreo		Segundo muestreo	
		No de muestra	%	No de muestra	%
<3	Buena	34	59	17	20
3-15	Condicionada	22	38	64	75
>15	No recomendable	2	3	4	5
		58	100	85	100

También en el segundo muestreo, la estación correspondiente al río Lerma (ubicada al lateral de la estación el Borbollón, Temascalcingo) y el río Santiago (ubicada en la estación Atequiza, Juanacatlán, Jalisco), se clasifica como no recomendables. En el primer caso la mala calidad de las aguas se debe a la influencia que ejercen las aguas del manantial el Borbollón al confluir en el río Lerma. Por otra parte, la mala calidad del agua en la estación de Atequiza se debe a que recibe importantes aportes de aguas residuales-industriales, ya que Juanacatlán forma parte de la zona metropolitana de Guadalajara y se han instalado industrias y maquiladoras en las proximidades del río Santiago que en conjunto han mermado la calidad de estas aguas.

Cabe destacar que para el primer muestreo el 59% del agua resultó de buena calidad y el 38% como condicionada. Mientras que, en el segundo muestreo, el 75% del agua es de calidad condicionada y el 20% de buena calidad. De esta información se infiere que en el primer muestreo la mayoría de las aguas son de buena calidad, es decir, 34 muestras de 58 no implican un riesgo a la salinización de acuerdo con el índice de SE. En contraste con el segundo muestreo, donde la gran mayoría de las aguas (75%) clasifican como calidad condicionada, de las cuales 64 muestras de 85 podrían causar problemas de salinidad si no se cumple con las condiciones recomendadas para su uso en el riego y solo 17 muestras (20%) resultan de buena calidad, de estas: 8 pertenecen al río Santiago, dentro de las que destacan la presa El Cajón, la presa de Aguamilpa, Estación Pani y el arroyo El Chilte (corriente tributaria del río Santiago); tres muestras del río San Pedro y seis muestras que se ubican en el río Lerma, como las aguas provenientes del manantial de la Marquesa, la Laguna Salazar, Canal de riego Santiago Capitiro (Jaral del Progreso), puente Sabino-Loma de Zempoala (Salvatierra), la estación puente El Mármol y un pequeño Ojo de Agua que desemboca en la Presa Tepuxtepec.

La SE es uno de los índices que se acercan a la realidad para evaluar la calidad del agua de riego, con respecto a la salinidad, al considerar el peligro que representan las sales más solubles del agua al pasar a formar parte de la solución del suelo (Ortíz-Vega *et al.*, 2019).

5.7.3. Índice de salinidad potencial

El índice de Salinidad Potencial (SP) permite predecir los riesgos de salinidad que implica el uso de una determinada fuente de agua de riego, al formar parte de la solución del suelo en condiciones de humedad inferiores del 50%. Ya que busca incluir en su valoración el efecto de la evaporación y extracción de agua del suelo por las plantas. Por lo tanto, toma en cuenta que los carbonatos, bicarbonatos y una fracción de sulfatos tienden a precipitar en condiciones de baja humedad, quedando en la solución del suelo sales de cloruros y una parte de sales de sulfatos. En este sentido, el índice de SP indica el riesgo que podrían causar las altas concentraciones de las sales más solubles (Cl^- y SO_4^{2-}) en los cultivos, debido al incremento de la presión osmótica que implican sus altas concentraciones en la solución del suelo. Las sales de sulfatos más solubles son: Na_2SO_4 , K_2SO_4 y MgSO_4 . Por otra parte, el CaSO_4 representa la fracción de sulfatos que tiende a precipitar junto con las sales menos solubles como los CaCO_3 y MgCO_3 (Mendoza-Saldivar, 2009).

Los valores del índice de SP se obtiene mediante la Ecuación (13) que se presenta a continuación, donde la concentración de los iones Cl^- y SO_4^{2-} se expresan en unidades $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$: $\text{SP} = \text{Cl}^- + \frac{1}{2} \text{SO}_4^{2-}$

De acuerdo con la clasificación por el índice de Salinidad Potencial, se evaluaron las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago (Cuadro 31). Donde se observa que para el primer muestreo el 79% del agua resulto ser de buena calidad para riego y el 17% condicionada, a excepción de dos muestras correspondientes a las estaciones de muestreo del parque el Borbollón. En el segundo muestreo, el 63% de las muestras presentan buena calidad, mientras que 35% se encuentra en la clase condicionada. Al igual que en el primer muestreo, el agua extraída del parque el Borbollón resultaron no recomendables para agricultura.

Cuadro 31. Clasificación del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo con la SP.

Valores de SP (mmol _c L ⁻¹)	Clase	Primer muestreo		Segundo muestreo	
		No de muestra	%	No de muestra	%
<3	Buena	46	79	53	63
3-15	Condicionada	10	17	30	35
>15	No recomendable	2	4	2	2
		58	100	85	100

Es importante destacar que en ambos muestreos, el agua extraída de las estaciones ubicadas en el parque el Borbollón, mantienen una concentración de sales excesiva, dado que provienen de un manantial de aguas termales (50°C) de diferente origen geoquímico a las aguas en estudio, por lo que, en los todos los índices de clasificación del agua para el riego con respecto a la salinidad (CE y SE) han resultado no adecuadas para su uso en la agricultura, por el riesgo de causar problemas serios de salinidad. No es la excepción para el índice de SP y posiblemente para el resto de las valoraciones, donde estas aguas resultarán irremediablemente no aptas para riego. El manantial de aguas termales el Borbollón es aprovechado como un parque ecoturístico, por lo que sus aguas no son usadas en la agricultura, pero si tienden a contribuir con altas concentraciones salinas en un tramo del río Lerma, donde se fusionan ambas corrientes de agua.

Al igual que el índice de Salinidad Efectiva (SE), la Salinidad Potencial (SP) clasifica el agua de riego en: clase buena, clase condicionada y clase no recomendada (

Cuadro 32), y aunque ambos tienen los mismos rangos de valores para la evaluación de las aguas, los criterios y las ecuaciones con las que se calculan son distintas, al considerar diferentes condiciones o escenarios que influyen en la solubilidad de los distintos tipos de sales presentes en las soluciones del suelo. Por lo que, en conjunto, permiten tomar decisiones con una mayor amplitud de referencia, en cuanto al comportamiento de las sales a diferentes niveles de humedad, que se pueden presentar por las fluctuaciones ambientales y climáticas.

Cuadro 32. Comparativa entre los índices de SE y SP en la clasificación del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

Primer muestreo					Segundo Muestreo				
Salinidad Efectiva			Salinidad Potencial		Salinidad Efectiva			Salinidad Potencial	
No	mmol _e L ⁻¹	Clasificación	mmol _e L ⁻¹	Clasificación	No	mmol _e L ⁻¹	Clasificación	mmol _e L ⁻¹	Clasificación
1	0.62	Buena	0.36	Buena	1	0.59	Buena	0.46	Buena
2	0.57	Buena	0.36	Buena	2	1.15	Buena	0.71	Buena
3	1.84	Buena	1.04	Buena	3	12.31	Condicionada	5.24	Condicionada
4	4.28	Condicionada	2.77	Buena	4	6.03	Condicionada	4.03	Condicionada
5	3.73	Condicionada	2.59	Buena	5	6.51	Condicionada	2.15	Buena
6	1.64	Buena	1.06	Buena	6	8.03	Condicionada	3.06	Condicionada
7	1.43	Buena	0.95	Buena	7	4.44	Condicionada	1.75	Buena
8	132.29	No recomendada	85.69	No recomendada	8	7.12	Condicionada	2.63	Buena
9	132.62	No recomendada	86.02	No recomendada	9	7.18	Condicionada	2.77	Buena
10	1.46	Buena	0.94	Buena	10	6.81	Condicionada	2.46	Buena
11	2.88	Buena	1.54	Buena	11	128.42	No recomendada	101.25	No recomendada
12	1.00	Buena	1.00	Buena	12	18.40	No recomendada	8.59	Condicionada
13	2.86	Buena	1.56	Buena	13	122.96	No recomendada	98.21	No recomendada
14	2.81	Buena	1.78	Buena	14	1.19	Buena	0.58	Buena
15	2.61	Buena	1.50	Buena	15	4.72	Condicionada	1.72	Buena
16	2.61	Buena	1.54	Buena	16	4.79	Condicionada	1.62	Buena
17	4.29	Condicionada	2.27	Buena	17	4.39	Condicionada	1.70	Buena
18	3.51	Condicionada	1.77	Buena	18	3.14	Condicionada	1.33	Buena
19	2.77	Buena	1.63	Buena	19	3.21	Condicionada	1.14	Buena
20	4.20	Condicionada	2.50	Buena	20	3.24	Condicionada	1.20	Buena
21	6.12	Condicionada	3.52	Condicionada	21	4.55	Condicionada	1.71	Buena
22	3.11	Condicionada	1.86	Buena	22	3.03	Condicionada	1.24	Buena
23	2.75	Buena	1.69	Buena	23	4.79	Condicionada	1.35	Buena
24	3.74	Condicionada	2.18	Buena	24	3.23	Condicionada	0.91	Buena
25	2.98	Buena	1.98	Buena	25	2.85	Buena	0.92	Buena
26	0.65	Buena	0.54	Buena	26	2.60	Buena	0.85	Buena

Primer muestreo					Segundo Muestreo				
Salinidad Efectiva			Salinidad Potencial		Salinidad Efectiva			Salinidad Potencial	
No	mmol _c L ⁻¹	Clasificación	mmol _c L ⁻¹	Clasificación	No	mmol _c L ⁻¹	Clasificación	mmol _c L ⁻¹	Clasificación
27	6.17	Condicionada	3.65	Condicionada	27	3.86	Condicionada	1.38	Buena
28	6.06	Condicionada	3.58	Condicionada	28	3.80	Condicionada	1.61	Buena
29	7.23	Condicionada	3.75	Condicionada	29	3.90	Condicionada	2.02	Buena
30	2.91	Buena	1.79	Buena	30	5.49	Condicionada	3.24	Condicionada
31	6.12	Condicionada	3.38	Condicionada	31	5.29	Condicionada	1.82	Buena
32	6.34	Condicionada	3.18	Condicionada	32	5.30	Condicionada	1.54	Buena
33	3.16	Condicionada	1.82	Buena	33	4.43	Condicionada	1.64	Buena
34	3.15	Condicionada	1.53	Buena	34	5.55	Condicionada	2.1	Buena
35	2.15	Buena	1.20	Buena	35	7.99	Condicionada	4.91	Condicionada
36	7.14	Condicionada	3.70	Condicionada	36	2.74	Buena	1.70	Buena
37	5.85	Condicionada	2.93	Buena	37	4.02	Condicionada	2.45	Buena
38	6.87	Condicionada	3.80	Condicionada	38	3.52	Condicionada	2.07	Buena
39	3.16	Condicionada	1.88	Buena	39	3.61	Condicionada	2.17	Buena
40	1.28	Buena	0.72	Buena	40	3.43	Condicionada	2.08	Buena
41	0.92	Buena	0.41	Buena	41	3.50	Condicionada	2.19	Buena
42	1.62	Buena	0.93	Buena	42	5.67	Condicionada	3.56	Condicionada
43	1.29	Buena	0.75	Buena	43	6.81	Condicionada	4.08	Condicionada
44	1.02	Buena	0.61	Buena	44	6.76	Condicionada	3.81	Condicionada
45	2.07	Buena	1.18	Buena	45	6.94	Condicionada	4.13	Condicionada
46	9.77	Condicionada	6.97	Condicionada	46	6.96	Condicionada	3.97	Condicionada
47	1.82	Buena	0.98	Buena	47	5.30	Condicionada	3.26	Condicionada
48	2.96	Buena	1.61	Buena	48	6.60	Condicionada	3.77	Condicionada
49	0.74	Buena	0.45	Buena	49	4.98	Condicionada	1.91	Buena
50	1.36	Buena	0.69	Buena	50	7.86	Condicionada	4.62	Condicionada
51	3.63	Condicionada	1.90	Buena	51	5.87	Condicionada	3.32	Condicionada
52	0.90	Buena	0.59	Buena	52	6.82	Condicionada	3.79	Condicionada
53	1.27	Buena	0.75	Buena	53	6.80	Condicionada	3.84	Condicionada
54	1.49	Buena	0.91	Buena	54	6.65	Condicionada	3.67	Condicionada

Primer muestreo					Segundo Muestreo				
Salinidad Efectiva			Salinidad Potencial		Salinidad Efectiva			Salinidad Potencial	
No	mmol _e L ⁻¹	Clasificación	mmol _e L ⁻¹	Clasificación	No	mmol _e L ⁻¹	Clasificación	mmol _e L ⁻¹	Clasificación
55	1.08	Buena	0.72	Buena	55	6.99	Condicionada	3.89	Condicionada
56	0.62	Buena	0.38	Buena	56	4.37	Condicionada	0.97	Buena
57	1.29	Buena	0.87	Buena	57	3.88	Condicionada	2.44	Buena
58	13.28	Condicionada	6.02	Condicionada	58	6.83	Condicionada	3.85	Condicionada
					59	6.58	Condicionada	3.62	Condicionada
					60	3.97	Condicionada	2.12	Buena
					61	19.69	No recomendada	11.14	Condicionada
					62	6.82	Condicionada	3.77	Condicionada
					63	11.23	Condicionada	6.33	Condicionada
					64	6.70	Condicionada	3.72	Condicionada
					65	3.06	Condicionada	1.70	Buena
					66	11.33	Condicionada	6.46	Condicionada
					67	4.42	Condicionada	2.36	Buena
					68	7.01	Condicionada	3.92	Condicionada
					69	12.22	Condicionada	6.74	Condicionada
					70	10.03	Condicionada	6.07	Condicionada
					71	3.25	Condicionada	1.31	Buena
					72	3.44	Condicionada	2.00	Buena
					73	2.88	Buena	1.90	Buena
					74	2.57	Buena	1.46	Buena
					75	2.46	Buena	1.39	Buena
					76	2.25	Buena	1.26	Buena
					77	2.08	Buena	1.37	Buena
					78	3.88	Condicionada	2.16	Buena
					79	2.37	Buena	1.35	Buena
					80	2.32	Buena	1.54	Buena
					81	1.68	Buena	1.11	Buena
					82	2.42	Buena	1.40	Buena

Primer muestreo					Segundo Muestreo				
Salinidad Efectiva			Salinidad Potencial		Salinidad Efectiva			Salinidad Potencial	
No	mmol _c L ⁻¹	Clasificación	mmol _c L ⁻¹	Clasificación	No	mmol _c L ⁻¹	Clasificación	mmol _c L ⁻¹	Clasificación
					83	2.35	Buena	1.36	Buena
					84	1.77	Buena	1.04	Buena
					85	6.04	Condicionada	3.51	Condicionada

5.7.4. Presión osmótica

Uno de los problemas de las altas concentraciones de sales solubles en las soluciones del suelo, se ve reflejado en afectaciones del crecimiento y desarrollo de las plantas. Esto se relaciona con el efecto de la presión osmótica, el cual interviene en la velocidad de absorción del agua por las plantas (Richards *et al.*, 1974). Al aumentar el contenido de sales en las soluciones del suelo, aumenta la presión osmótica ocasionando que la disponibilidad de agua disminuya y provocando a su vez que las plantas sufran por deficiencia de agua. De acuerdo con dicho fenómeno, es posible identificar una fuerte asociación entre el contenido de sales con el efecto de la presión osmótica, de manera similar a la relación directamente proporcional que ocurre entre la concentración de sales en el agua con la CE y los STD. Conocer los valores de la presión osmótica son de gran relevancia para la agricultura.

En este trabajo, la presión osmótica se calculó mediante la ecuación propuesta por la ley de van't Hoff, identificada por la Ecuación (14): $PO = MRT$, donde M es la concentración molar de la solución, R es la constante de los gases ($0.082057 \text{ L}\cdot\text{atm}/\text{mol}\cdot^\circ\text{K}$) y T se refiere a los valores de temperatura absoluta en grados Kelvin ($^\circ\text{K} = 273.15 + 25^\circ\text{C}$).

Para obtener los valores de PO fue necesario obtener la concentración iónica total de cada muestra en mmol L^{-1} para posteriormente convertirlos a Moles y aplicar dicho valor en la ecuación, el dato de temperatura que se usó fue de 298.15 K para todas las muestras, puesto que la temperatura estándar para las determinaciones es de 25°C .

La alta correlación que existe entre la PO y la CE es de gran interés para fines agrícolas, por los efectos que tienden a causar las altas concentraciones salinas en los cultivos. A través de conocer la conductividad eléctrica del agua de riego es posible obtener la presión osmótica mediante la siguiente Ecuación (15): $PO = 0.36 \cdot (CE)$, siempre y cuando la conductividad se exprese en mS cm^{-1} , resultando en una PO en atm. Dicho coeficiente fue obtenido mediante estudios de salinidad en aguas usadas para el riego en Estados Unidos (Richards *et al.*, 1974). Su valor tiende a variar de acuerdo con la composición de las soluciones, cuando se trata de soluciones que contienen sales sulfatadas los valores se aproximan a 0.36 y cuando tienden a composiciones donde predominan las

sales bicarbonatadas el valor del coeficiente se asemeja a 0.40 (Mendoza-Saldivar, 2009). Para el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago se obtuvo un coeficiente de 0.41 en el primer muestreo y para el segundo muestreo de 0.43 (Figura 49), estos coinciden con la composición bicarbonatada de las aguas que fluyen por dicho sistema.

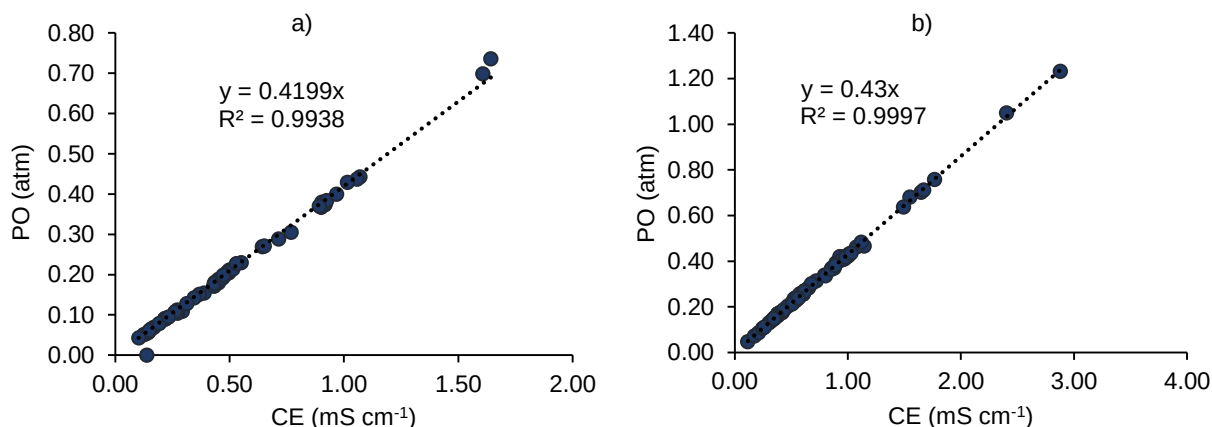


Figura 49. Relación entre conductividad eléctrica y la presión osmótica teórica de las muestras de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago; a) primer muestreo y b) segundo muestreo.

Para obtener la presión osmótica experimental, se requiere hacer una correspondencia entre las Ecuaciones (16) y (15): $STD = 640 \cdot CE$ y $PO = 0.36 \cdot CE$, que relaciona la CE con los STD y la CE con los valores de PO.

Para generar valores de presión osmótica experimental, que describan con mayor fidelidad las propiedades coligativas del agua que circula por la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, se emplearon los factores de correlación obtenidos con los datos experimentales de esta investigación. En el caso de la relación $mg\ L^{-1} = \alpha f\ (\mu S\ cm^{-1})$ referente a los STD y la CE, el valor de la constante de correlación fue de 0.6027 para el primer muestreo y 0.6691 para el segundo muestreo (Figura 50). En cuanto a la relación, expresada en la funcional $atm = \alpha f\ (\mu S\ cm^{-1})$ referida a la PO y CE, se obtuvo una constante de 0.0004 para ambos muestreos, dicho valor se presenta con frecuencia en las aguas naturales (López-García, 2015; Camacho, 2019; Avelar, 2021).

La correlación de las funciones se expresa de la siguiente manera: $PO/0.0004 = STD/0.6027$, para el primer muestreo y $PO/0.0004 = STD/0.6691$, para el segundo muestreo. Donde la ecuación para calcular la presión osmótica experimental resulta al

despejar la PO. La Ecuación 49 se generó para los cálculos de PO experimental del primer muestreo y la Ecuación 50 para el segundo muestreo:

$$PO = \frac{0.0004 * STD}{0.6027} = 0.0006636 * STD \quad (49)$$

$$PO = \frac{0.0004 * STD}{0.6691} = 0.0005978 * STD \quad (50)$$

Donde PO es la presión osmótica experimental en atmosferas (atm) y STD son los sólidos totales disueltos en mg L⁻¹.

La correlación entre la PO teórica y experimental es directamente proporcional, lo que demuestra una alta asociación entre los valores de PO obtenidas por diferentes métodos.

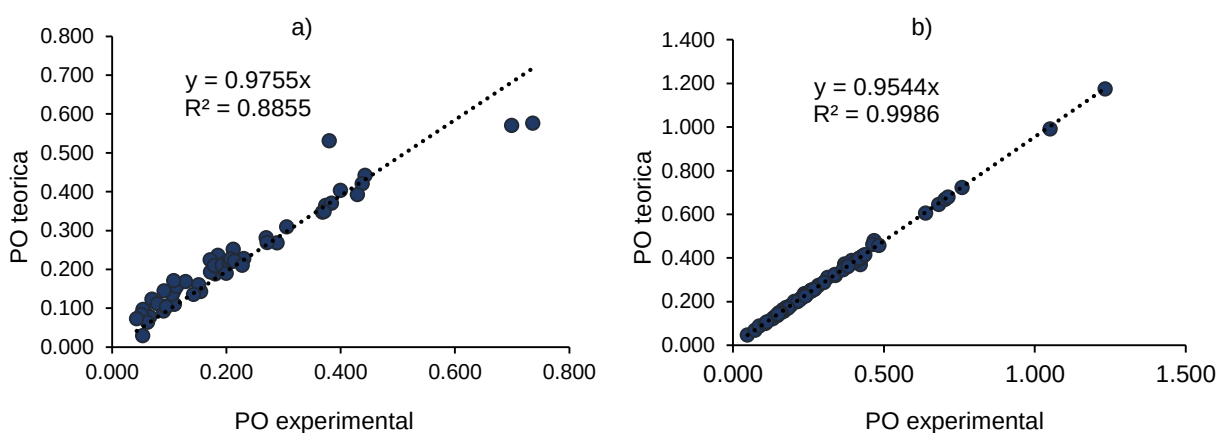


Figura 50. Relación entre presión osmótica teórica y la presión osmótica experimental de las muestras de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago; a) primer muestreo y b) segundo muestreo.

5.8. Criterios para determinar riesgos de sodicidad en los suelos

5.8.1. Relación PSI-RAS

Existe una estrecha relación entre el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y la relación de adsorción de sodio (RAS), los dos conceptos ayudan a definir el riesgo que el ion sodio implica en los suelos agrícolas al predominar en el complejo de intercambio catiónico sobre los iones de calcio y magnesio.

Mediante los valores de la RAS obtenidos del agua de riego es posible predecir los valores del PSI de los suelos, a través del uso de la ecuación de intercambio catiónico de Gapon, la cual considera las fracciones de sodio y calcio adsorbidas. La estimación precisa del PSI a través de la RAS es posible siempre y cuando se alcance el equilibrio entre el agua de riego y la solución del suelo, en condiciones de saturación. La exactitud de la ecuación para dicha estimación se limita a valores de la fracción adsorbida de sodio menores o iguales a 0.4. Los suelos agrícolas que se encuentran en un proceso de sodificación o en condiciones avanzadas de acumulación de sodio intercambiable se ubican dentro de dicho límite (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002).

La textura del suelo influye de manera importante en la actividad de intercambio catiónico. Así como los iones de sodio o potasio pueden ocasionar pérdida de estructura del suelo por dispersión de partículas. Con la finalidad de conocer el posible efecto de la relación PSI-RAS en diferentes tipos de suelos, es necesario considerar la constante de selectividad iónica, cuyo valor varía de acuerdo con las diferentes características topográficas de los sistemas coloidales de los suelos. En este trabajo, se evalúa dicha relación para cuatro diferentes texturas de suelos (Cuadro 33):

Cuadro 33. Constantes de Gapon para cuatro texturas de suelo.

Constante de Gapon	Textura de los suelos
$K_G=0.0072440$	migajón-arcilloso-arenoso
$K_G=0.0118610$	arcilloso-limoso
$K_G=0.0168990$	arcilloso
$K_G=0.0140113$	rojo arcilloso

Desde la Figura 51 a la Figura 55, se encuentran representados los gráficos de las relaciones del PSI con las diferentes conceptualizaciones de la RAS, incluyendo la CROSS, se puede verificar que los suelos arcillosos son lo más vulnerables a sufrir de manera más intensa los efectos de la sodicidad, seguido por los suelos rojos arcillosos y los suelos con textura arcilloso-limosa. Finalmente, se observa que los suelos de tipo migajón-arcilloso-limoso se distinguen por presentar mejores condiciones para amortiguar los efectos del sodio y potasio, los cuales presentan los valores de PSI más bajos en comparación de las otras texturas de los suelos.

De acuerdo con diversos estudios del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) (Richards *et al.*, 1974) se ha comprobado que cuando los valores del PSI son mayores de 15, los suelos tienden a experimentar efectos negativos por la sodicidad.

Con respecto a lo señalado por Richards *et al.* (1974) se pudo corroborar que en la relación PSI-RAS_{or} (Figura 51), solo una muestra de agua genera un valor de PSI > 15 en suelos de textura arcillosa, dicha muestra corresponde al río Santiago, extraída en la desembocadura al mar, durante el muestreo de septiembre 2018. De igual manera, en el segundo muestreo, el agua del río Lerma, extraída de la estación de muestreo aledaña al parque el Borbollón, obtuvo un valor de PSI superior a 15.

De acuerdo con la relación PSI-RAS_{aj} (Figura 52), el agua extraída de Boca de Asadero (San Blas) en el primer muestreo, presenta un alto riesgo de sodificación si se emplea en el riego de suelos con textura arcillosa, rojo arcilloso y arcilloso-limoso. De igual manera, en las muestras de la segunda salida, se evidencia el riesgo de sodificación de los tres tipos de suelo anteriormente mencionados, si se implementa el riego con agua de las estaciones de muestreo 12, 61 y 3, ubicadas en el río Lerma (parque el Borbollón y carretera Toluca-Naucalpan) y río Santiago en Atequiza (Juanacatlán, Jalisco). Por otro lado, el agua de la laguna de Santa María del Oro podría causar problemas en los suelos arcillosos y rojos arcillosos. Mientras que el agua del río Lerma en Ixtlahuaca de Rayón y de la presa derivadora Temascalcingo implican un riesgo especialmente en los suelos de textura arcillosa.

La relación PSI-RAS_{corr} (Figura 53) coincide con la relación PSI-RAS_{or} en su predicción del primer muestreo, que indica que el agua obtenida de la desembocadura del río Santiago es riesgosa para ser empleada en riego agrícola. De igual manera, en el segundo muestreo, coincide el riesgo de sodificación que implicaría el uso del agua de las estaciones de muestreo del río Lerma ubicadas; cerca del parque El Borbollón y cerca de la carretera Toluca-Naucalpan, en ciudad Lerma (Richards *et al.*, 1974).

En la relación PSI-CROSS_{opt} (Figura 54), en el primer muestreo, se puede apreciar que aparte del agua extraída de la desembocadura del río Santiago, las aguas del lago-cráter de la laguna de Santa María del Oro son propensas a ocasionar problemas de sodicidad

en suelos de textura arcillosa, roja arcillosa y arcillosa-limosa. En cuanto al segundo muestreo, 30 sitios sobrepasan el límite de 15 PSI, por lo cual presentan un mayor riesgo de sodicidad en los suelos arcillosos, 16 de estos sitios representan un riesgo en los suelos de tipo rojo arcilloso y solo 5 de ellos en los suelos arcillosos-limosos (Richards *et al.*, 1974).

La relación $PSI-CROSS_{opt-aj}$ (Figura 55) coincide con las predicciones de la relación con $PSI-CROSS_{opt}$ para el agua extraída en el primer muestreo, no obstante, el riesgo se extiende para los cuatro tipos de suelo seleccionados para el análisis, en diferentes grados de afectación. En el segundo muestreo, en cuanto a la relación $PSI-CROSS_{opt-aj}$, las muestras que presentan alto riesgo de sodicidad para los cuatro tipos de suelos son las aguas del río Santiago en Atequiza y del río Lerma en las cercanías del Borbollón. Cabe señalar, que el 43.5% de las muestras de agua generarían un PSI mayor a 15 para los suelos arcillosos, el 15% de las muestras representan un riesgo para los suelos rojo-arcillosos y el 9% en los suelos arcillosos-limosos.

Finalmente, es importante destacar que, si se toma en cuenta lo señalado por la escuela australiana (Shainberg & Letey, 1984) es decir, que suelos con un $PSI > 5$ pueden llegar a considerarse sódicos, se tendría un mayor número de muestras de agua con riesgos de causar problemas de sodicidad si se emplean para riego.

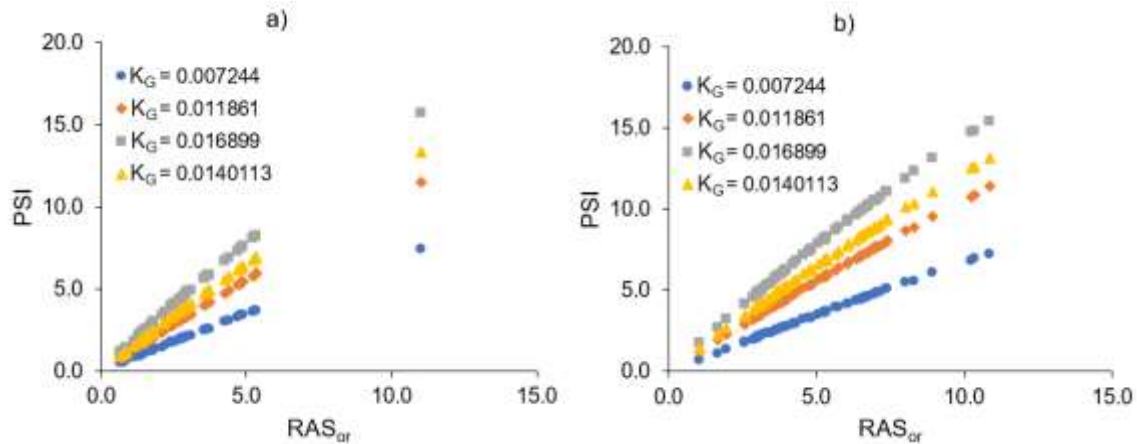


Figura 51. Relación entre PSI-RAS_{or} de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con cuatro diferentes texturas de suelos (K_G); a) Muestreo 1 y b) Muestreo 2.

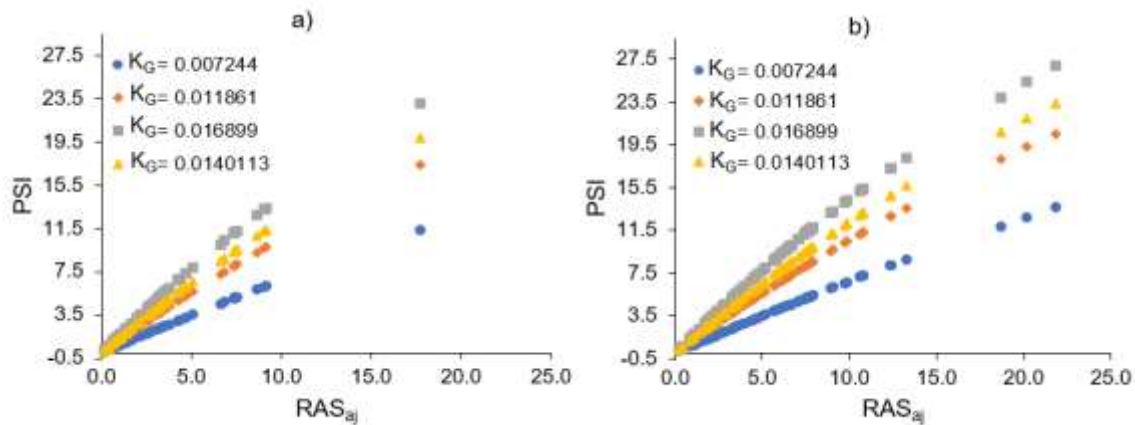


Figura 52. Relación entre PSI-RAS_{aj} de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con cuatro diferentes texturas de suelos (K_G); a) Muestreo 1 y b) Muestreo 2.

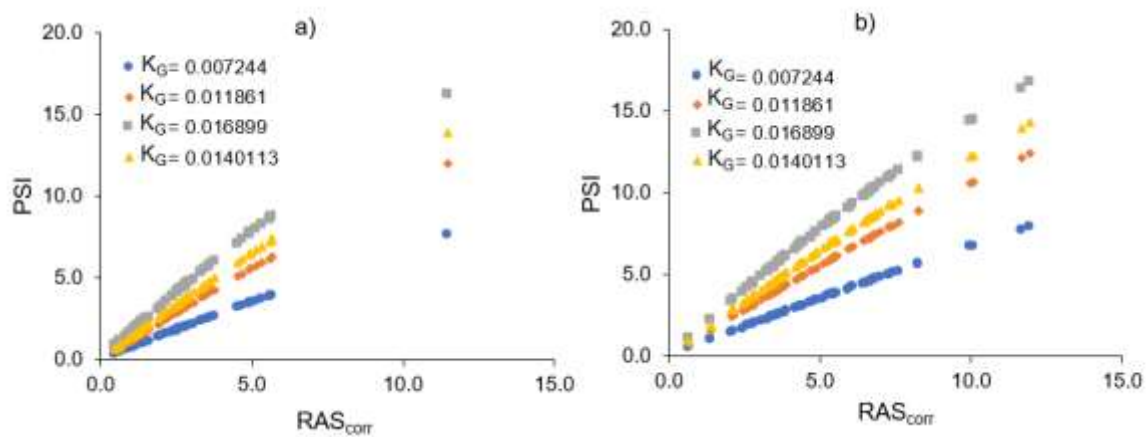


Figura 53. Relación entre PSI-RAS_{corr} de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con cuatro diferentes texturas de suelos (K_G); a) Muestreo 1 y b) Muestreo 2.

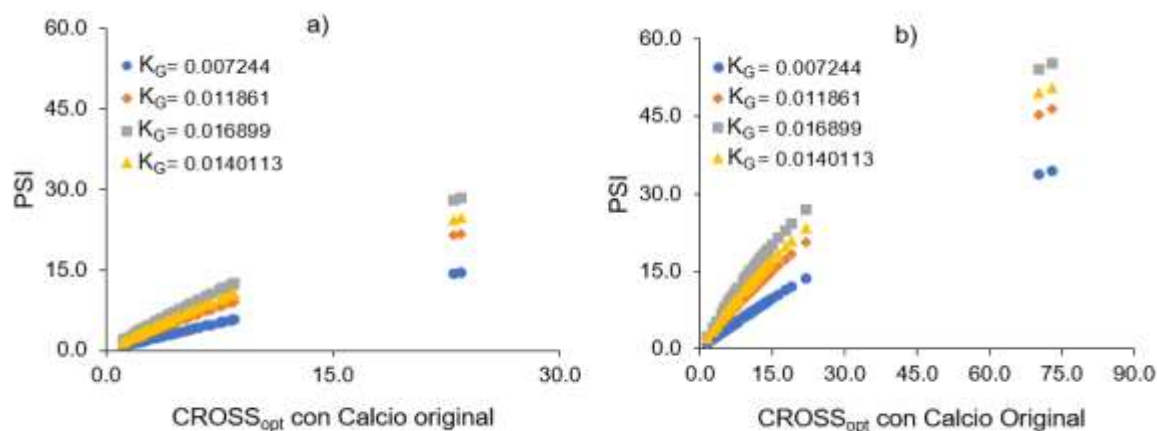


Figura 54. Relación entre PSI-CROSS_{opt} de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con cuatro diferentes texturas de suelos (K_G); a) Muestreo 1 y b) Muestreo 2.

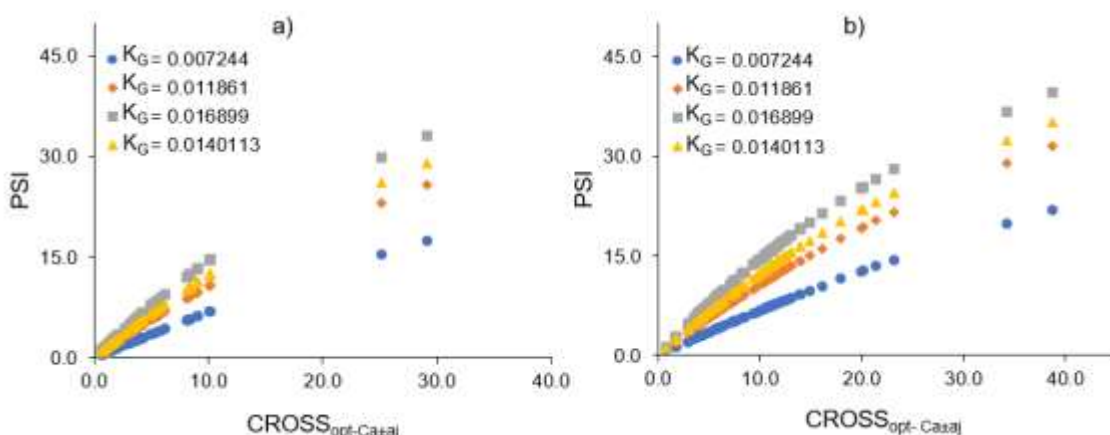


Figura 55. Relación entre PSI-CROSS_{opt-aj} de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con cuatro diferentes texturas de suelos (K_G); a) Muestreo 1 y b) Muestreo 2.

A partir de las figuras anteriores se observa que las aguas del segundo muestreo en comparación con el primer muestreo tienen valores de PSI y RAS más elevados, es decir presentan una mayor concentración de sodio. Esta diferencia se debe a que en el momento de la realización del primer muestreo el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago había captado una gran cantidad de agua de lluvia, lo que se refleja en la dilución de los componentes iónicos, en contraste con el segundo muestreo, en el cual apenas iniciaba el periodo de lluvias, en consecuencia, se presentaron altas concentraciones iónicas, especialmente del ion sodio en las muestras analizadas que se evidencia en los altos valores del PSI.

5.8.2. Relación de adsorción del sodio y conductividad eléctrica

La salinidad y sodicidad son los principales riesgos a los que se someten los suelos agrícolas al ser irrigados. Por este motivo, son el principal interés al evaluar la calidad del agua de riego. La conductividad eléctrica es considerada un método indirecto satisfactorio para medir la salinidad. Por otro lado, la relación de adsorción de sodio (RAS) es uno de los parámetros de diagnóstico estándar más usados para predecir el grado de afectación en la permeabilidad de un suelo por las altas concentraciones de sodio intercambiable XNa (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002), cabe mencionar que existen distintas modalidades para calcular la relación de adsorción de sodio, de las que destacan: la formulación original (RAS_{or}), la formulación ajustada por Bower *et al* (1965) (RAS_{aj}) y la corregida por Suarez (1981) (RAS_{corr}).

El diagrama propuesto por Richards *et al.*, (1974) para la clasificación del agua de riego relaciona los valores de la RAS con la conductividad eléctrica (Figura 56), de modo que el agua es agrupada en distintas clases fijadas por valores límites o intervalos. En el caso de la conductividad eléctrica se plantean los siguientes en $\mu\text{S cm}^{-1}$: 0 a 250, 250 a 750, 750 a 2250 y valores > 2250 catalogados como C1, C2, C3 y C4 respectivamente. En cuanto a la relación de adsorción de sodio, las clases quedan definidas por los siguientes valores en unidades $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$: 10, 18, 26 y valores > 26 asignadas como S1, S2, S3 y S4 respectivamente. Esta clasificación permite un análisis completo sobre la idoneidad del agua para riego (Wilcox, 1955). En el Cuadro 34 se observa la nomenclatura usada para la clasificación del agua para dicho fin (Richards *et al.*, 1974).

Cuadro 34. Nomenclatura utilizada para clasificar el riesgo de salinidad y sodicidad.

Riesgo de salinidad		Riesgo de sodicidad	
Clave	Interpretación	Clave	Interpretación
C1	Baja salinidad	S1	Baja en sodio
C2	Salinidad media	S2	Media en sodio
C3	Alta salinidad	S3	Alta en sodio
C4	Muy altamente salina	S4	Muy alta en sodio

Haciendo uso del diagrama de Richards *et al.*, (1974) se proyectaron los valores de la CE y la relación de adsorción de sodio de las muestras del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, observándose una distribución de las aguas en distintas categorías, las cuales se pueden apreciar en la Figura 56. Figura 57 y Figura 58 correspondientes a las relaciones: CE-RAS_{or}, CE-RAS_{aj} y CE-RAS_{corr} respectivamente, para el primer muestreo. En el caso del segundo muestreo, la distribución con respecto a las relaciones: CE-RAS_{or}, CE-RAS_{aj} y CE-RAS_{corr} se aprecian en la Figura 59, Figura 60 y Figura 61.

Debido a que en cada diagrama se emplearon distintas formulaciones de la relación de adsorción de sodio (RAS_{or}, RAS_{aj} o RAS_{corr}), se observan variaciones en la distribución de las muestras de agua. La variación es más evidente en el diagrama que proyecta los valores de la RAS_{aj}, ya que esta formulación considera la precipitación o disolución del carbonato de calcio y/o magnesio, estos procesos alteran el contenido de sodio con relación al contenido de calcio y magnesio del agua, lo cual influye en los valores que adquiere la relación de adsorción de sodio, es decir, el valor aumenta por el efecto de la precipitación de los carbonatos o disminuye con la disolución de estos.

En el Cuadro 35 se visualiza de manera práctica el número de muestras distribuidas en cada una de las categorías de clasificación del agua por el diagrama de Richards *et al.*, (1974) para cada muestreo y de acuerdo con las distintas formulaciones de la relación de adsorción de sodio.

Cuadro 35. Clasificación de las aguas de acuerdo con la relación de adsorción del sodio, en sus distintas modalidades, y la conductividad eléctrica (RAS-CE).

Clasificación	RAS _{or}		RAS _{aj}		RAS _{corr}	
	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 1	Muestreo 2
C1 S1	14	4	14	4	14	4
C2S1	30	38	30	41	30	39
C2S2	0	7	0	4	0	6
C3S1	10	20	1	1	7	20
C3S2	1	11	10	26	4	11
C3S3	1	1	0	4	1	1
C3S4	0	0	1	1	0	0
C4S3	0	2	0	0	0	2
C4S4	2	2	2	4	2	2
Total	58	85	58	85	58	85

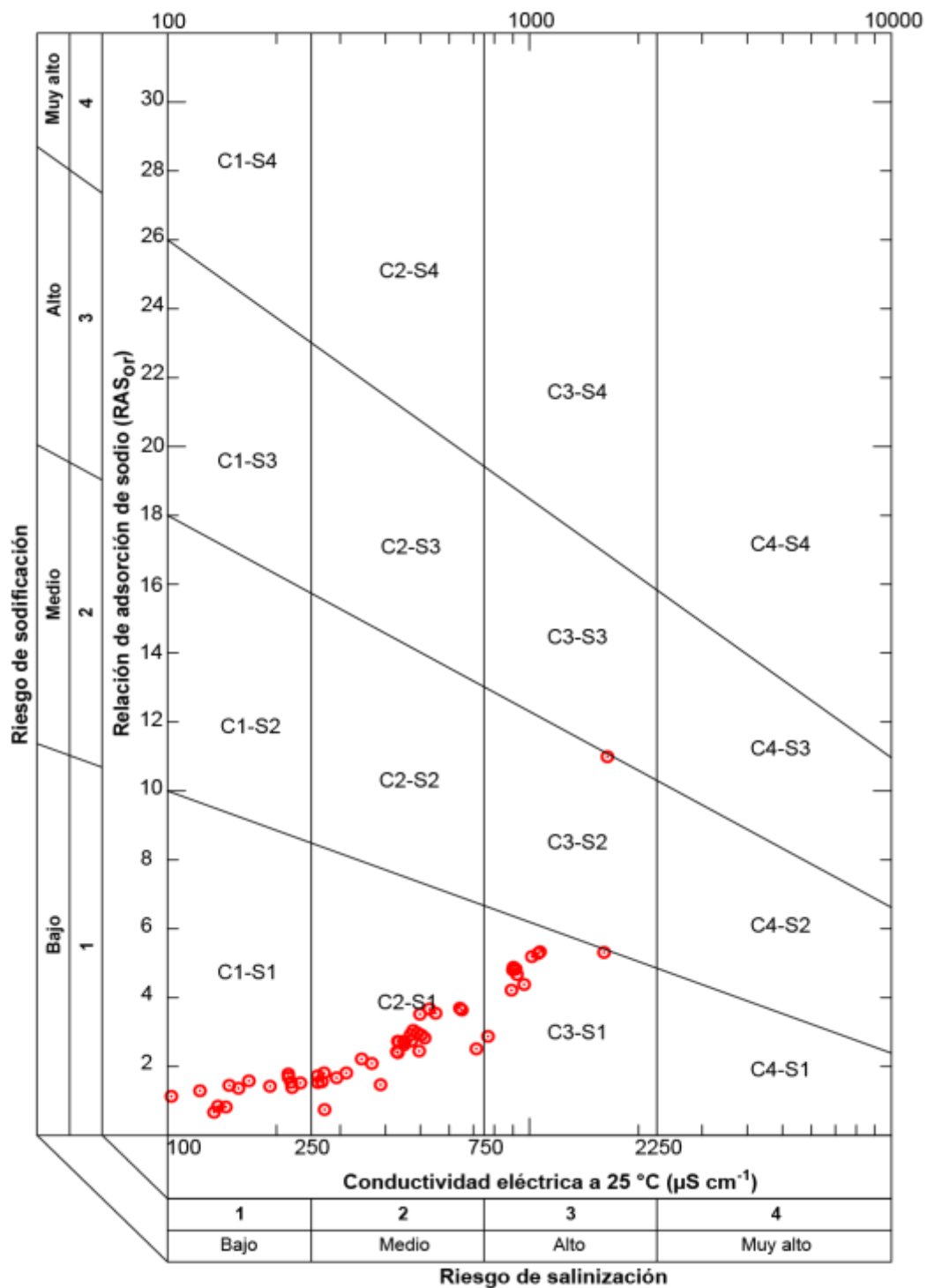


Figura 56. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS_{or}) muestreo 1.

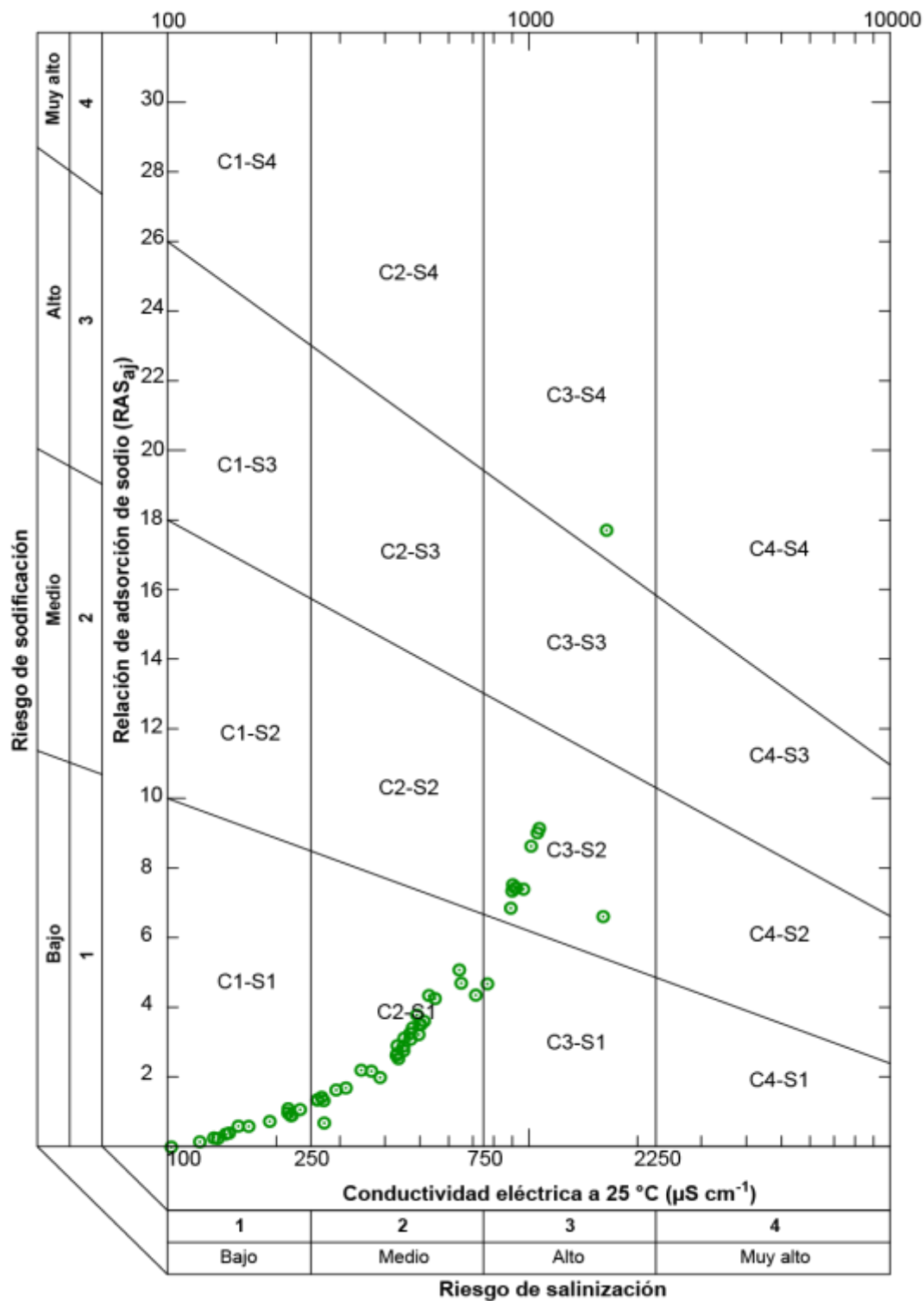


Figura 57. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS_{aj}) muestreo 1.

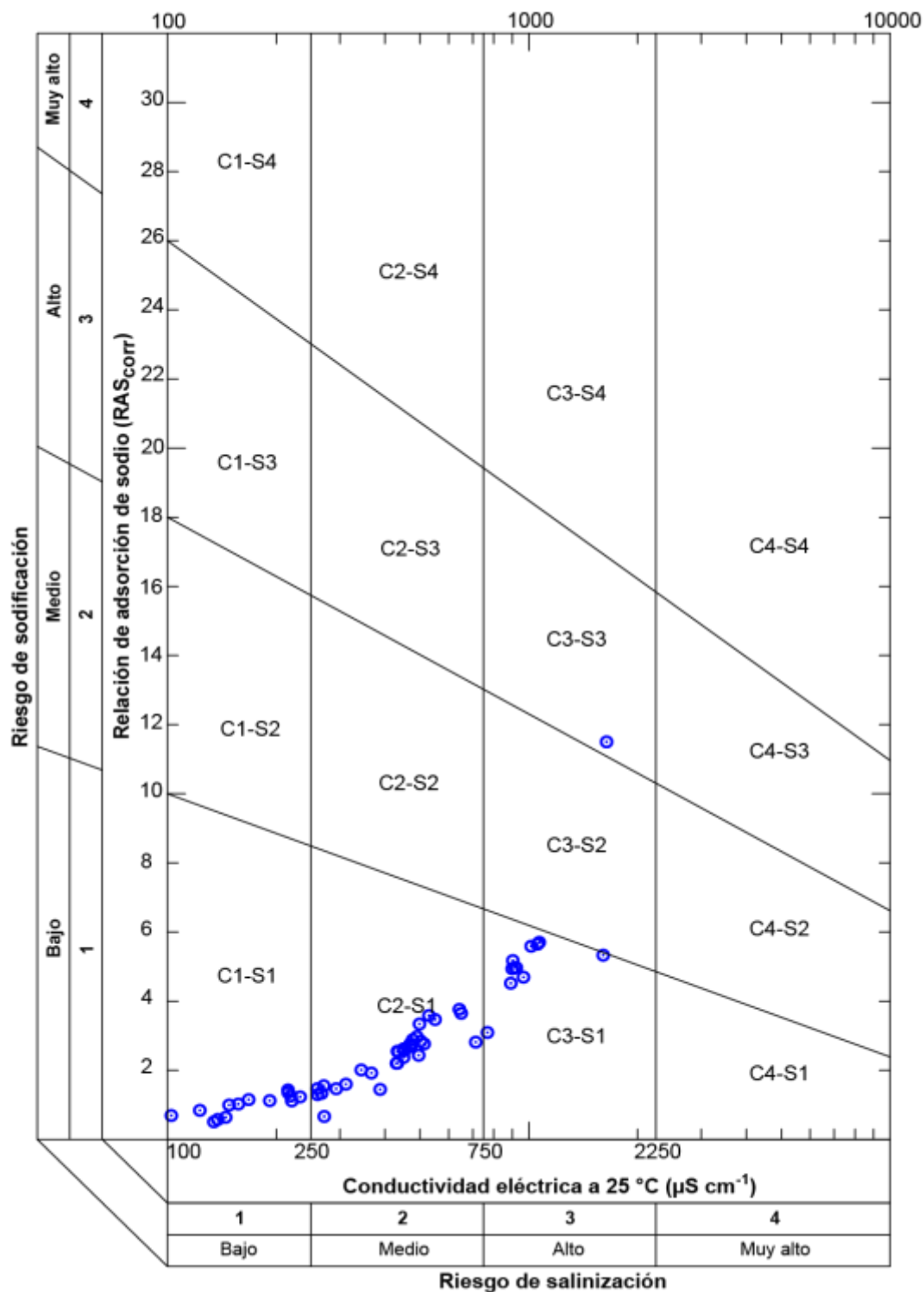


Figura 58. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS_{corr}) muestreo 1.

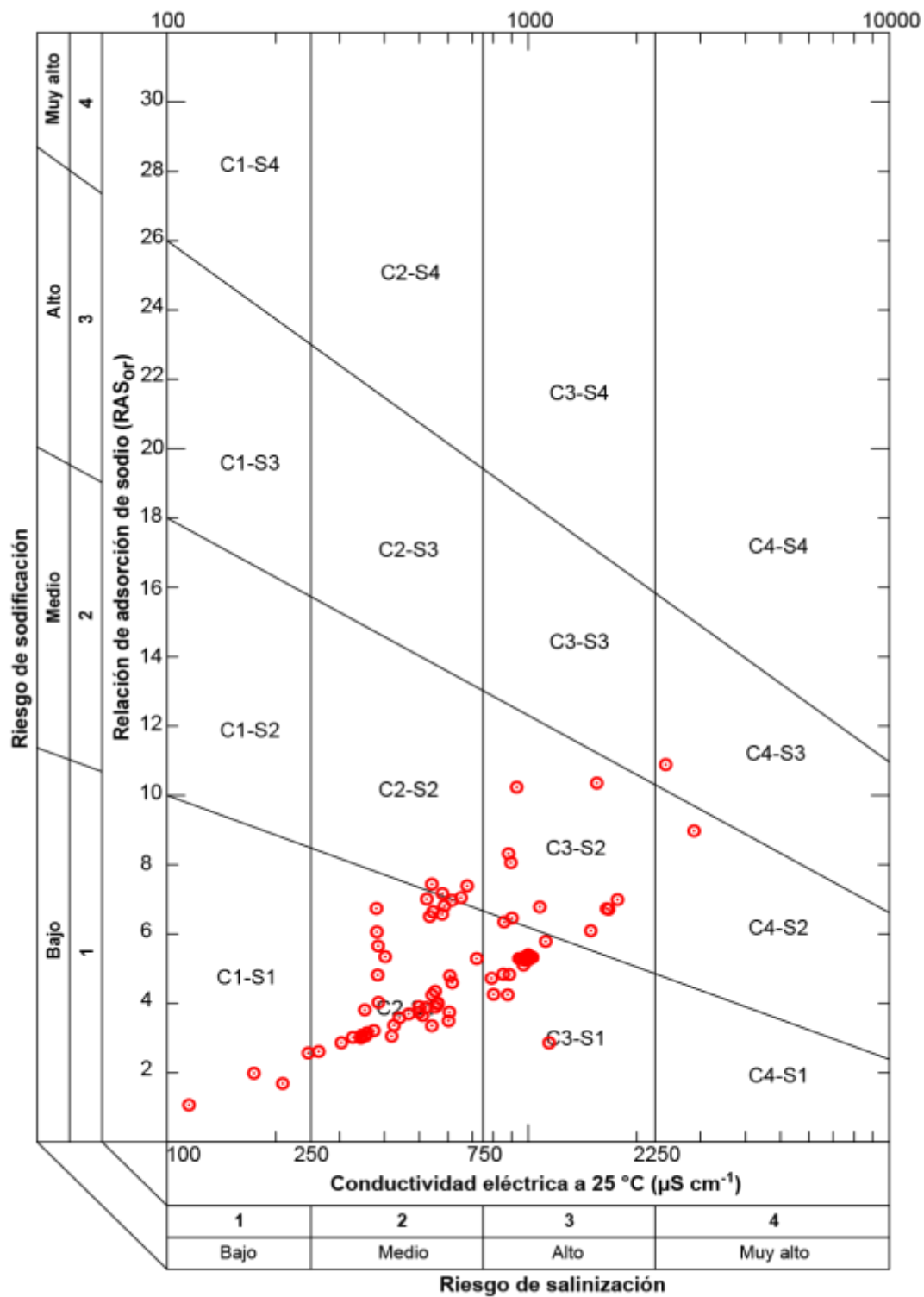


Figura 59. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS_{or}) muestreo 2.

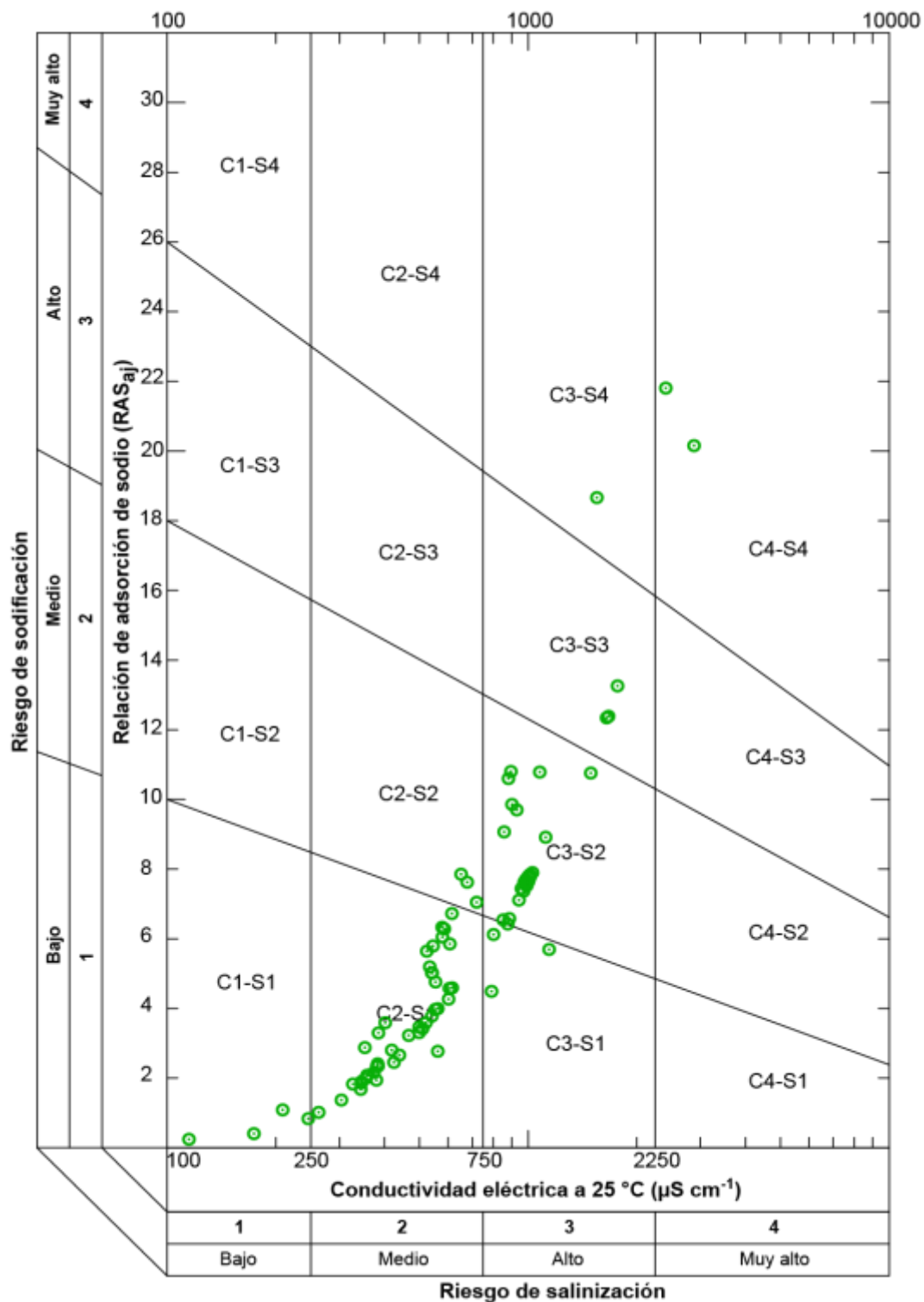


Figura 60. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS_{aj}) muestreo 2.

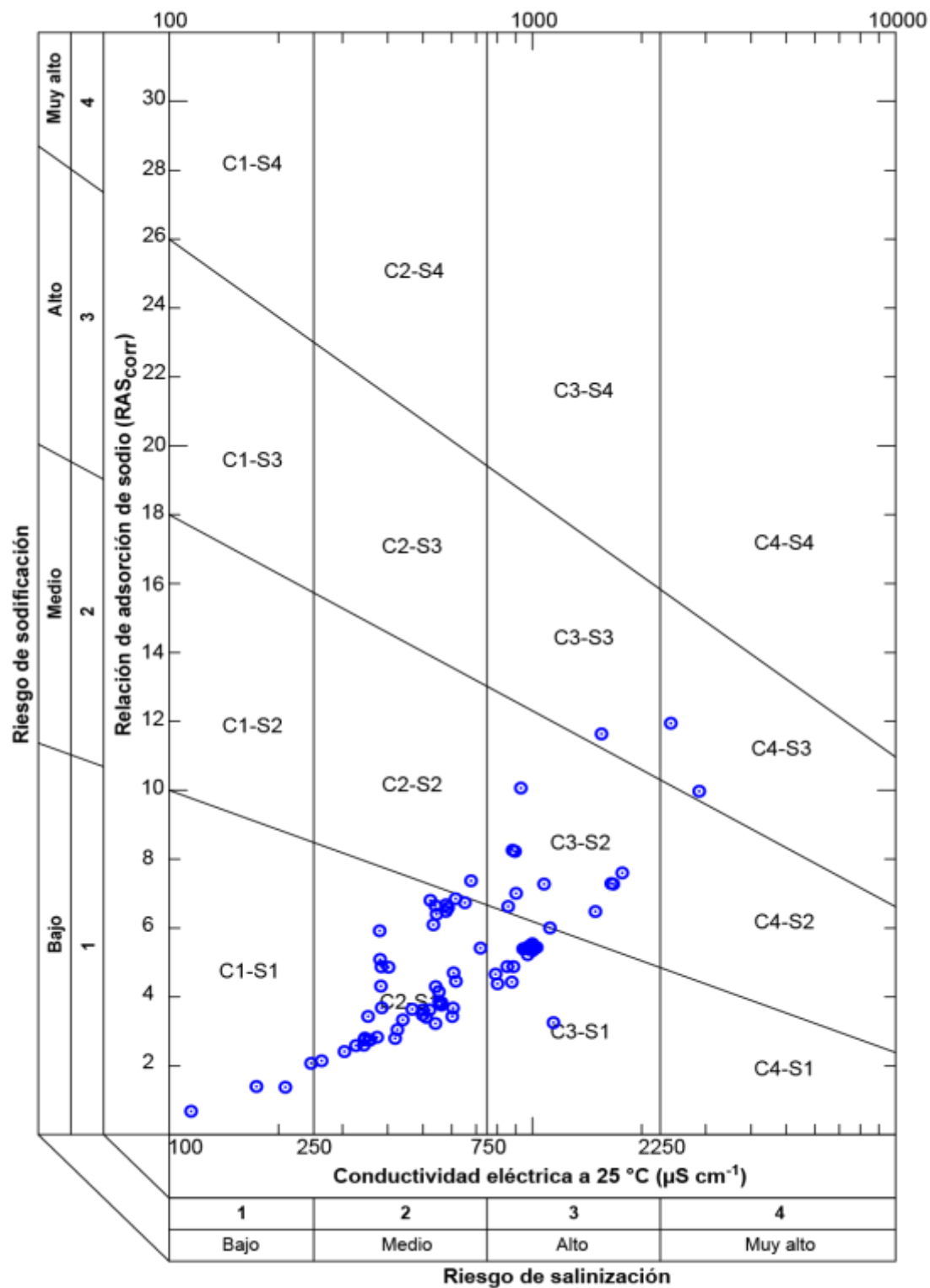


Figura 61. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS_{corr}) muestreo 2.

Al clasificar el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, la mayoría de las muestras se concentró principalmente en la clase C2S1, en ambos muestreos y para todas las modalidades de relación de adsorción de sodio. Con respecto al primer muestreo, corresponde al 51.7% de las aguas muestreadas en septiembre del 2018 y al 46% de las muestras de agua del segundo muestreo en junio del 2019. En el

Cuadro 36 se puede apreciar con mayor detalle la clasificación para cada una de las muestras, concerniente al primer muestreo, en el

Cuadro 37 se observa la clasificación para cada muestra obtenida en el segundo muestreo.

En el caso del primer muestreo, el 24% de las aguas se agruparon en la clase C1S1 indistintamente de la RAS utilizada. Mientras que el 17% de las aguas se agruparon en la clase C3S1 con la RAS_{or} , esta proporción se redujo al 12% con la RAS_{corr} y a solo una muestra con la RAS_{aj} . En relación con la clase C3S2 las aguas se distribuyeron de la siguiente manera: el 17% se ubican en esta clase de acuerdo con la RAS_{aj} , sucesivamente se redujo a cuatro muestras (7%) para la clasificación con la RAS_{corr} y solo a una muestra con la clasificación de la RAS_{or} .

En el segundo muestreo, el 23% de las aguas quedaron clasificadas como C3S1 de acuerdo con la RAS_{or} y la RAS_{corr} , en contraste con la clasificación de la RAS_{aj} , la cual sitúa solo una muestra en dicha clasificación. No obstante, en la clase C3S2 predomina el 30% de las aguas clasificadas con la RAS_{aj} , mientras que para las clasificaciones con la RAS_{or} y la RAS_{corr} dicha proporción disminuye al 13%. Por otro lado, en la clase C2S2 se distribuyen 7, 4 y 6 muestras correspondientes a las clasificaciones realizadas con la RAS_{or} , la RAS_{aj} y la RAS_{corr} . Mientras que las aguas extraídas del Manantial “La Marquesa”, la laguna Salazar, el Ojo de Agua (en la Presa Tepuxtepec) y del río San Pedro (en el poblado de Ruíz) se ubicaron en la categoría C1S1, la cual se define como aguas con baja salinidad y bajas en sodio.

Finalmente, las muestras de agua extraídas del manantial y la alberca “El borbollón” quedaron clasificadas como C4S4 de acuerdo con todas las formulaciones de la RAS en ambos muestreos, no obstante, al clasificar las aguas del segundo muestreo con la RAS_{aj} se incorporaron en esta categoría las muestras extraídas del río Lerma en Temascalcingo (cerca del parque el Borbollón) y del río Santiago en Atequiza (Juanacatlán, Jalisco), mismas que al ser clasificadas con la RAS_{or} y RAS_{corr} se distribuyen en la clase C4S3, en ambos muestreos.

Es evidente la influencia que el agua del manantial el Borbollón tiene sobre la muestra de agua obtenida en el río Lerma donde estas aguas se mezclan, adquiriendo muy altas concentraciones de sales. Sin embargo, el efecto de la dilución reduce

considerablemente la salinidad del agua y a medida que el río sigue su curso se va regularizando. En cuanto, a la muestra obtenida del río Santiago, en Atequiza; Jalisco, la alta concentración salina y sódica se debe a la descarga de una gran cantidad de aguas de origen urbano-industrial que este río recibe de esa zona altamente industrializada, lo que coincide con lo señalado por Hanjra *et al* (2012) los cuales mencionan que los efluentes de aguas residuales municipales contienen alrededor 500 mg L⁻¹ de STD o una CE de 8000 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Incluso las aguas residuales tratadas son ligeramente salinas y su CE excede 2000 $\mu\text{S cm}^{-1}$. En este aspecto, (Mendoza-Saldivar, 2009) también afirma que la RAS en aguas residuales de origen urbano-industrial tiende a valores elevados debido a las altas concentraciones de sodio.

La RAS al adquirir altos valores condiciona los procesos de alcalinización de los suelos (pH > 8.0–9.0) por los procesos de hidrólisis, propiciando el desarrollo de procesos intensos de dispersión coloidal en los suelos y, por lo tanto, la pérdida de su estructura, por la precipitación de elementos como el Ca²⁺, Mg²⁺, PO₄³⁻, Cu²⁺, Zn²⁺ y Fe²⁺ (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002).

Cuadro 36. Valores de las distintas formulaciones de la relación de adsorción de sodio, de las aguas residuales, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, muestreo 1.

No. de muestra	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Valores de RAS ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) ^{1/2} y clasificación					
		RAS _{or}	clase	RAS _{aj}	clase	RAS _{corr}	clase
1	145	0.82	C1S1	0.35	C1S1	0.63	C1S1
2	135	0.67	C1S1	0.24	C1S1	0.50	C1S1
3	388	1.47	C2S1	1.98	C2S1	1.46	C2S1
4	769	2.87	C3S1	4.67	C3S1	3.12	C3S1
5	714	2.51	C2S1	4.35	C2S1	2.80	C2S1
6	293	1.67	C2S1	1.62	C2S1	1.45	C2S1
7	260	1.53	C2S1	1.34	C2S1	1.28	C2S1
8	14550	54.94	C4S4	160.56	C4S4	nd	C4S4
9	14600	54.65	C4S4	159.74	C4S4	nd	C4S4
10	267	1.56	C2S1	1.41	C2S1	1.32	C2S1
11	451	2.73	C2S1	2.89	C2S1	2.60	C2S1
12	272	0.75	C2S1	0.67	C2S1	0.66	C2S1
13	453	2.71	C2S1	3.11	C2S1	2.53	C2S1
14	451	2.63	C2S1	2.75	C2S1	2.38	C2S1
15	433	2.40	C2S1	2.67	C2S1	2.23	C2S1
16	431	2.43	C2S1	2.61	C2S1	2.22	C2S1
17	643	3.69	C2S1	5.07	C2S1	3.78	C2S1
18	499	3.52	C2S1	3.49	C2S1	3.30	C2S1
19	436	2.72	C2S1	2.52	C2S1	2.55	C2S1
20	651	3.64	C2S1	4.69	C2S1	3.65	C2S1
21	904	4.88	C3S1	7.52	C3S2	5.15	C3S1
22	478	3.05	C2S1	3.41	C2S1	2.90	C2S1
23	433	2.73	C2S1	2.89	C2S1	2.52	C2S1
24	551	3.55	C2S1	4.25	C2S1	3.44	C2S1
25	470	2.92	C2S1	3.25	C2S1	2.71	C2S1
26	138	0.85	C1S1	0.23	C1S1	0.59	C1S1

No. de muestra	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Valores de RAS ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) ^{1/2} y clasificación					
		RAS _{or}	clase	RAS _{aj}	clase	RAS _{corr}	clase
27	917	4.83	C3S1	7.42	C3S2	4.99	C3S1
28	900	4.80	C3S1	7.34	C3S2	5.20	C3S1
29	1070	5.33	C3S1	9.13	C3S2	5.76	C3S2
30	496	2.45	C2S1	3.21	C2S1	2.44	C2S1
31	924	4.67	C3S1	7.43	C3S2	4.93	C3S1
32	967	4.38	C3S1	7.39	C3S2	4.71	C3S1
33	503	2.91	C2S1	3.50	C2S1	2.83	C2S1
34	491	2.97	C2S1	3.78	C2S1	2.94	C2S1
35	367	2.09	C2S1	2.16	C2S1	1.95	C2S1
36	1057	5.28	C3S1	9.01	C3S2	5.70	C3S2
37	892	4.22	C3S1	6.84	C3S2	4.49	C3S1
38	1016	5.19	C3S1	8.63	C3S2	5.63	C3S2
39	514	2.82	C2S1	3.60	C2S1	2.77	C2S1
40	221	1.39	C1S1	0.89	C1S1	1.13	C1S1
41	157	1.37	C1S1	0.58	C1S1	1.03	C1S1
42	271	1.81	C2S1	1.31	C2S1	1.56	C2S1
43	220	1.54	C1S1	0.88	C1S1	1.25	C1S1
44	168	1.58	C1S1	0.57	C1S1	1.13	C1S1
45	344	2.22	C2S1	2.19	C2S1	2.00	C2S1
46	1607	5.31	C3S2	6.60	C3S2	5.34	C3S2
47	312	1.81	C2S1	1.68	C2S1	1.63	C2S1
48	472	2.74	C2S1	3.08	C2S1	2.65	C2S1
49	123	1.29	C1S1	0.13	C1S1	0.85	C1S1
50	216	1.78	C1S1	0.96	C1S1	1.44	C1S1
51	530	3.67	C2S1	4.33	C2S1	3.58	C2S1
52	148	1.45	C1S1	0.38	C1S1	1.00	C1S1
53	216	1.68	C1S1	1.08	C1S1	1.34	C1S1
54	260	1.73	C2S1	1.33	C2S1	1.45	C2S1

No. de muestra	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Valores de RAS ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) ^{1/2} y clasificación					
		RAS _{or}	clase	RAS _{aj}	clase	RAS _{corr}	clase
55	192	1.42	C1S1	0.72	C1S1	1.10	C1S1
56	103	1.13	C1S1	-0.02	C1S1	0.69	C1S1
57	233	1.52	C1S1	1.06	C1S1	1.25	C1S1
58	1642	10.99	C3S3	17.70	C3S4	11.62	C3S3
Mediana	451	2.67		2.89		2.48	
Media	989	4.59		8.85		2.72	
Moda	433	#N/D		#N/D		#N/D	
Desv. Est.	2612	9.72		29.01		1.94	

Cuadro 37. Valores de las distintas formulaciones de la relación de adsorción de sodio, de las aguas residuales, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, muestreo 2.

No. De muestra	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Valores de RAS ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) ^{1/2} y clasificación					
		RAS _{or}	Clase	RAS _{aj}	Clase	RAS _{corr}	Clase
1	115	1.07	C1S1	0.25	C1S1	0.68	C1S1
2	174	1.98	C1S1	0.41	C1S1	1.42	C1S1
3	1550	10.35	C3S3	18.66	C3S4	11.55	C3S3
4	1143	2.86	C3S1	5.69	C3S2	3.28	C3S1
5	858	6.35	C3S2	9.07	C3S2	6.70	C3S2
6	1077	6.78	C3S2	10.79	C3S2	7.22	C3S2
7	607	4.79	C2S1	5.85	C2S1	4.68	C2S1
8	882	8.32	C3S2	10.60	C3S2	8.43	C3S2
9	896	8.06	C3S2	10.80	C3S2	8.36	C3S2
10	902	6.46	C3S2	9.86	C3S2	6.88	C3S2
11	15075	39.41	C4S4	111.17	C4S4	nd	C4S4
12	2405	10.89	C4S3	21.81	C4S4	11.84	C4S3
13	14610	38.18	C4S4	106.55	C4S4	nd	C4S4
14	209	1.69	C1S1	1.09	C1S1	1.40	C1S1
15	578	6.57	C2S1	6.33	C2S1	6.23	C2S1
16	586	6.81	C2S2	6.28	C2S1	6.41	C2S1
17	534	6.50	C2S1	5.19	C2S1	5.94	C2S1
18	384	5.66	C2S1	2.35	C2S1	4.75	C2S1
19	381	6.06	C2S1	2.34	C2S1	5.33	C2S1
20	380	6.74	C2S1	1.94	C2S1	5.79	C2S1
21	541	7.44	C2S2	5.02	C2S1	6.97	C2S2
22	383	4.82	C2S1	2.41	C2S1	4.21	C2S1
23	579	7.17	C2S2	6.05	C2S1	6.91	C2S2
24	402	5.34	C2S1	3.59	C2S1	4.72	C2S1
25	385	4.03	C2S1	3.30	C2S1	3.63	C2S1

No. De muestra	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Valores de RAS ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) ^{1/2} y clasificación					
		RAS _{or}	Clase	RAS _{aj}	Clase	RAS _{corr}	Clase
26	353	3.81	C2S1	2.88	C2S1	3.38	C2S1
27	542	4.24	C2S1	5.02	C2S1	4.23	C2S1
28	554	3.89	C2S1	4.76	C2S1	3.84	C2S1
29	562	4.01	C2S1	2.77	C2S1	3.89	C2S1
30	792	4.72	C3S1	4.49	C3S1	4.61	C3S1
31	720	5.29	C2S1	7.05	C2S2	5.37	C2S1
32	652	7.05	C2S2	7.85	C2S2	6.92	C2S2
33	545	6.64	C2S1	5.79	C2S1	6.20	C2S1
34	678	7.39	C2S2	7.62	C2S2	7.15	C2S2
35	930	10.23	C3S2	9.70	C3S2	9.74	C3S2
36	419	3.05	C2S1	2.80	C2S1	2.77	C2S1
37	605	3.74	C2S1	4.58	C2S1	3.70	C2S1
38	499	3.90	C2S1	3.47	C2S1	3.69	C2S1
39	521	3.88	C2S1	3.59	C2S1	3.70	C2S1
40	499	3.74	C2S1	3.31	C2S1	3.53	C2S1
41	541	3.35	C2S1	3.78	C2S1	3.26	C2S2
42	878	4.25	C3S1	6.42	C3S2	4.42	C3S1
43	983	5.33	C3S1	7.60	C3S2	5.42	C3S1
44	975	5.32	C3S1	7.62	C3S2	5.49	C3S1
45	1000	5.40	C3S1	7.79	C3S2	5.59	C3S1
46	1012	5.32	C3S1	7.77	C3S2	5.51	C3S1
47	802	4.26	C3S1	6.12	C3S2	4.37	C3S1
48	971	5.10	C3S1	7.37	C3S2	5.27	C3S1
49	615	6.97	C2S2	6.72	C2S2	6.63	C2S2
50	1118	5.79	C3S2	8.91	C3S2	6.07	C3S2
51	853	4.84	C3S1	6.54	C3S2	4.94	C3S1
52	984	5.31	C3S1	7.69	C3S2	5.48	C3S1
53	991	5.28	C3S1	7.53	C3S2	5.43	C3S1

No. De muestra	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Valores de RAS ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) ^{1/2} y clasificación					
		RAS _{or}	Clase	RAS _{aj}	Clase	RAS _{corr}	Clase
54	958	5.27	C3S1	7.44	C3S2	5.41	C3S1
55	1012	5.36	C3S1	7.84	C3S2	5.54	C3S1
56	524	7.01	C2S2	5.64	C2S1	6.70	C2S1
57	602	3.49	C2S1	4.27	C2S1	3.46	C2S1
58	1002	5.26	C3S1	7.65	C3S2	5.42	C3S1
59	943	5.29	C3S1	7.11	C3S2	5.35	C3S1
60	553	4.35	C2S1	3.97	C2S1	4.20	C2S1
61	2880	8.97	C4S3	20.15	C4S4	10.01	C4S3
62	986	5.31	C3S1	7.70	C3S2	5.47	C3S1
63	1649	6.73	C3S2	12.34	C3S3	7.24	C3S2
64	980	5.24	C3S1	7.58	C3S2	5.40	C3S1
65	440	3.58	C2S1	2.66	C2S1	3.37	C2S1
66	1670	6.71	C3S2	12.39	C3S3	7.23	C3S2
67	616	4.60	C2S1	4.59	C2S1	4.30	C2S1
68	1028	5.33	C3S1	7.90	C3S2	5.52	C3S1
69	1768	6.99	C3S2	13.26	C3S3	7.54	C3S2
70	1491	6.09	C3S2	10.76	C3S3	6.52	C3S2
71	467	3.69	C2S1	3.23	C2S1	3.54	C2S1
72	510	3.65	C2S1	3.42	C2S1	3.46	C2S1
73	425	3.37	C2S1	2.45	C2S1	3.09	C2S1
74	374	3.21	C2S1	2.16	C2S1	2.90	C2S1
75	358	3.15	C2S1	2.08	C2S1	2.82	C2S1
76	327	3.02	C2S1	1.83	C2S1	2.65	C2S1
77	304	2.86	C2S1	1.37	C2S1	2.46	C2S1
78	562	3.98	C2S1	4.00	C2S1	3.83	C2S1
79	346	3.08	C2S1	1.91	C2S1	2.75	C2S1
80	344	3.00	C2S1	1.68	C2S1	2.65	C2S1
81	246	2.57	C1S1	0.84	C1S1	2.12	C1S1

No. De muestra	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Valores de RAS ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) ^{1/2} y clasificación					
		RAS _{or}	Clase	RAS _{aj}	Clase	RAS _{corr}	Clase
82	355	3.06	C2S1	2.00	C2S1	2.75	C2S1
83	345	3.02	C2S1	1.86	C2S1	2.70	C2S1
84	263	2.61	C2S1	1.02	C2S1	2.20	C2S1
85	887	4.83	C3S1	6.58	C3S2	4.94	C3S1
Mediana	605	5.26		5.79		4.94	
Media	1076	5.90		8.41		5.03	
Moda	541	#N/D		#N/D		#N/D	
Desv. Est.	2198	5.48		16.21		2.12	

Las aguas obtenidas en el primer muestreo manifiestan un valor promedio de la RAS igual a $4.59 \text{ (mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$, sin embargo, el valor promedio de la RAS_{aj} se eleva hasta $8.8 \text{ (mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$. En el segundo muestreo, la relación de adsorción de sodio promedio fue de 5.9 y $5.03 \text{ (mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$, correspondientes a la RAS_{or} y RAS_{corr} , elevándose hasta un promedio de $8.42 \text{ (mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$ de acuerdo con los valores de la RAS_{aj} . En este contexto, Levy *et al.* (2014) afirma que el uso a largo plazo de aguas residuales tratadas con RAS de 4 a 6 tiende a aumentar en el suelo el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) a niveles que podrían ser perjudiciales para las propiedades físicas del suelo.

Aunque Suarez & Gonzalez-Rubio (2017) señala que los valores de la RAS entre 4 a 5 se consideran seguros para el riego agrícola de acuerdo con los criterios específicos para dicho fin (Ayers y Westcot 1985), sin embargo, están suficientemente elevados en relación con los valores de agua dulce y pueden impactar negativamente la infiltración de los suelos.

5.8.3. Relación catiónica de la estabilidad estructural de los suelos

Al considerarse el uso de aguas residuales en el riego agrícola como una opción viable ante la escasez y la fuerte presión que existe sobre los recursos hídricos, la necesidad de evaluar los riesgos de salinidad y sodicidad se vuelven cruciales. En este contexto, recientes investigaciones como la de Oster *et al.* (2016) han sugerido la incorporación de la “relación catiónica de estabilidad estructural de los suelos” (por sus siglas en ingles CROSS) en los parámetros para la evaluación de la calidad del agua de riego, al ser el único que explica los efectos de los cuatro cationes principales en las propiedades físicas del suelo (Na, K, Ca y Mg), ya que a diferencia de la RAS, agrega los efectos dispersantes del potasio y los efectos coagulantes del magnesio en su formulación. Estos elementos se presentan en elevadas concentraciones en las aguas residuales de origen urbano-industrial, de ahí la importancia de considerar sus efectos adversos sobre los suelos agrícolas y el crecimiento de las plantas (Smith *et al.*, 2014).

Rengasamy & Marchuk (2011) propusieron la formulación de la CROSS como una generalización de la RAS. No obstante, Oster *et al.* (2016) en su trabajo propusieron su optimización ($CROSS_{opt}$), la cual se utilizó en la presente investigación para los cálculos

correspondientes. Cabe destacar que la CROSS y la RAS son herramientas de diagnóstico muy similares. Por ende, los mismos ajustes que se realizan en la RAS_{corr} , se pueden realizar en la $CROSS_{opt}$ con la finalidad de corregir la concentración de Ca por el efecto de los bicarbonatos en la precipitación de la calcita, generando una $CROSS_{opt-aj}$ (Avelar, 2021). En los

Cuadro 38 y

Cuadro 39 se puede apreciar los valores de $CROSS_{opt}$ y $CROSS_{opt-aj}$ de las muestras del Lerma-Chapala-Santiago.

Cuadro 38. CROSS_{opt} optimizada de las muestras de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primer muestreo).

N°	Ca	Ca _{aj}	Mg mmol _c L ⁻¹	Na	K	CE (dS m ⁻¹)	RAS	CROSS _{opt}	RAS	CROSS _{op-aj}
							usando Ca		usando Ca _{aj}	
1	0.30	0.85	0.50	0.52	0.10	0.145	0.82	1.34	0.64	0.81
2	0.28	0.85	0.47	0.41	0.16	0.135	0.67	1.10	0.51	0.64
3	1.10	1.11	0.85	1.45	0.39	0.388	1.47	1.96	1.44	1.91
4	1.45	1.00	1.52	3.50	0.78	0.769	2.87	4.12	3.09	4.86
5	1.90	1.26	1.35	3.20	0.53	0.714	2.51	3.29	2.81	4.07
6	0.68	1.09	0.55	1.31	0.33	0.293	1.67	2.25	1.46	1.81
7	0.61	1.08	0.50	1.14	0.29	0.260	1.53	2.07	1.29	1.58
8	5.85	NA	4.15	122.86	9.43	14.550	54.94	71.88	NA	NA
9	5.90	NA	4.25	123.12	9.50	14.600	54.65	71.73	NA	NA
10	0.63	1.09	0.52	1.18	0.28	0.267	1.56	2.11	1.33	1.63
11	0.55	0.71	0.98	2.39	0.49	0.451	2.73	4.57	2.62	4.10
12	0.64	1.10	1.02	0.68	0.32	0.272	0.75	1.21	0.66	0.93
13	0.70	0.92	0.87	2.40	0.46	0.453	2.71	4.06	2.57	3.63
14	0.62	0.97	0.98	2.35	0.46	0.451	2.63	4.23	2.37	3.36
15	0.68	0.93	0.94	2.16	0.45	0.433	2.40	3.71	2.20	3.09
16	0.64	0.96	0.96	2.17	0.44	0.431	2.43	3.84	2.20	3.10
17	0.90	0.81	1.10	3.69	0.60	0.643	3.69	5.51	3.76	5.75
18	0.45	0.64	0.92	2.91	0.60	0.499	3.52	6.15	3.34	5.32
19	0.46	0.67	1.03	2.35	0.42	0.436	2.72	4.91	2.54	4.03
20	0.77	0.75	1.40	3.79	0.41	0.651	3.64	6.11	3.65	6.15
21	1.08	0.81	1.64	5.69	0.43	0.904	4.88	7.75	5.17	9.11
22	0.70	0.86	0.86	2.69	0.42	0.478	3.05	4.55	2.88	4.06
23	0.66	0.91	0.82	2.35	0.40	0.433	2.73	4.10	2.55	3.55
24	0.75	0.85	0.90	3.22	0.52	0.551	3.55	5.27	3.47	5.02
25	0.78	1.04	0.84	2.63	0.35	0.470	2.92	4.22	2.76	3.76
26	0.30	1.06	0.40	0.50	0.15	0.138	0.85	1.30	0.58	0.68
27	1.10	0.91	1.70	5.71	0.46	0.917	4.83	7.70	4.98	8.36

N°	Ca	Ca _{aj}	Mg mmol _c L ⁻¹	Na	K	CE (dS m ⁻¹)	RAS	CROSS _{opt}	RAS	CROSS _{op-aj}
							usando Ca		usando Ca _{aj}	
28	1.08	0.68	1.66	5.62	0.44	0.900	4.80	7.65	4.94	8.23
29	1.29	0.82	1.94	6.77	0.46	1.070	5.33	8.43	5.70	10.20
30	0.96	0.96	0.98	2.41	0.50	0.496	2.45	3.49	2.43	3.45
31	1.12	0.81	1.80	5.64	0.48	0.924	4.67	7.54	4.97	9.03
32	1.25	0.82	1.87	5.47	0.87	0.967	4.38	6.93	4.69	8.41
33	0.74	0.84	1.02	2.73	0.43	0.503	2.91	4.49	2.84	4.26
34	0.80	0.84	0.85	2.70	0.45	0.491	2.97	4.28	2.97	4.28
35	0.62	0.84	0.82	1.77	0.38	0.367	2.09	3.19	1.92	2.67
36	1.28	0.82	1.92	6.68	0.46	1.057	5.28	8.35	5.65	10.07
37	1.15	0.81	1.72	5.05	0.80	0.892	4.22	6.67	4.52	8.09
38	1.23	0.77	1.84	6.43	0.44	1.016	5.19	8.20	5.59	10.12
39	0.85	0.92	1.02	2.73	0.43	0.514	2.82	4.19	2.76	4.00
40	0.37	0.81	0.51	0.92	0.36	0.221	1.39	2.15	1.11	1.41
41	0.27	0.74	0.35	0.76	0.16	0.157	1.37	2.07	1.02	1.24
42	0.40	0.76	0.63	1.30	0.32	0.271	1.81	2.91	1.55	2.09
43	0.34	0.79	0.52	1.01	0.28	0.220	1.54	2.46	1.26	1.63
44	0.28	0.87	0.34	0.88	0.14	0.168	1.58	2.36	1.15	1.37
45	0.60	0.90	0.69	1.78	0.29	0.344	2.22	3.25	2.01	2.69
46	0.30	0.23	5.65	9.16	0.61	1.607	5.31	23.47	5.33	25.18
47	0.53	0.83	0.70	1.42	0.40	0.312	1.81	2.77	1.60	2.15
48	0.60	0.71	1.06	2.50	0.46	0.472	2.74	4.57	2.68	4.29
49	0.20	0.80	0.26	0.62	0.12	0.123	1.29	1.96	0.84	0.96
50	0.30	0.69	0.45	1.09	0.27	0.216	1.78	2.82	1.43	1.83
51	0.63	0.71	0.92	3.23	0.40	0.530	3.67	5.76	3.58	5.45
52	0.25	0.86	0.30	0.76	0.14	0.148	1.45	2.15	0.99	1.15
53	0.40	0.89	0.44	1.09	0.18	0.216	1.68	2.44	1.35	1.67
54	0.45	0.88	0.60	1.25	0.24	0.260	1.73	2.64	1.47	1.92
55	0.34	0.89	0.46	0.90	0.18	0.192	1.42	2.19	1.12	1.40

N°	Ca	Ca _{aj}	Mg mmol _c L ⁻¹	Na	K	CE (dS m ⁻¹)	RAS	CROSS _{opt}	RAS	CROSS _{op-aj}
							usando Ca		usando Ca _{aj}	
56	0.17	0.83	0.22	0.50	0.12	0.103	1.13	1.72	0.69	0.78
57	0.43	0.90	0.56	1.07	0.22	0.233	1.52	2.31	1.23	1.55
58	0.62	0.34	2.10	12.82	0.46	1.642	10.99	23.00	11.50	29.16

Cuadro 39. CROSS_{opt} optimizada de las muestras de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (segundo muestreo).

N°	Ca	Ca _{aj}	Mg mmol _c L ⁻¹	Na	K	CE (dS m ⁻¹)	RAS	CROSS _{opt}	RAS	CROSS _{op-aj}
							usando Ca		usando Ca _{aj}	
1	0.28	1.05	0.25	0.55	0.04	0.115	1.07	1.47	0.68	0.76
2	0.20	0.72	0.35	1.04	0.11	0.174	1.98	3.29	1.40	1.69
3	1.10	0.57	1.60	12.03	0.28	1.550	10.35	16.22	11.64	23.18
4	2.25	1.02	2.90	4.59	1.44	1.143	2.86	4.34	3.25	6.26
5	0.65	0.47	1.15	6.02	0.49	0.858	6.35	10.56	6.63	12.04
6	0.85	0.56	1.65	7.58	0.45	1.077	6.78	11.63	7.28	14.86
7	0.55	0.63	0.95	4.15	0.29	0.607	4.79	7.91	4.70	7.52
8	0.48	0.44	0.92	6.96	0.16	0.882	8.32	14.20	8.26	13.91
9	0.56	0.45	0.94	6.98	0.20	0.896	8.06	13.19	8.23	13.95
10	0.80	0.56	1.20	6.46	0.35	0.902	6.46	10.21	7.01	12.91
11	5.55	NA	13.45	121.46	6.96	15.075	39.41	72.89	NA	NA
12	1.27	0.48	3.85	17.42	0.98	2.405	10.89	21.85	11.95	38.69
13	5.48	NA	13.05	116.21	6.75	14.610	38.18	70.18	NA	NA
14	0.35	0.74	0.50	1.10	0.09	0.209	1.69	2.63	1.38	1.77
15	0.32	0.42	0.61	4.48	0.24	0.578	6.57	11.20	6.48	10.79
16	0.28	0.40	0.66	4.67	0.12	0.586	6.81	12.47	6.59	11.24
17	0.23	0.40	0.60	4.19	0.20	0.534	6.50	12.35	6.10	10.09
18	0.14	0.38	0.43	3.02	0.12	0.384	5.66	11.40	4.88	7.35
19	0.12	0.27	0.40	3.09	0.12	0.381	6.06	12.60	5.09	7.52
20	0.10	0.26	0.34	3.16	0.08	0.380	6.74	14.11	5.92	9.32
21	0.17	0.27	0.52	4.37	0.18	0.541	7.44	14.98	6.64	10.52
22	0.16	0.38	0.56	2.89	0.14	0.383	4.82	10.21	4.31	7.03
23	0.22	0.28	0.60	4.59	0.20	0.579	7.17	13.83	6.68	11.05
24	0.20	0.39	0.46	3.07	0.16	0.402	5.34	9.70	4.86	7.47
25	0.30	0.50	0.58	2.67	0.18	0.385	4.03	6.89	3.68	5.51
26	0.28	0.50	0.54	2.44	0.16	0.353	3.81	6.52	3.43	5.03
27	0.52	0.53	0.92	3.60	0.26	0.542	4.24	7.06	4.30	7.33

N°	Ca	Ca _{aj}	Mg mmol _c L ⁻¹	Na	K	CE (dS m ⁻¹)	RAS	CROSS _{opt}	RAS	CROSS _{op-aj}
							usando Ca		usando Ca _{aj}	
28	0.60	0.64	1.02	3.50	0.30	0.554	3.89	6.39	3.88	6.34
29	0.20	0.30	1.34	3.52	0.38	0.562	4.01	11.11	3.83	8.47
30	0.30	0.41	1.88	4.93	0.56	0.792	4.72	12.71	4.66	11.65
31	0.58	0.53	1.17	4.95	0.34	0.720	5.29	9.19	5.42	9.90
32	0.38	0.42	0.70	5.18	0.12	0.652	7.05	11.88	6.74	10.54
33	0.28	0.41	0.57	4.33	0.10	0.545	6.64	11.57	6.40	10.42
34	0.34	0.41	0.74	5.43	0.12	0.678	7.39	13.16	7.37	13.06
35	0.32	0.43	0.78	7.59	0.40	0.930	10.23	18.97	10.06	17.95
36	0.48	0.77	0.84	2.48	0.26	0.419	3.05	5.07	2.79	4.09
37	0.69	0.74	1.21	3.65	0.37	0.605	3.74	6.22	3.68	5.92
38	0.38	0.54	0.98	3.22	0.30	0.499	3.90	7.39	3.62	5.88
39	0.40	0.55	1.04	3.29	0.32	0.521	3.88	7.36	3.62	5.96
40	0.38	0.55	1.02	3.13	0.30	0.499	3.74	7.18	3.48	5.72
41	0.62	0.73	1.17	3.17	0.33	0.541	3.35	5.70	3.23	5.15
42	1.02	0.79	1.90	5.13	0.54	0.878	4.25	7.19	4.43	8.22
43	0.75	0.67	1.96	6.21	0.60	0.983	5.33	10.14	5.46	11.06
44	0.74	0.58	1.94	6.16	0.60	0.975	5.32	10.13	5.43	10.97
45	0.78	0.60	1.96	6.32	0.62	1.000	5.40	10.12	5.54	11.17
46	0.78	0.59	2.06	6.34	0.62	1.012	5.32	10.15	5.44	11.10
47	0.92	0.79	1.62	4.80	0.50	0.802	4.26	7.08	4.38	7.69
48	0.76	0.59	2.04	6.04	0.56	0.971	5.10	9.80	5.23	10.76
49	0.31	0.41	0.67	4.88	0.10	0.615	6.97	12.39	6.85	11.74
50	0.87	0.59	2.20	7.17	0.69	1.118	5.79	10.87	6.00	12.55
51	0.67	0.57	1.80	5.38	0.49	0.853	4.84	9.29	4.88	9.58
52	0.74	0.57	2.06	6.28	0.54	0.984	5.31	10.32	5.42	11.18
53	0.72	0.57	2.08	6.25	0.55	0.991	5.28	10.41	5.50	12.49
54	0.70	0.57	2.02	6.15	0.50	0.958	5.27	10.39	5.41	11.62
55	0.76	0.57	2.14	6.45	0.54	1.012	5.36	10.46	5.46	11.29

N°	Ca	Ca _{aj}	Mg mmol _c L ⁻¹	Na	K	CE (dS m ⁻¹)	RAS	CROSS _{opt}	RAS	CROSS _{op-aj}
							usando Ca		usando Ca _{aj}	
56	0.19	0.26	0.56	4.29	0.08	0.524	7.01	13.90	6.80	12.50
57	0.69	0.73	1.32	3.50	0.38	0.602	3.49	5.96	3.43	5.68
58	0.75	0.58	2.12	6.30	0.53	1.002	5.26	10.29	5.35	11.03
59	0.60	0.54	2.04	6.08	0.50	0.943	5.29	11.09	5.40	12.15
60	0.34	0.44	1.10	3.69	0.28	0.553	4.35	8.95	4.15	7.51
61	2.12	0.51	6.08	18.17	1.52	2.880	8.97	17.64	9.97	34.21
62	0.74	0.57	2.08	6.30	0.52	0.986	5.31	10.35	5.41	11.22
63	1.24	0.59	3.50	10.36	0.87	1.649	6.73	13.15	7.29	19.95
64	0.73	0.57	2.06	6.19	0.51	0.980	5.24	10.24	5.47	12.37
65	0.28	0.44	0.96	2.82	0.24	0.440	3.58	7.53	3.34	5.82
66	1.26	0.59	3.58	10.44	0.89	1.670	6.71	13.15	7.28	20.10
67	0.38	0.61	1.22	4.11	0.31	0.616	4.60	9.42	4.45	8.37
68	0.77	0.57	2.18	6.47	0.54	1.028	5.33	10.43	5.44	11.32
69	1.32	0.61	3.75	11.13	1.09	1.768	6.99	13.70	7.60	21.43
70	1.18	0.61	3.37	9.19	0.84	1.491	6.09	11.96	6.48	16.07
71	0.30	0.42	1.02	3.00	0.25	0.467	3.69	7.74	3.64	7.30
72	0.39	0.56	1.11	3.16	0.28	0.510	3.65	7.15	3.41	5.72
73	0.32	0.55	0.92	2.65	0.23	0.425	3.37	6.62	3.05	4.87
74	0.28	0.53	0.81	2.37	0.20	0.374	3.21	6.33	2.83	4.36
75	0.27	0.53	0.77	2.27	0.19	0.358	3.15	6.18	2.75	4.17
76	0.25	0.53	0.70	2.08	0.17	0.327	3.02	5.88	2.59	3.82
77	0.23	0.54	0.66	1.91	0.17	0.304	2.86	5.63	2.41	3.51
78	0.42	0.55	1.20	3.58	0.30	0.562	3.98	7.81	3.76	6.48
79	0.26	0.52	0.75	2.19	0.18	0.346	3.08	6.07	2.80	4.52
80	0.26	0.54	0.75	2.13	0.19	0.344	3.00	5.91	2.60	3.92
81	0.19	0.53	0.53	1.54	0.14	0.246	2.57	5.00	2.07	2.87
82	0.27	0.52	0.78	2.22	0.20	0.355	3.06	6.04	2.75	4.34
83	0.26	0.52	0.76	2.16	0.19	0.345	3.02	5.99	2.75	4.46

N°	Ca	Ca _{aj}	Mg mmol _c L ⁻¹	Na	K	CE (dS m ⁻¹)	RAS	CROSS _{opt}	RAS	CROSS _{op-aj}
							usando Ca		usando Ca _{aj}	
84	0.20	0.52	0.58	1.63	0.14	0.263	2.61	5.15	2.14	3.04
85	0.68	0.57	1.95	5.54	0.50	0.887	4.83	9.50	4.88	10.38

Con la finalidad de clasificar las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, tomando en cuenta el parámetro de la relación catiónica de estabilidad estructural del suelo: $CROSS_{opt}$ y la $CROSS_{opt-aj}$, se proyectaron los valores en el diagrama de Richards *et al.* (1974) sustituyendo la RAS. Por lo que se estableció la relación CE- $CROSS_{opt}$, que se muestran en las Figura 62 y Figura 64 para el muestreo 1 y 2 respectivamente, y la relación CE- $CROSS_{opt-aj}$, que se presenta en la Figura 63 y Figura 65 correspondientes al primer y segundo muestreo.

Al comparar las tres formulaciones de la RAS con la $CROSS_{opt}$ y la $CROSS_{opt-aj}$, se observa que los valores de la CROSS tienden a ser ligeramente elevados, incluso más que los obtenidos con la formulación de la RAS ajustada por Bower. Por lo tanto, podemos señalar que las variaciones que se presentan en dichas clasificaciones, con respecto a las realizadas con las formulaciones de la RAS, son causadas por la adición de la concentración crítica inversa de floculación de los cationes K y Mg. Avelar (2021) examinó las aguas residuales provenientes de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM), las cuales se consideran altamente concentradas en comparación con el sistema hidrológico Lerma-Chapala-Santiago, en su área de estudio se evidencia de manera más clara el contraste entre los valores obtenidos con RAS y CROSS, el cual tiende a ser mayor.

La clasificación realizada con las aguas obtenidas del primer muestreo, de acuerdo con los parámetros $CROSS_{opt}$ y $CROSS_{opt-aj}$ presentaron variaciones mínimas. Por lo que las categorías en las que se distribuyeron las muestras son las mismas: la mayor cantidad de muestras se ubicaron en la clase C2S1 con un 52%, seguidas por 16% que se distribuyen en la clasificación C1S1 y tan solo el 15% se distribuyen en la clase C3S2 (Cuadro 40).

Para el muestreo 2, de acuerdo con la relación CE- $CROSS_{opt}$ el 82% de las muestras quedaron distribuidas en las siguientes clases: C2S2, C3S2, C2S1y C3S3, concentrando el 53% de las muestras en las clases C2S2 y C3S2. Por otra parte, con la clasificación de CE- $CROSS_{opt-aj}$ las muestras se agruparon de manera predominante en las clases: C2S1, C2S2, C3S2 y C3S3 en las que se ubica el 82% de las muestras (Cuadro 40).

De manera general, se observa que las aguas del primer muestreo presentaron una mejor calidad del agua para riego, debido a que se distribuyeron principalmente en las clases C2S1 y C1S1 lo que implica un bajo riesgo de salinizar y sodificar los suelos, esto se debe a que en temporada alta de lluvias mejora bastante la calidad del agua en los sistemas hidrográficos por el efecto de la dilución. Por otra parte, en el muestreo dos, que se llevó a cabo en junio del 2019, se observa una ligera disminución de la calidad del agua, debido a que algunas muestras ascendieron a categorías de salinidad media a alta salinidad y de media a alta sodicidad. Sin embargo Richards *et al.*, (1974) sugiere que ese tipo de aguas pueden aún emplearse en el riego, con medidas preventivas y buenas prácticas de manejo del suelo y del riego.

Cuadro 40. Clasificación de las aguas de acuerdo con la CROSS optimizada en relación con la conductividad eléctrica (CROSS_{op}-CE).

Clasificación	CROSS _{op}		CROSS _{op-aj}	
	Primer muestreo	Segundo muestreo	Primer muestreo	Segundo muestreo
C1 S1	14	4	14	4
C2S1	30	17	30	25
C2S2	0	24	0	19
C2S3	0	4	0	1
C3S1	1	1	1	0
C3S2	9	21	9	15
C3S3	0	8	0	11
C3S4	2	2	2	6
C4S3	0	0	0	0
C4S4	2	4	2	4
Total	58	85	58	85

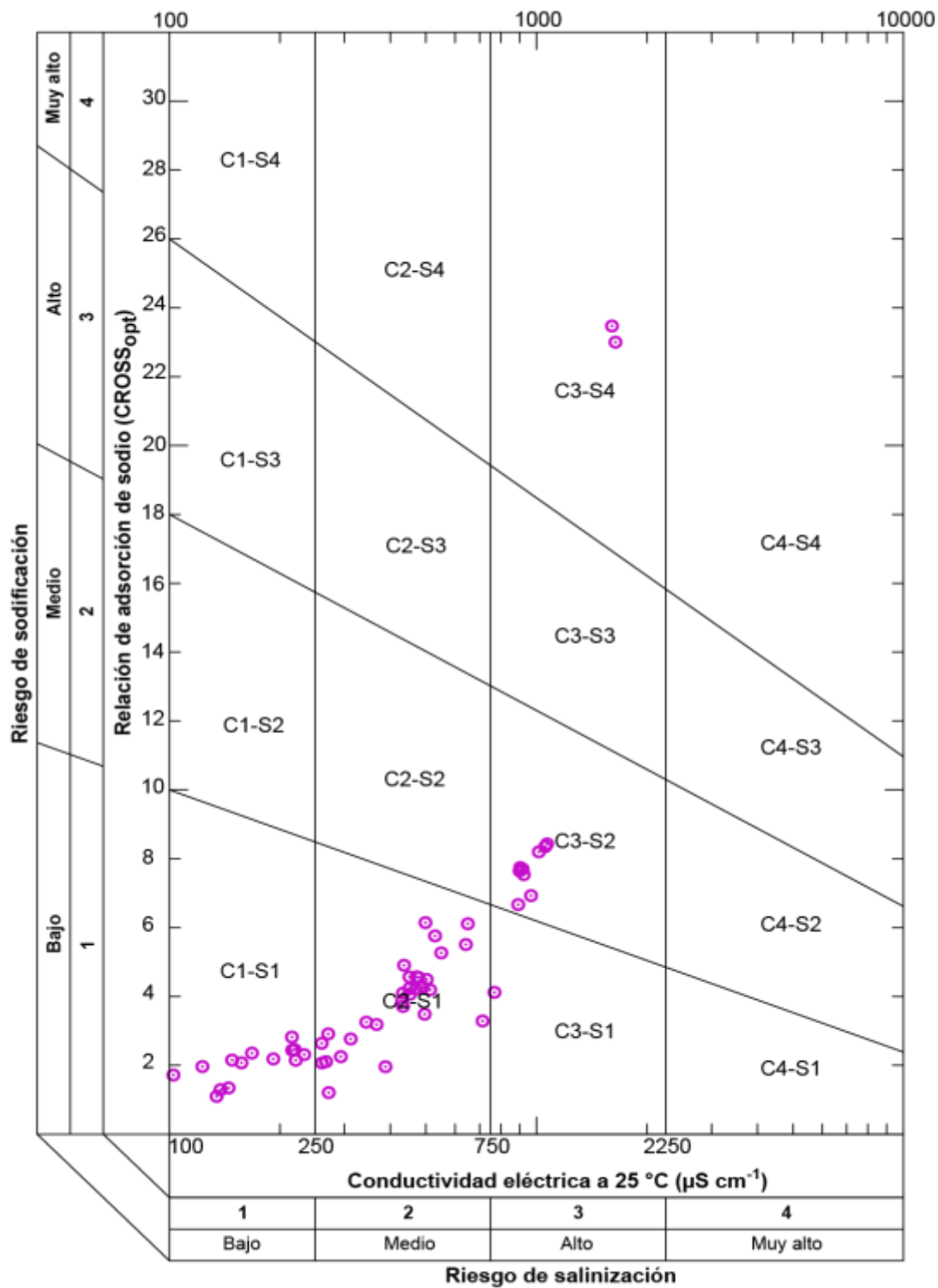


Figura 62. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la $CROSS_{opt}$ muestreo 1 (septiembre 2018).

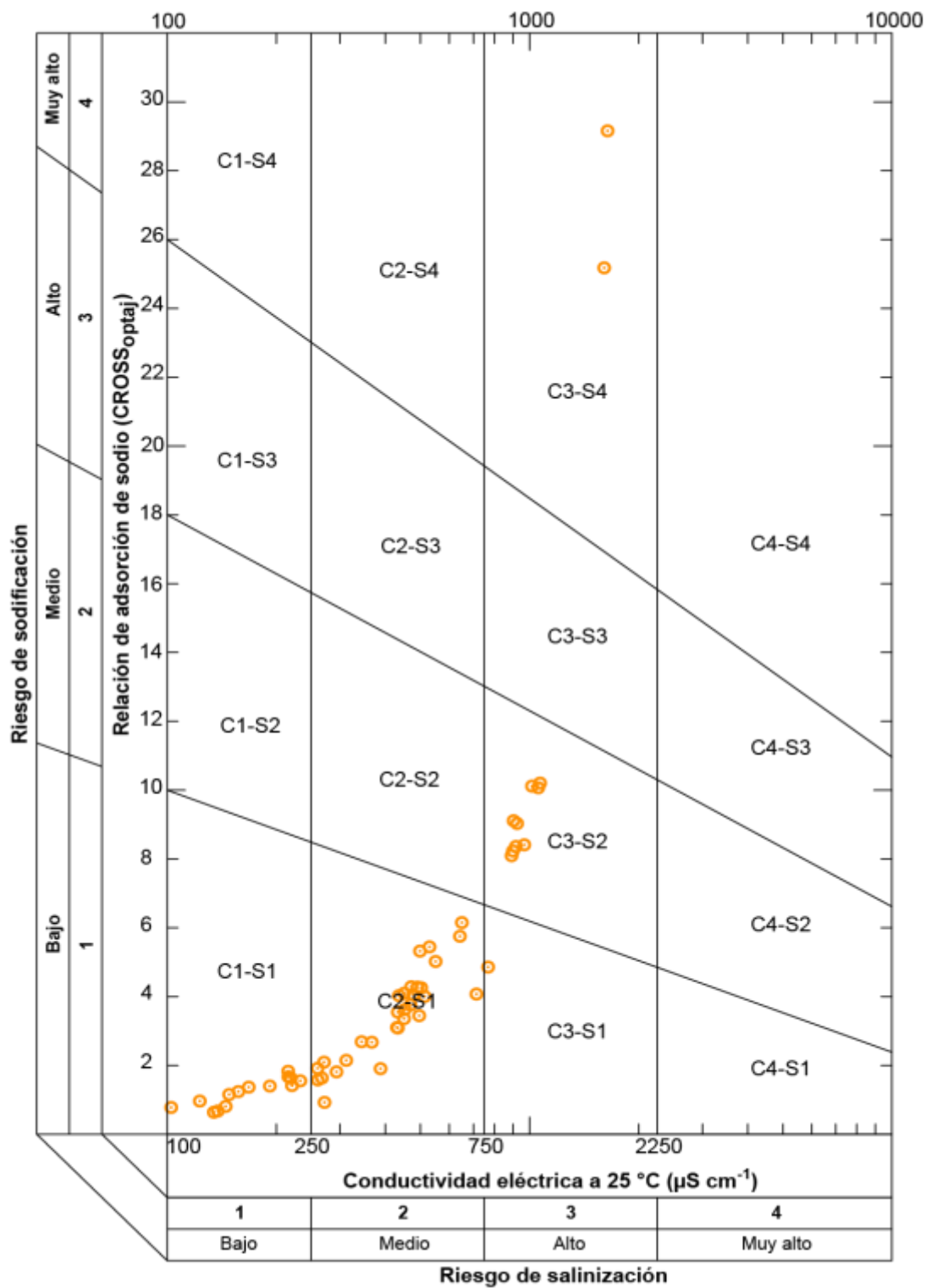


Figura 63. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la $CROSS_{opt-aj}$, muestreo 1 (septiembre 2018).

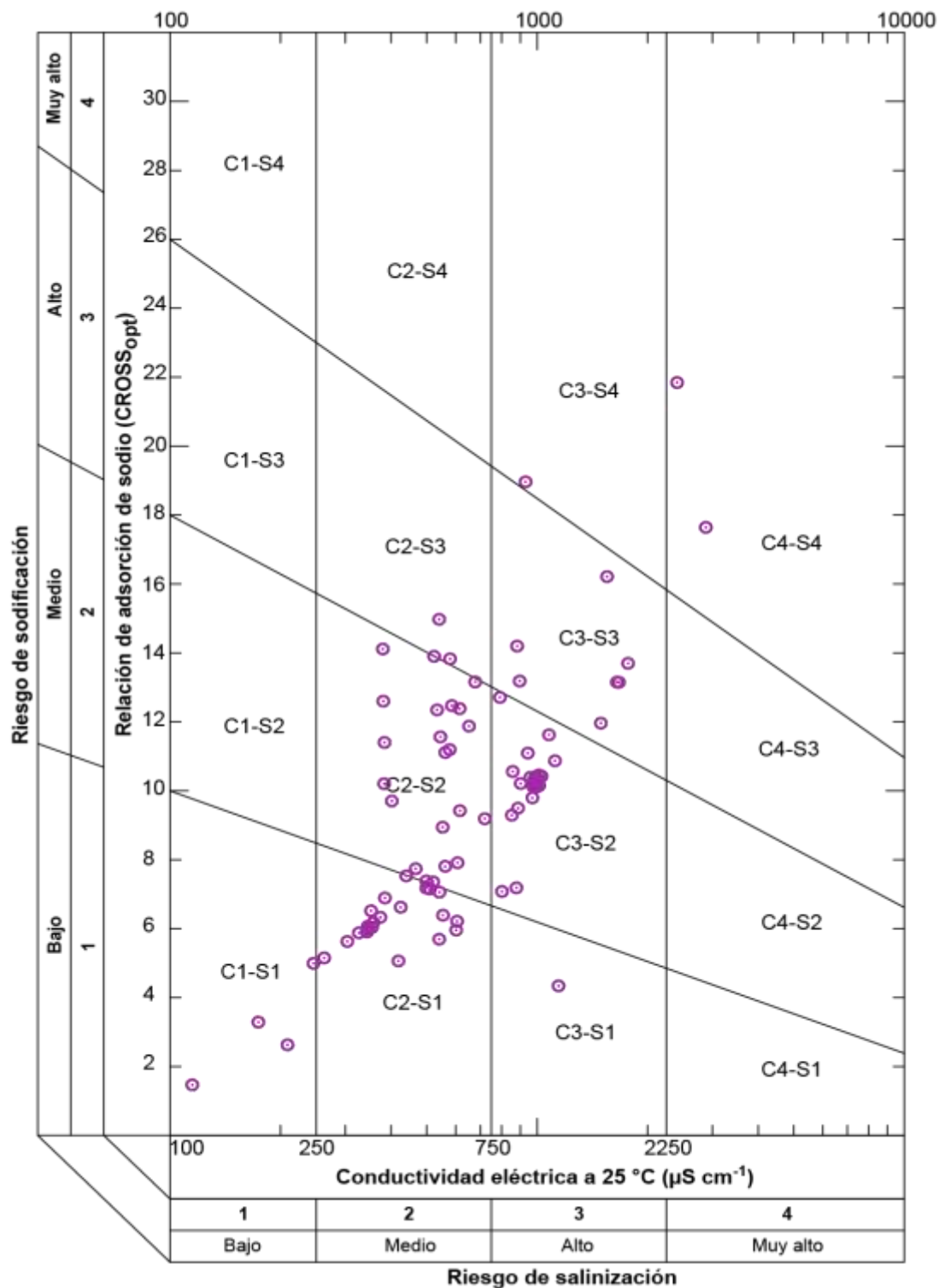


Figura 64. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la $\text{CROSS}_{\text{opt}}$ muestreo 2 (junio 2019).

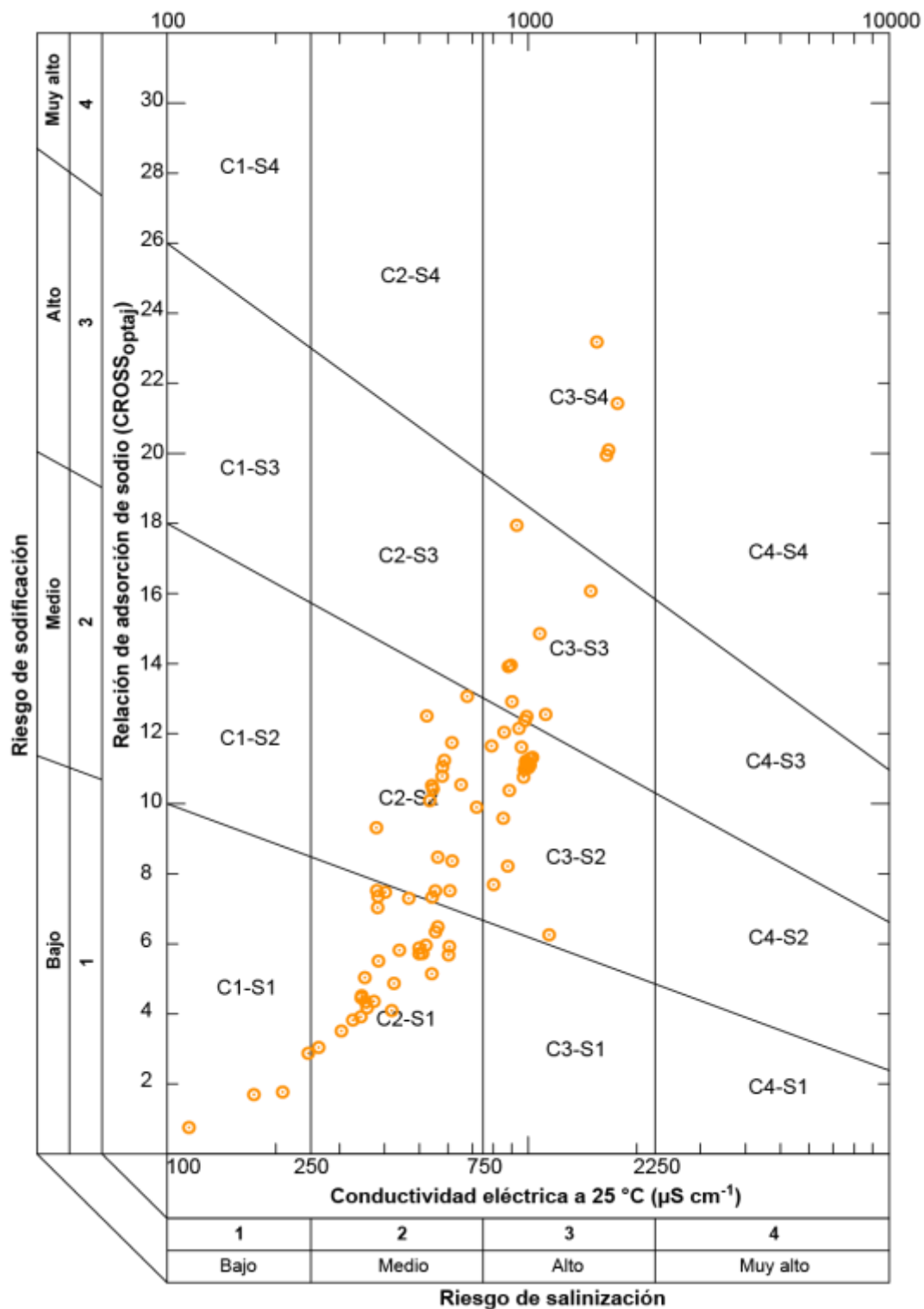


Figura 65. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con base en la conductividad eléctrica y la $CROSS_{opt-aj}$, muestreo 2 (junio 2019).

5.8.4. Fuerza iónica

La fuerza iónica es producto de las interacciones entre los cationes y aniones presentes en soluciones, por lo que conocerla es importante como parte de la caracterización de las aguas. En este contexto, Mihelcic & Zimmerman (2012) señalan que la fuerza iónica del agua del océano alcanza una concentración de 0.7 M, mientras que el agua dulce, normalmente tiende a variar entre 0.001 a 0.01 M.

En este trabajo se calculó la fuerza iónica a partir de los datos experimentales de la concentración de los principales aniones y cationes presentes en el sistema hidrológico Lerma-Chapala-Santiago aplicando la Ecuación (36) que se observa a continuación:

$$\mu = 1/2 \sum C_i Z_i^2$$

En la Figura 66 se observa la correlación entre los valores de fuerza iónica (obtenida de datos experimentales) y valores de CE (mS cm^{-1}). En el primer muestreo se obtuvo un coeficiente a de 0.0119, en tanto que en el segundo muestreo el coeficiente a fue de 0.0112, estos son semejantes a los reportados por Gillman & Bell (1978), Pasricha (1987) y Leffelaar *et al.* (1983).

En lo que corresponde a la comparación de valores obtenidos en ambos muestreos, se establece que la diferencia entre los valores de la constante de la función $\mu = af(\text{CE})$ se debe a pequeñas variaciones en las relaciones iónicas, tanto en las relaciones catiónicas como en las aniónicas dentro de concentraciones semejantes.

La fuerza iónica, también se calculó aplicando la ecuación propuesta por Bower *et al.* (1965). La fuerza iónica obtenida por dicha ecuación se correlacionó con la CE (Figura 67), resultando en un coeficiente a de 0.0139 para el primer muestreo y un coeficiente a de 0.0136 para el segundo muestreo.

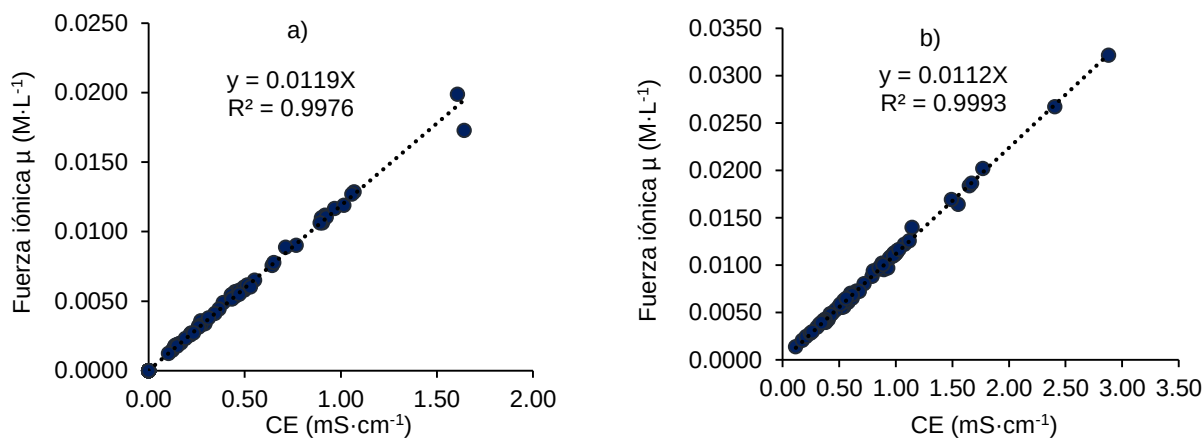


Figura 66. Relación funcional de la Fuerza iónica de los datos experimentales (Pallares, 2022) y la conductividad eléctrica para el primer muestreo inciso a) y segundo muestreo inciso b).

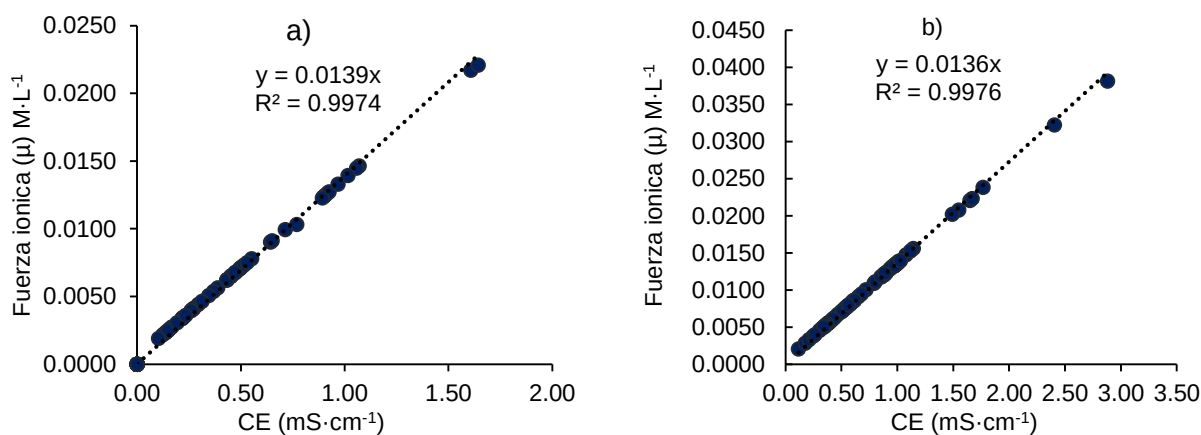


Figura 67. Relación funcional de la fuerza iónica calculada con la ecuación de Bower, y la conductividad eléctrica para las aguas del sistema Lerma-Chapala-Santiago (Pallares, 2022); primer muestreo, inciso a) y segundo muestreo, inciso b).

Consecutivamente, se realizó el cálculo de la fuerza iónica de manera indirecta, a partir de las ecuaciones propuestas por distintos autores mismas que se señalan en el

Cuadro 41 para el primer muestreo y en el

Cuadro 42 para el segundo muestreo, con el objeto de analizar sus valores con las obtenidas en este trabajo. Para ello se realizó un análisis estadístico básico que incluye: mínimos, máximos, media, mediana y moda.

Al sustituir los datos del primer muestreo en la ecuación de Avelar (2020)¹ se obtuvo una media de 0.0109 (

Cuadro 41), este valor es el más próximo a la media del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago (Pallares, 2022: 0.0104 y 0.0105). Se debe a que en ambas investigaciones se analizaron aguas afectadas por desechos urbano-industriales y la agricultura tiene una presencia importante. En contraste si se utiliza la ecuación de Pérez (2018)¹ se tiende a sobrestimar la fuerza iónica del sistema en un 10.5%, aun cuando es la misma zona de estudio, esta diferencia se puede atribuir a que el muestreo de Pérez (2018)¹ se realizó en temporada de estiaje en primavera del 2015 (Pérez-Díaz, 2018), a diferencia de los muestreos realizados en esta investigación que se realizaron en temporada de lluvias. Por otro lado, las ecuaciones planteadas en los trabajos de Ponnampertuma *et al.* (1966), Mihelcic y Zimmerman (2012) y Alva *et al.* (1991), generan los valores más altos para la fuerza iónica. ya que están planteadas para soluciones altamente concentradas, particularmente de extractos de suelos salinos. Este mismo comportamiento se observa en el muestreo dos (

Cuadro 42), el cual presenta una concentración más baja.

Para reflejar de mejor manera lo indicado anteriormente, la Figura 68 muestra el comportamiento de las medias de la fuerza iónica de cada uno de los sitios de muestreo obtenidas con las diferentes ecuaciones experimentales. Igualmente, en la Figura 69 y la Figura 70 se visualiza el comportamiento del cálculo de la fuerza iónica con cada una de las expresiones experimentales, cabe destacar que todas las ecuaciones la sobreestiman, no obstante la de Avelar (2020)¹ y la de Pérez (2018)² son las más semejantes con respecto a su distribución.

Cuadro 41. Estadísticos descriptivos de la fuerza iónica obtenida a partir de ecuaciones de diferentes autores, para los datos del primer muestreo.

Autor	Ecuación	Min.	Máx.	Media	Mediana	Moda	Desv. Est.
(A) Bower <i>et al.</i> (1965)	$\mu=0.0132CE$	0.0014	0.1927	0.0131	0.0059	0.0057	0.0345
(B) Ponnampereuma <i>et al.</i> (1966)	$\mu=0.016CE$	0.0016	0.2336	0.0158	0.0072	0.0069	0.0418
(C) Griffin y Jurinak (1973)	$\mu=0.013CE$	0.0013	0.1898	0.0129	0.0059	0.0056	0.0340
(D) Gillman y Bell (1978)	$\mu=0.012CE-0.0004$	0.0008	0.1748	0.0115	0.0050	0.0048	0.0313
(E) Leffelaar <i>et al.</i> (1983)	$\mu=0.0114CE$	0.0012	0.1664	0.0113	0.0051	0.0049	0.0298
(F) Pasricha (1987)	$\mu=0.0116CE$	0.0012	0.1694	0.0115	0.0052	0.0050	0.0303
(G) Alva <i>et al.</i> (1991)	$\mu=0.015CE-0.0006$	0.0009	0.2184	0.0142	0.0062	0.0059	0.0392
(H) Mendoza (2009)	$\mu=0.0118CE$	0.0012	0.1723	0.0117	0.0053	0.0051	0.0308
(I) Mendoza (2009)	$\mu=0.0119CE$	0.0012	0.1737	0.0118	0.0054	0.0052	0.0311
(J) Mihelcic y Zimmerman (2012)	$\mu=0.016CE$	0.0016	0.2336	0.0158	0.0072	0.0069	0.0418
(K) López <i>et al.</i> (2016)	$\mu=0.0116CE$	0.0012	0.1694	0.0115	0.0052	0.0050	0.0303
(L) Pérez (2018) ¹	$\mu=0.01179CE-0.00017$	0.0010	0.1720	0.0115	0.0051	0.0049	0.0308
(M) Pérez (2018) ²	$\mu=0.01159CE-0.00036$	0.0008	0.1689	0.0111	0.0049	0.0047	0.0303
(N) Camacho <i>et al.</i> (2019)	$\mu=0.0117CE$	0.0012	0.1708	0.0116	0.0053	0.0051	0.0306
(Ñ) Avelar (2020) ¹	$\mu=0.0110CE$	0.0011	0.1606	0.0109	0.0050	0.0048	0.0287
(O) Avelar (2020) ²	$\mu=0.0117CE$	0.0012	0.1708	0.0116	0.0053	0.0051	0.0306
(P) Pallares (2022) ¹	$\mu=0.0106CE$	0.0011	0.1548	0.0105	0.0048	0.0046	0.0277
(Q) Pallares (2022) ²	$\mu= 0.0105CE$	0.0011	0.1533	0.0104	0.0047	0.0045	0.0274

Cuadro 42. Estadísticos descriptivos de la fuerza iónica obtenida a partir de ecuaciones de diferentes autores, para los datos del segundo muestreo.

Autor	Ecuación	Min.	Máx.	Media	Mediana	Moda	Desv. Est.
(A) Bower <i>et al.</i> (1965)	$\mu=0.0132CE$	0.0032	0.038	0.0102	0.0084	0.0074	0.0059
(B) Ponnampereuma <i>et al.</i> (1966)	$\mu=0.016CE$	0.0039	0.0461	0.0124	0.0101	0.009	0.0072
(C) Griffin y Jurinak (1973)	$\mu=0.013CE$	0.0032	0.0374	0.0101	0.0082	0.0073	0.0059
(D) Gillman y Bell (1978)	$\mu=0.012CE-0.0004$	0.0026	0.0342	0.0089	0.0072	0.0063	0.0054
(E) Leffelaar <i>et al.</i> (1983)	$\mu=0.0114CE$	0.0028	0.0328	0.0088	0.0072	0.0064	0.0051
(F) Pasricha (1987)	$\mu=0.0116CE$	0.0029	0.0334	0.009	0.0074	0.0065	0.0052
(G) Alva <i>et al.</i> (1991)	$\mu=0.015CE-0.0006$	0.0031	0.0426	0.011	0.0089	0.0078	0.0068
(H) Mendoza (2009) ¹	$\mu=0.0118CE$	0.0029	0.034	0.0091	0.0075	0.0066	0.0053
(I) Mendoza (2009) ²	$\mu=0.0119CE$	0.0029	0.0343	0.0092	0.0075	0.0067	0.0054
(J) Michelcic y Zimmerman (2012)	$\mu=0.016CE$	0.0039	0.0461	0.0124	0.0101	0.009	0.0072
(K) López <i>et al.</i> (2016)	$\mu=0.0116CE$	0.0029	0.0334	0.009	0.0074	0.0065	0.0052
(L) Pérez (2018) ¹	$\mu=0.01179CE-0.00017$	0.0027	0.0338	0.009	0.0073	0.0065	0.0053
(M) Pérez (2018) ²	$\mu=0.01159CE-0.00036$	0.0025	0.033	0.0086	0.007	0.0062	0.0052
(N) Camacho <i>et al.</i> (2019)	$\mu=0.0117CE$	0.0029	0.0337	0.0091	0.0074	0.0066	0.0053
(Ñ) Avelar (2020) ¹	$\mu=0.0110CE$	0.0027	0.0317	0.0085	0.007	0.0062	0.005
(O) Avelar (2020) ²	$\mu=0.0117CE$	0.0029	0.0337	0.0091	0.0074	0.0066	0.0053
(P) Pallares (2022) ¹	$\mu=0.0106CE$	0.0026	0.0305	0.0082	0.0067	0.006	0.0048
(Q) Pallares (2022) ²	$\mu=0.0105CE$	0.0026	0.0302	0.0081	0.0067	0.0059	0.0047

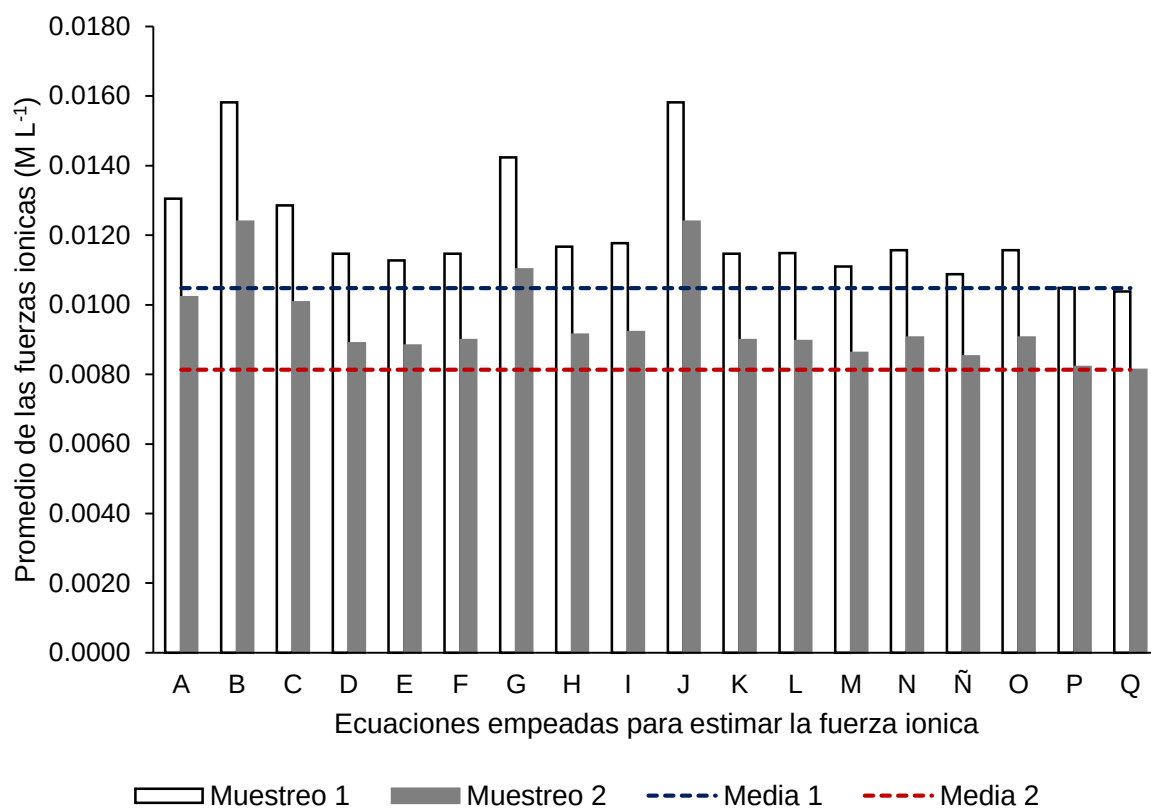


Figura 68. Comparación del promedio de las fuerzas iónicas obtenidas con ecuaciones de diferentes autores.

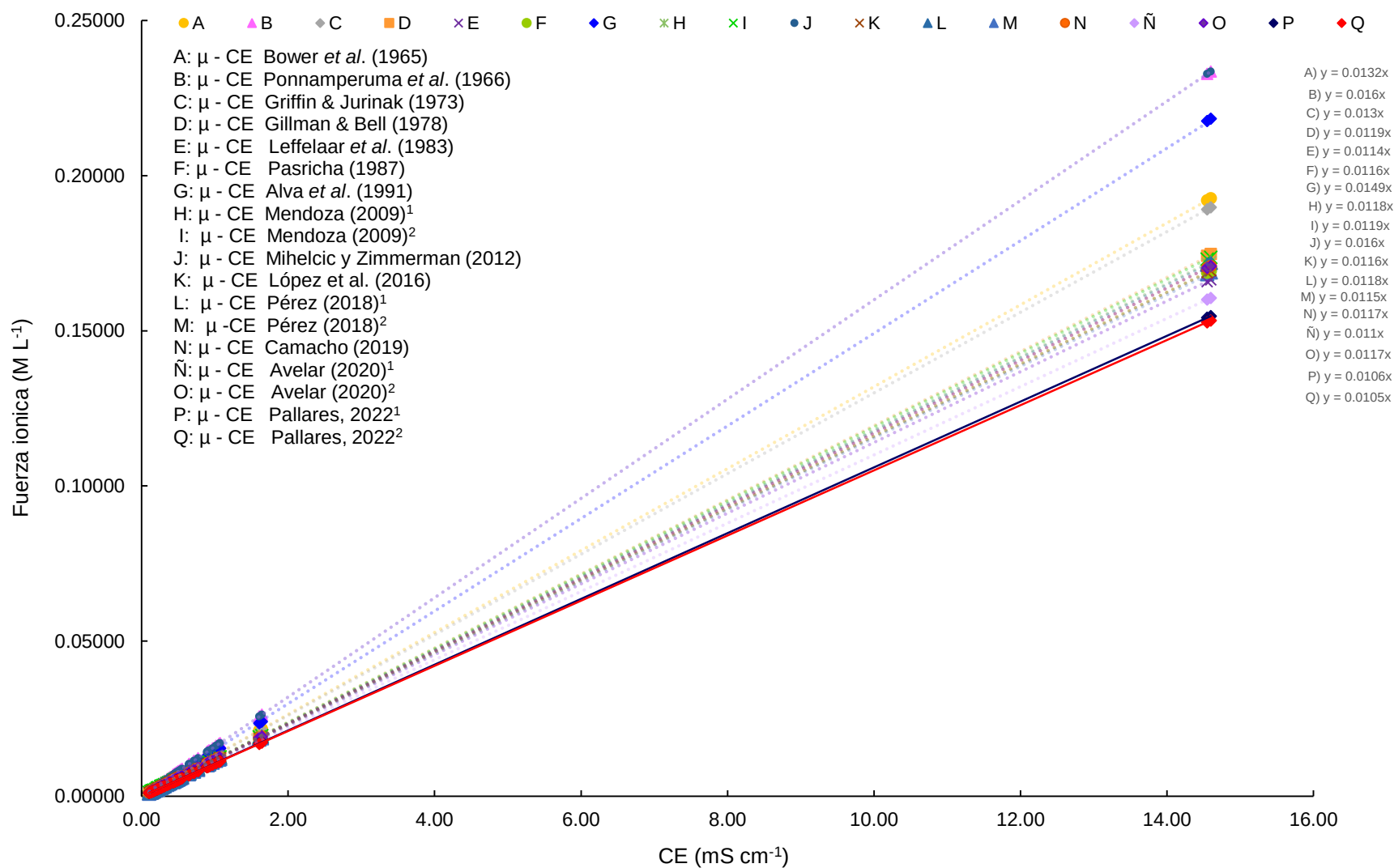


Figura 69. Dispersión de la fuerza iónica, estimada mediante ecuaciones propuestas por diversos autores, y su relación con la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.

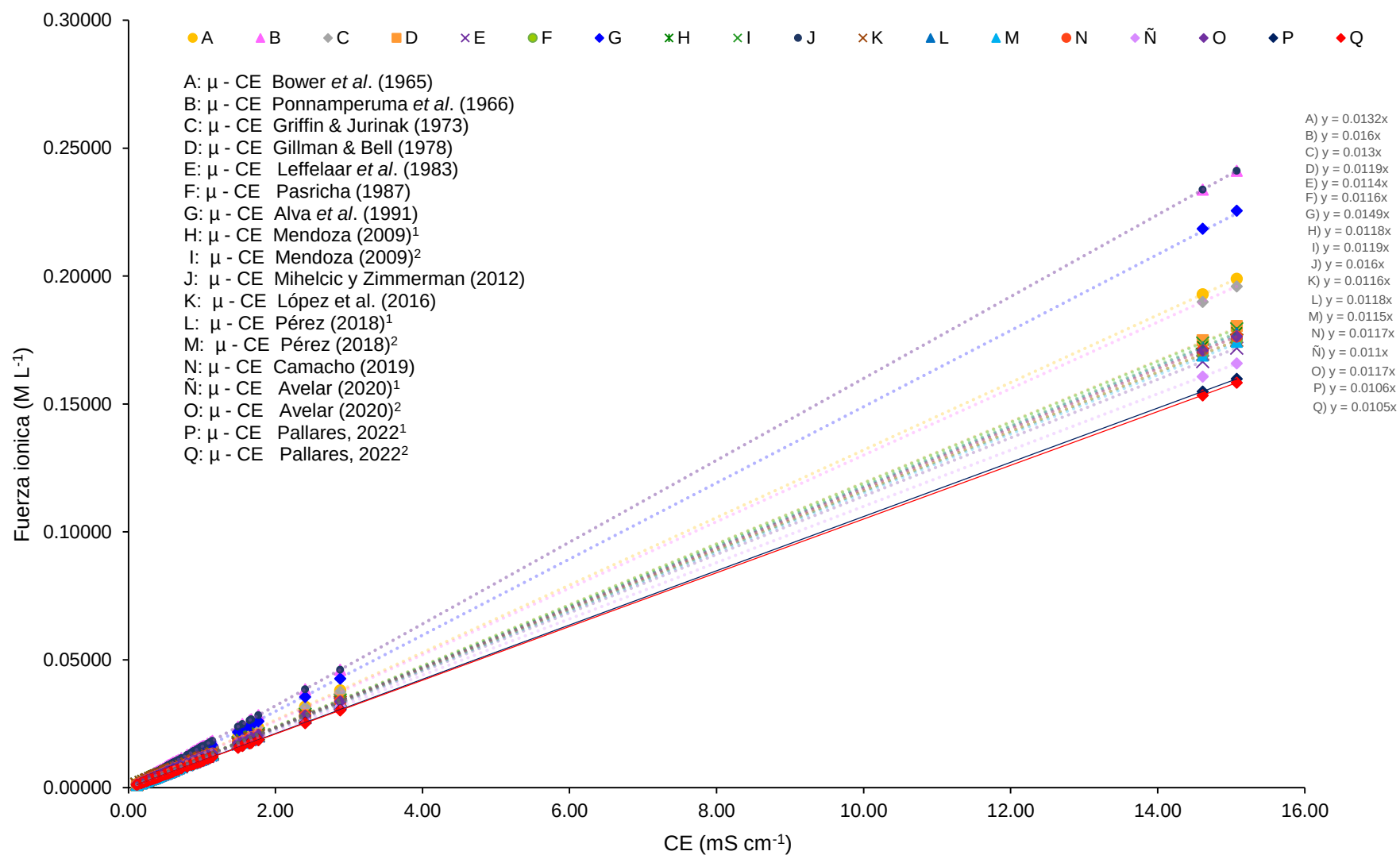


Figura 70. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica, estimada mediante varias ecuaciones propuestas por diversos autores y su relación con la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.

5.8.5. Riesgo de disminución de la infiltración

Una de las propiedades fundamentales de los suelos agrícolas es la infiltración o la permeabilidad, de estas depende que el agua penetre hasta la zona radicular del suelo y pueda ser aprovechada por las raíces de las plantas. Cuando un suelo agrícola tiene problemas de infiltración, disminuye la cantidad de agua disponible en el suelo para los cultivos. Ayers & Westcot (1985) señalan que la disminución de la infiltración de agua en los suelos comienza a ser un problema cuando, durante un ciclo de riego normal, el agua no ingresa al suelo lo suficientemente rápido para cubrir las necesidades hídricas del cultivo antes del próximo riego. El uso de agua de mala calidad en el riego puede causar reducción de la tasa de infiltración en la parte superior del suelo (dentro de los primeros centímetros), sin embargo, excepcionalmente puede ocurrir a mayores profundidades.

De acuerdo con Richards *et al.* (1974) los impactos de la calidad del agua en la permeabilidad del suelo dependen de dos factores: la concentración de sal, estimada por la CE y el riesgo de sodicidad, que se refleja en la relación de adsorción de sodio (RAS), debido a que este parámetro se relaciona a través de rigurosos argumentos termodinámicos con el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), una propiedad clave del suelo que afecta la permeabilidad. Por lo tanto, los efectos de la CE y la RAS sobre la permeabilidad del suelo son inversamente proporcionales con respecto a la RAS y directamente proporcionales con la CE. En consecuencia, la permeabilidad del suelo se mantiene en buenas condiciones mediante una combinación óptima de CE alta y RAS baja. Ayers & Westcot (1985) han propuesto las pautas de calidad del agua de riego basadas en dicha optimización para evaluar los posibles impactos negativos sobre la permeabilidad del suelo.

Para clasificar el agua de riego de acuerdo con el riesgo de causar una reducción en la permeabilidad de los suelos, Ayers & Westcot (1985) sugieren el uso del esquema de infiltración modificado por Rhoades (1977), el cual combina la concentración salina (CE) con la relación de adsorción de sodio (RAS). Dicho esquema se aplicó para clasificar las aguas obtenidas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, donde la Figura 71, Figura 72, Figura 73, Figura 74 y Figura 75 conciernen al muestreo realizado en septiembre del 2018 y corresponden (en ese mismo orden) la relación de CE con: RAS_{or} ,

RAS_{aj} y RAS_{corr}. Asimismo, se realizaron las relaciones con los valores de la CE-CROSS_{opt} y la CE-CROSS_{opt-aj}. Por otra parte, las muestras obtenidas en el mes de junio del 2019 se observan en la Figura 76, Figura 77, Figura 78, Figura 79 y Figura 80 que corresponden a la relación establecida entre la CE y la RAS_{or}, RAS_{aj}, RAS_{corr}, CROSS_{opt} y CROSS_{opt-aj}.

El esquema de clasificación del agua de riego indica que al utilizar la RAS_{or} (Figura 71) 76% del agua podría causar una reducción en la tasa de infiltración de ligera a moderada, el 15% podrían causar una reducción severa y solo el 9% restante no implica ningún riesgo. Entre las muestras que podrían causar un mayor riesgo, de acuerdo con esta clasificación, se encuentran las extraídas de la laguna Salazar, laguna de Tepeltititc, el río Patitos, arroyo el Chilte, río San Pedro (Ruiz, Nayarit), entre otras.

En la Figura 72 se observa que al utilizar la ecuación de RAS ajustada por Bower, se obtuvo una clasificación donde el 81% de las aguas muestreadas podrían generar un riesgo de reducción en la tasa de infiltración de ligera a moderada, el 15% se mantiene en la clasificación de reducción severa y solo el 4% no implican un riesgo.

Al utilizar la ecuación de la RAS_{corr} en el esquema de clasificación (Figura 73) se observa que las muestras se distribuyen de manera similar a la clasificación realizada con la ecuación de la RAS original, aunque difiere por una muestra extraída del río Lerma (en la Ciudad Lerma), esta no representa riesgo en la disminución de la infiltración al ser clasificada con la RAS_{or}, pero cuando se clasifica con la RAS_{corr} representa un riesgo de ligero a moderado sobre la disminución de la infiltración de los suelos.

Con respecto al CROSS_{opt} (Figura 74) el 76% de las aguas podrían generar una reducción en la tasa de infiltración de ligera a moderada (lo mismo que resultado con la RAS_{or}), el 21% representan un riesgo de reducción severa y solo el 2% de las aguas no implican un problema en disminución de la infiltración (igual que al usar la RAS_{aj}). Por otro lado, de acuerdo con la ecuación de CROSS_{opt-aj} (Figura 75), el 78% de las muestras representan un riesgo de disminuir de manera ligera a moderada la tasa de infiltración, este porcentaje se iguala al obtenido con la ecuación de RAS_{corr}. EL 18% podrían causar

una reducción severa y el 3% no representan un riesgo de reducir la tasa de infiltración, de manera similar que ocurre con las ecuaciones de la RAS_{aj} y la $CROSS_{opt-aj}$.

En el segundo muestreo, al predecir la reducción de la infiltración del agua en el suelo con la RAS_{or} (Figura 76), se obtuvo que cerca del 74% de las muestras podrían ocasionar una reducción en las tasas de infiltración de ligera a moderada. Mientras que alrededor del 21% de las muestras podrían provocar que se presente una reducción severa de la tasa de infiltración, el 5% restante no implican riesgos para la permeabilidad del suelo.

En la Figura 77 se observa la clasificación con la ecuación ajustada por Bower *et al.*, (1965), donde alrededor del 77% de las aguas podrían causar riesgos ligeros a moderados en la reducción de la tasa de infiltración, en cambio, las muestras que no se consideran riesgosas solo representan el 2% y cerca del 21% podrían implicar una reducción severa (el mismo porcentaje que resultó con la RAS_{or}).

Se observa que con la ecuación de la RAS_{corr} la clasificación (Figura 78) se asemeja a la obtenida con la RAS_{aj} , donde cerca del 77% de las aguas representan un riesgo de causar reducción en la tasa de infiltración de ligera a moderada, el 19% podrían implicar una reducción severa y solo el 4% no representa riesgos de causar una reducción (este porcentaje se asimila con el obtenido con la RAS_{or}).

Con relación a la clasificación realizada con $CROSS_{opt}$ y $CROSS_{opt-aj}$ (Figura 79 y Figura 80). Se observa que las aguas se distribuyen principalmente en las clases que indican un riesgo de reducción de la tasa de infiltración de “ligera a moderada” y “reducción severa”. Donde entre el 50 y 55% de las muestras se consideran como un riesgo de ligero a moderado para la reducción de la tasa de infiltración y entre el 43 y 48% de las muestras podrían causar una reducción severa en la tasa de infiltración si se usan en el riego agrícola.

De acuerdo con los resultados en cada esquema de clasificación realizada en ambos muestreos, se observa que en el muestreo realizado en época de lluvias (septiembre del 2018), la tendencia de las muestras es desplazarse hacia la categoría de “reducción severa en la tasa de infiltración”. Ocurre lo opuesto, en el periodo de lluvias escasas

(junio del 2019), donde las muestras tienden a distribuirse hacia la clasificación “sin reducción en la tasa de infiltración”.

En conclusión, la distribución de las muestras en el esquema de clasificación del primer muestreo con respecto al segundo se hace evidente nuevamente el efecto de la dilución en el primer muestreo, lo que conlleva a presentarse valores más bajos de salinidad y RAS, que en el segundo muestreo. Aunque ambos se llevaron a cabo en el periodo de lluvias, el primer muestreo se realizó cuando en el sistema hidrográfico ya se habían acumulado las primeras precipitaciones, en cambio, en el segundo muestreo apenas iniciaban las lluvias y no había un escurrimiento considerable en los afluentes.

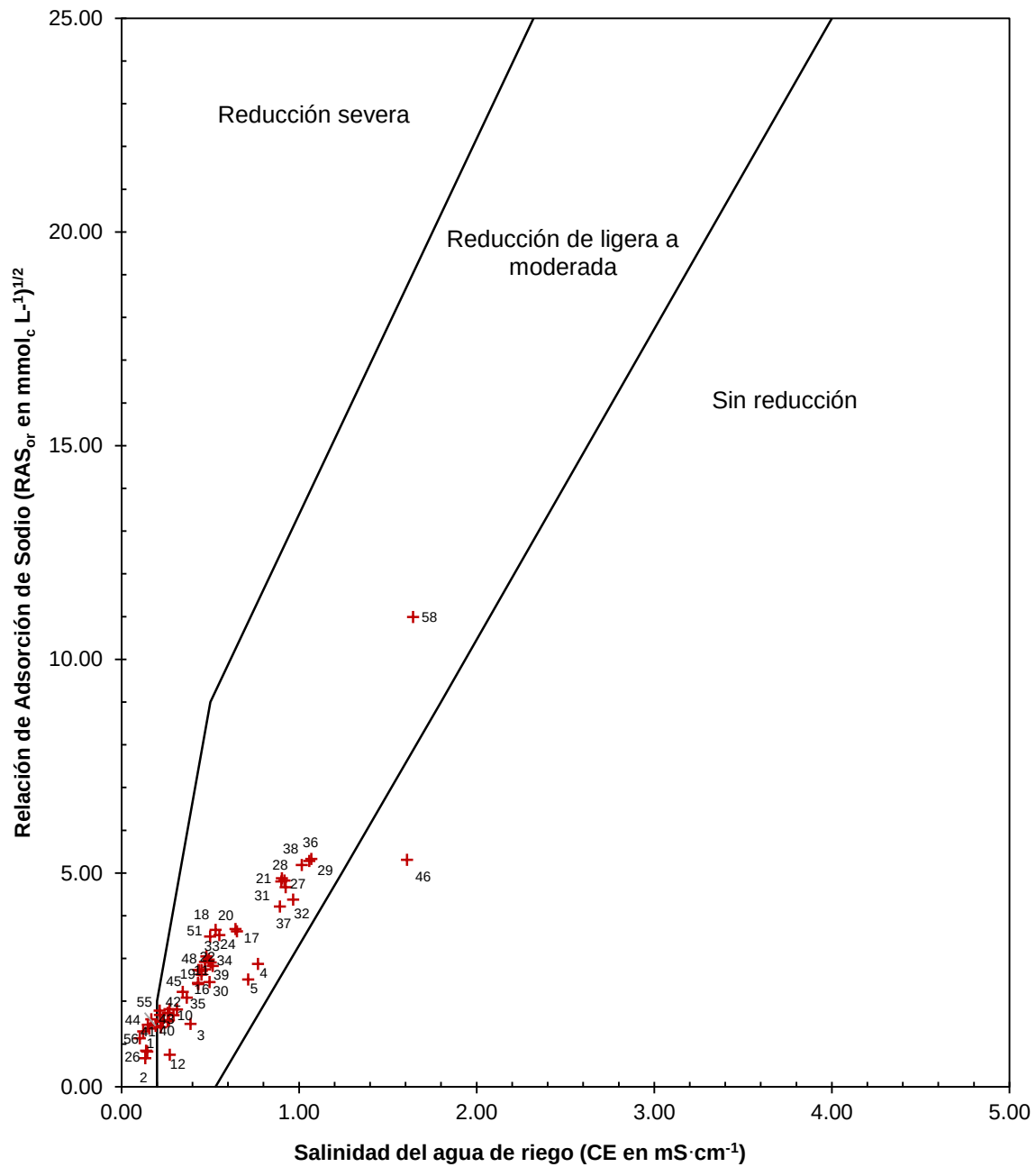


Figura 71. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y RAS_{or} (primer muestreo: septiembre 2018).

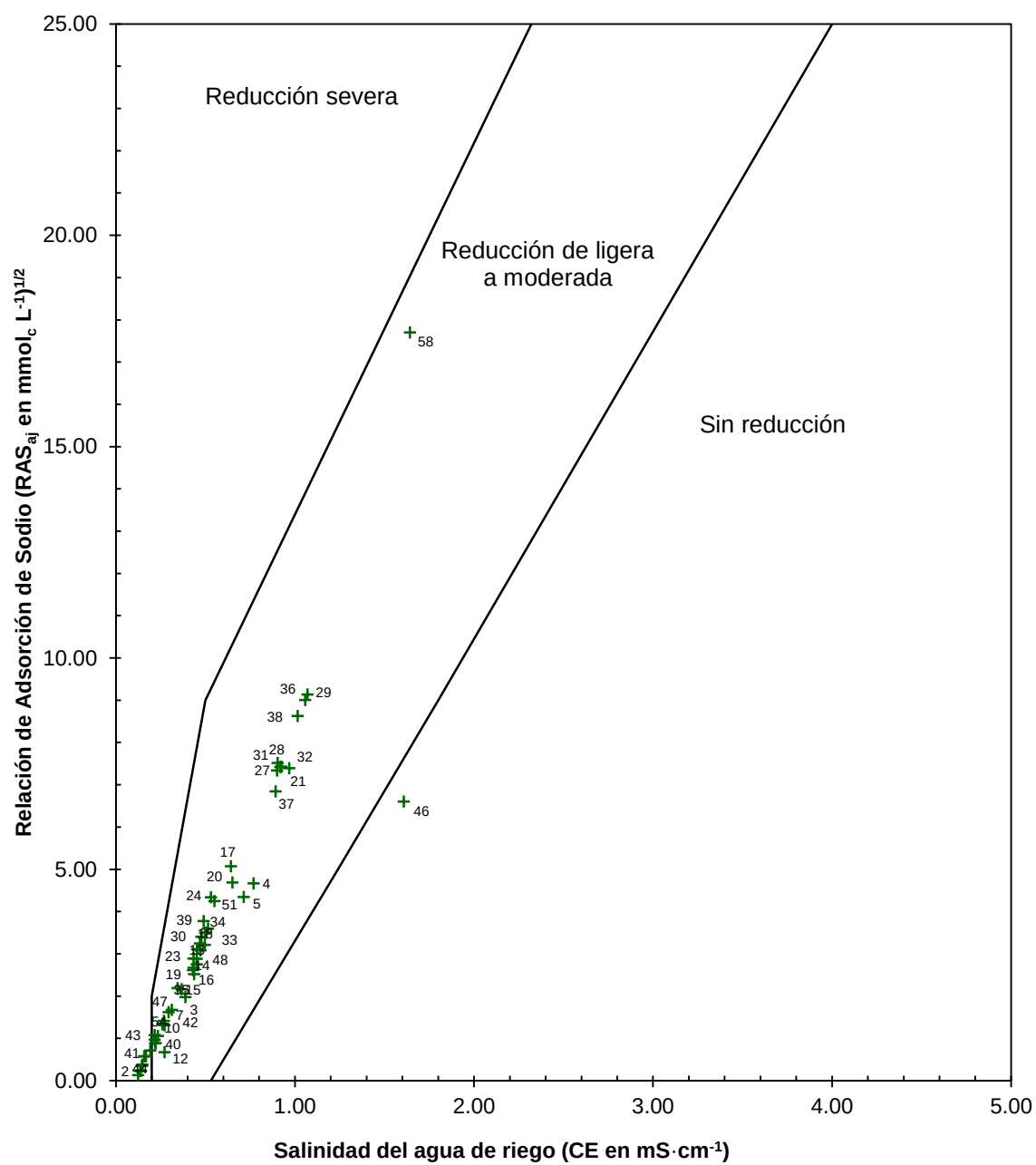


Figura 72. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y RAS_{aj} (primer muestreo: septiembre 2018).

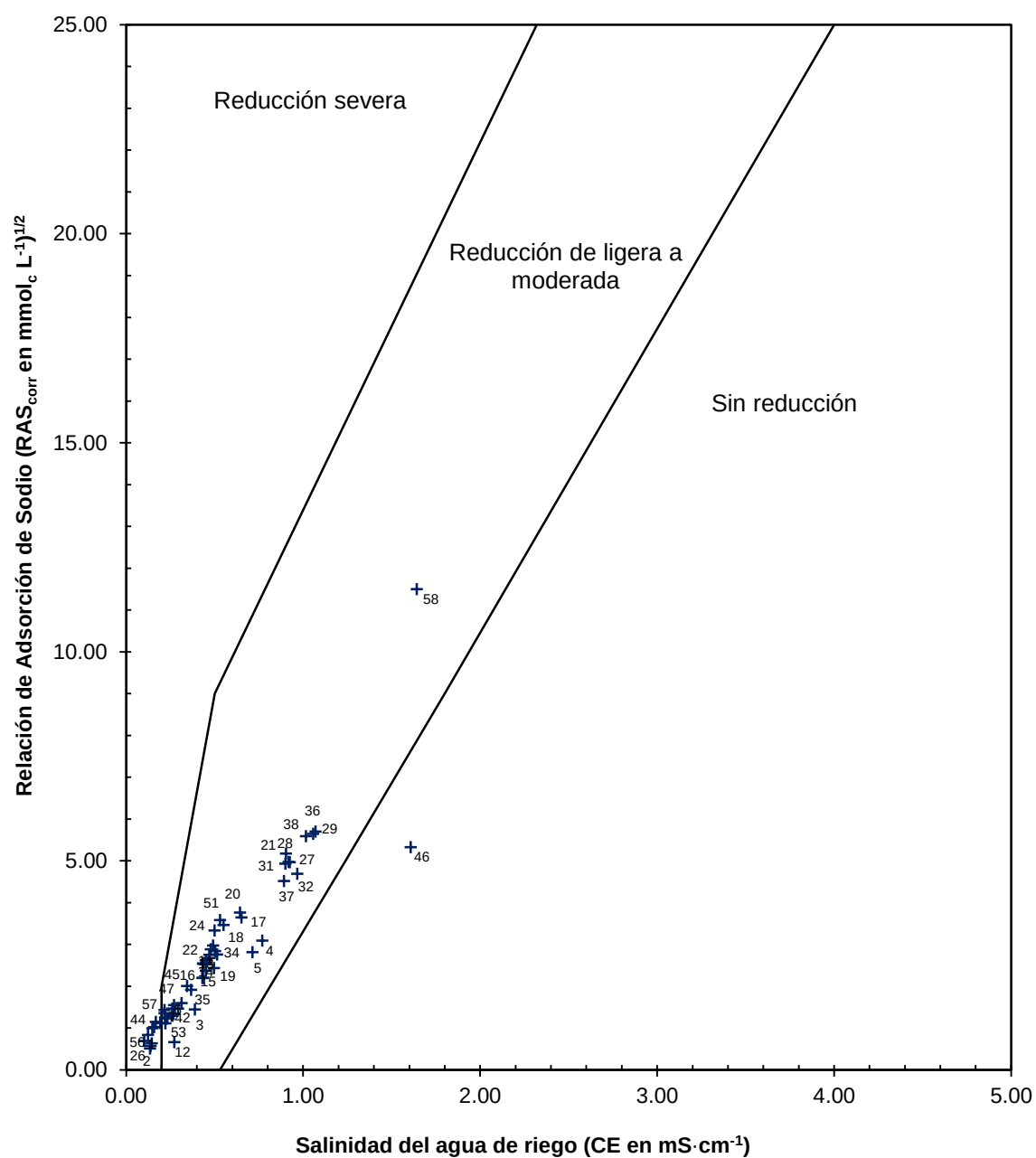


Figura 73. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y RAS_{corr} (primer muestreo: septiembre 2018).

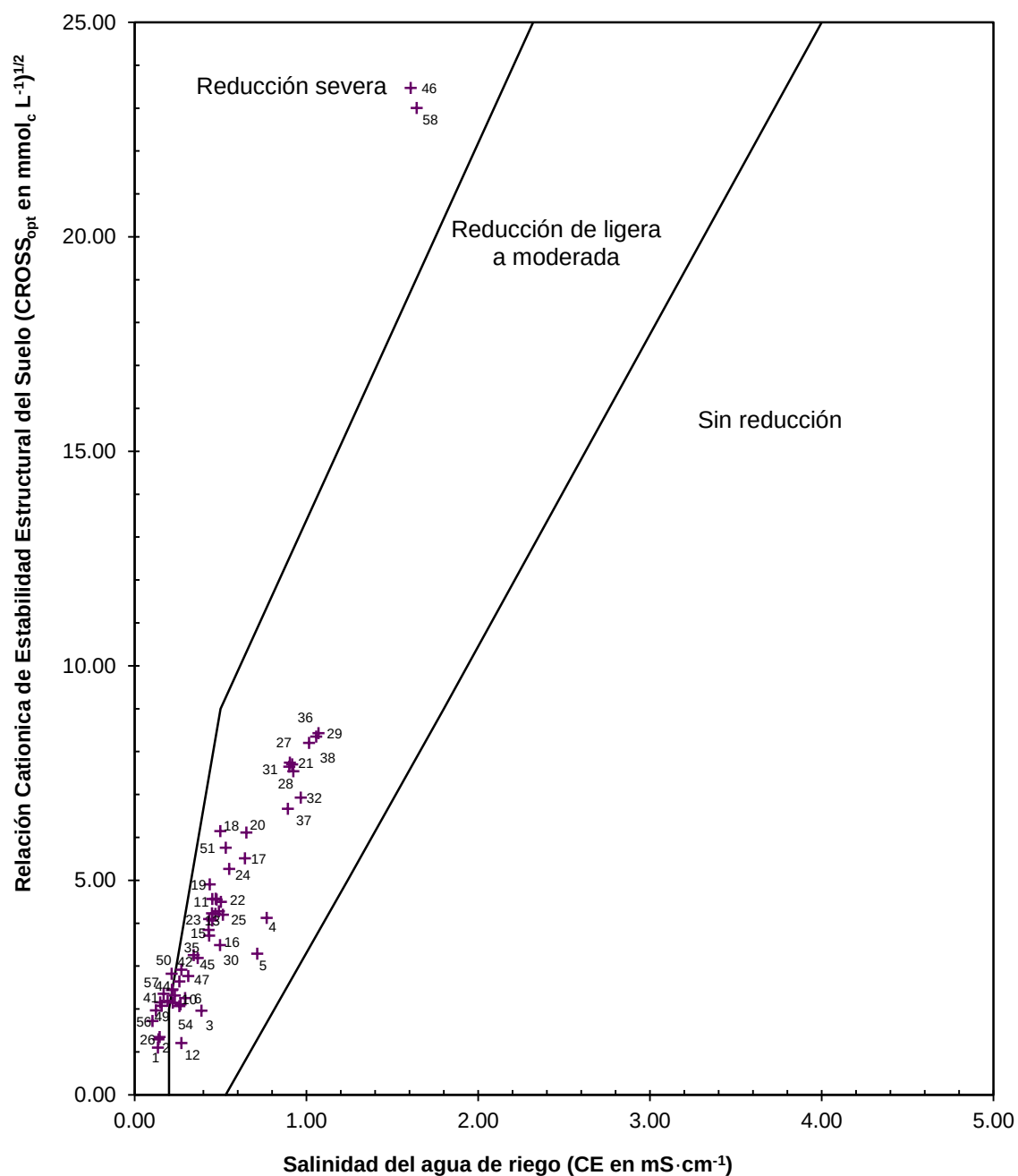


Figura 74. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y $CROSS_{opt}$ (primer muestreo: septiembre 2018).

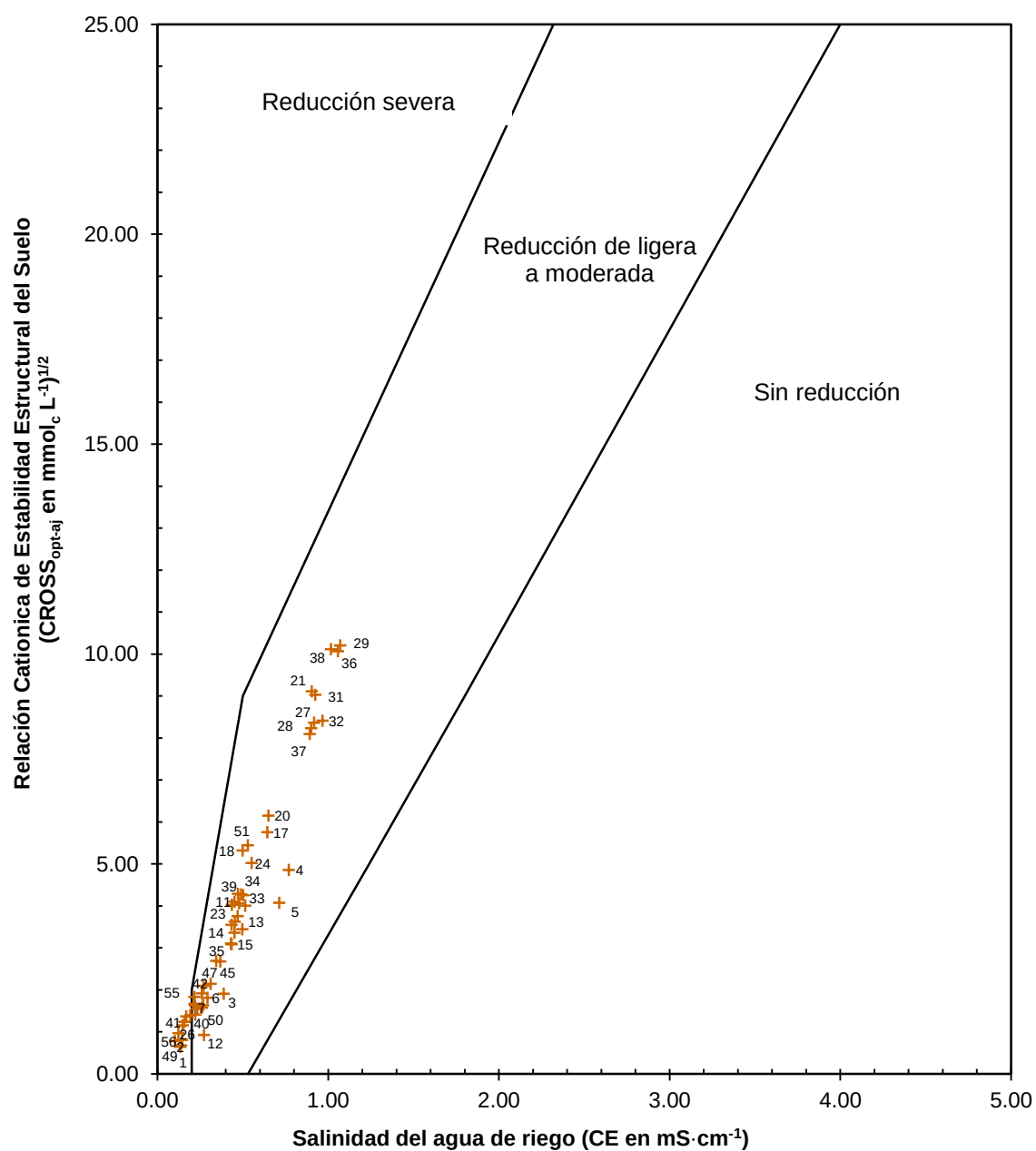


Figura 75. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y $\text{CROSS}_{\text{opt-aj}}$ (primer muestreo: septiembre 2018).

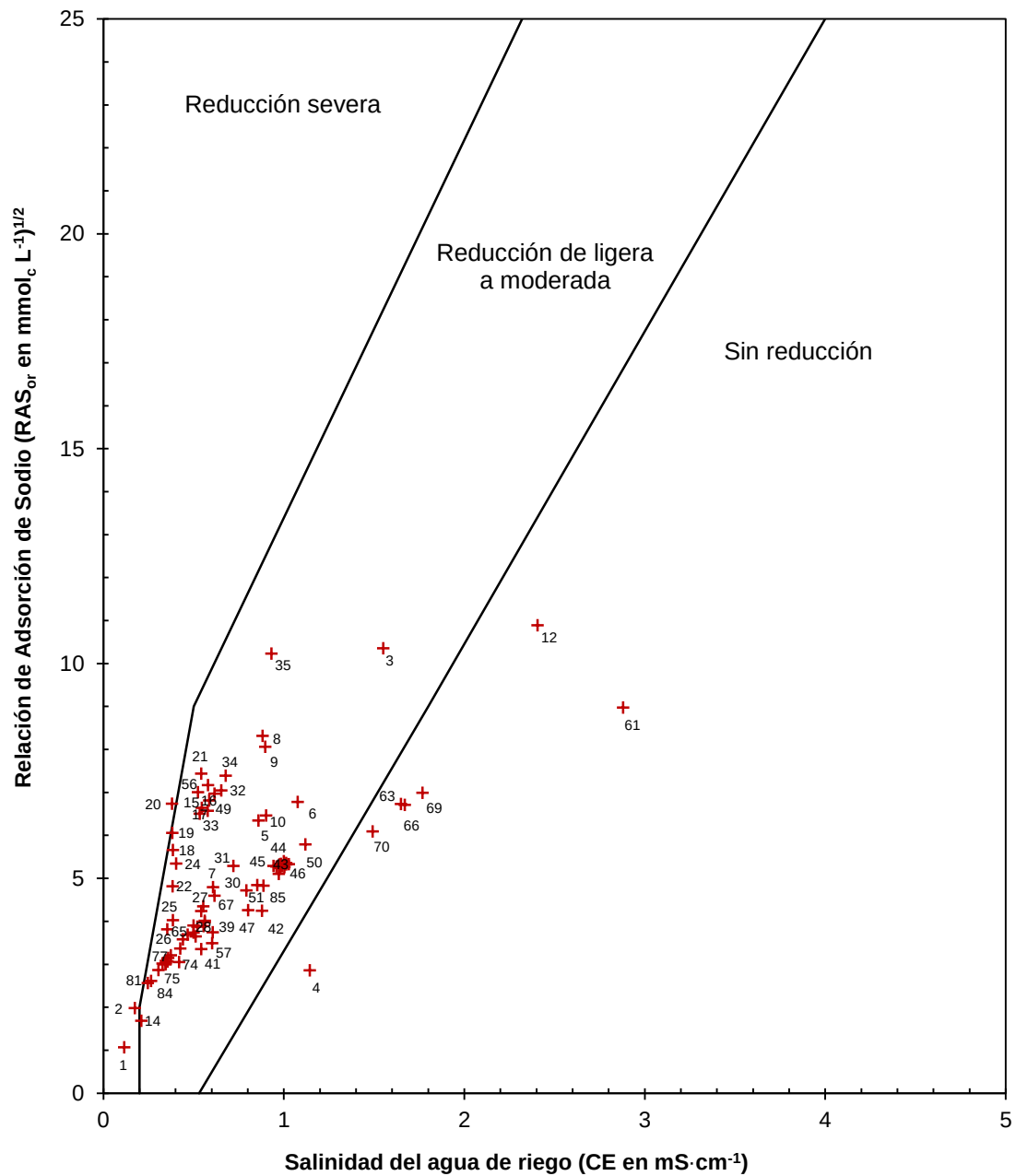


Figura 76. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y RAS_{or} (segundo muestreo: junio 2019).

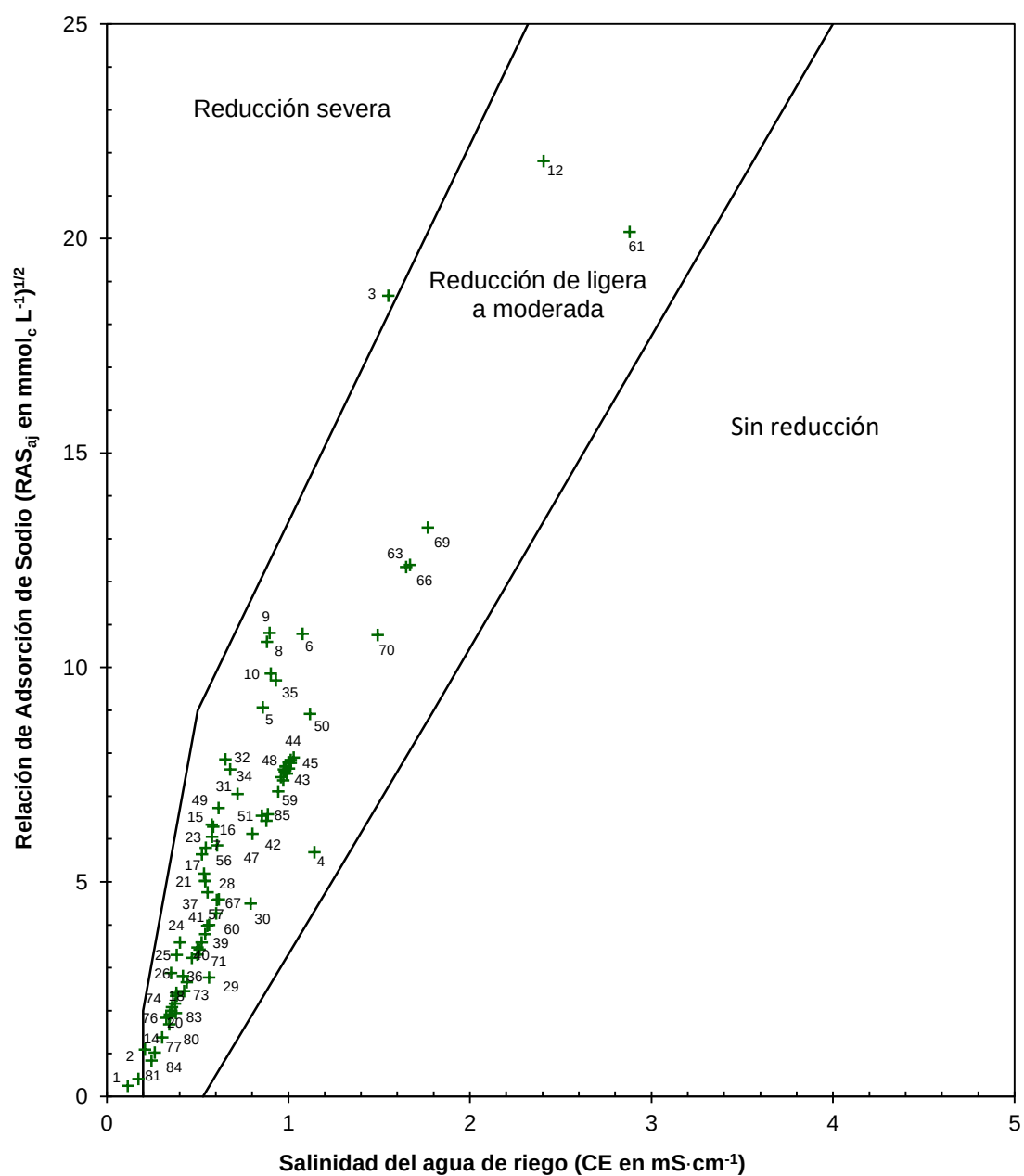


Figura 77. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y RAS_{aj} (segundo muestreo: junio 2019).

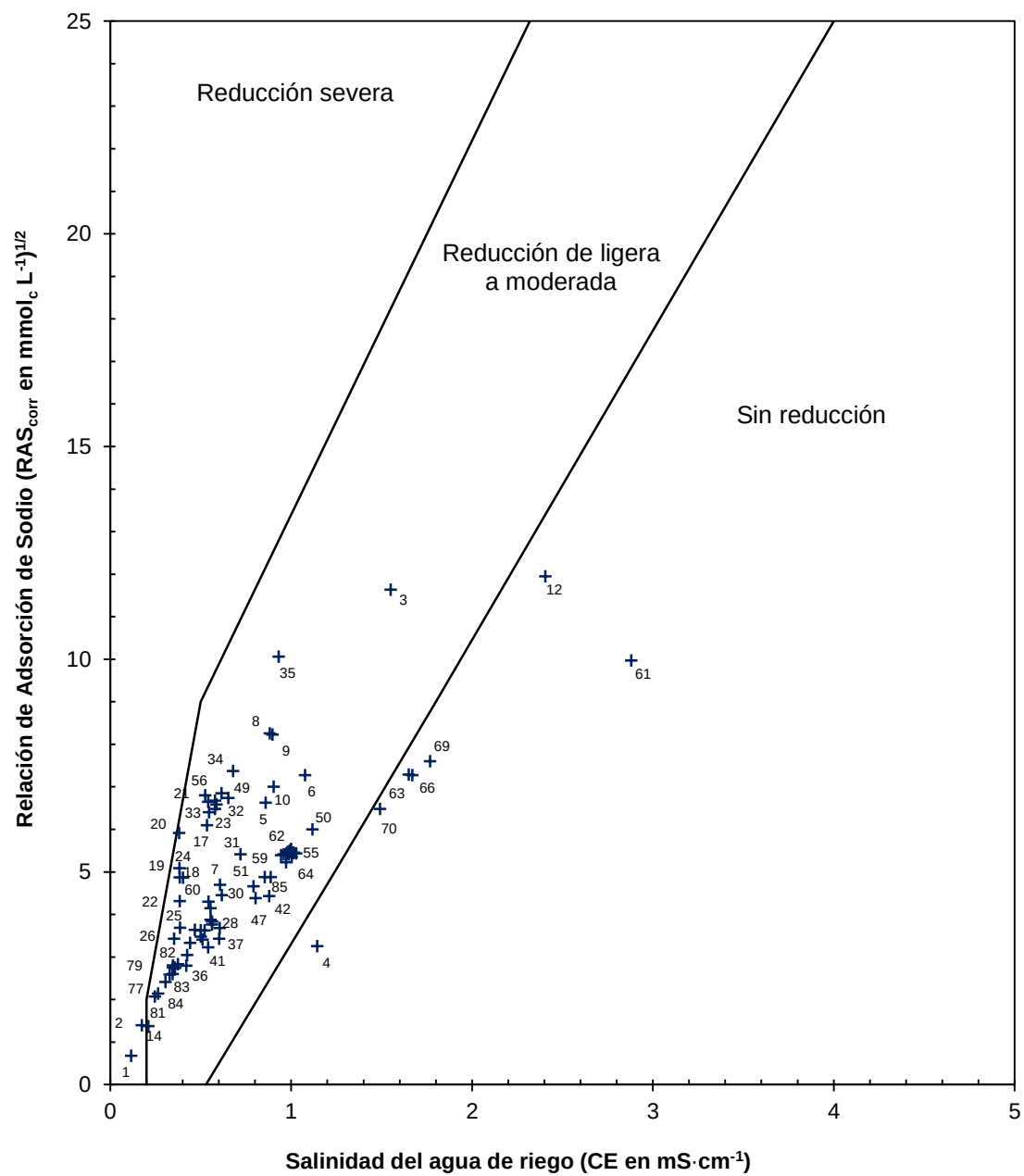


Figura 78. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y RAS_{corr} (segundo muestreo: junio 2019).

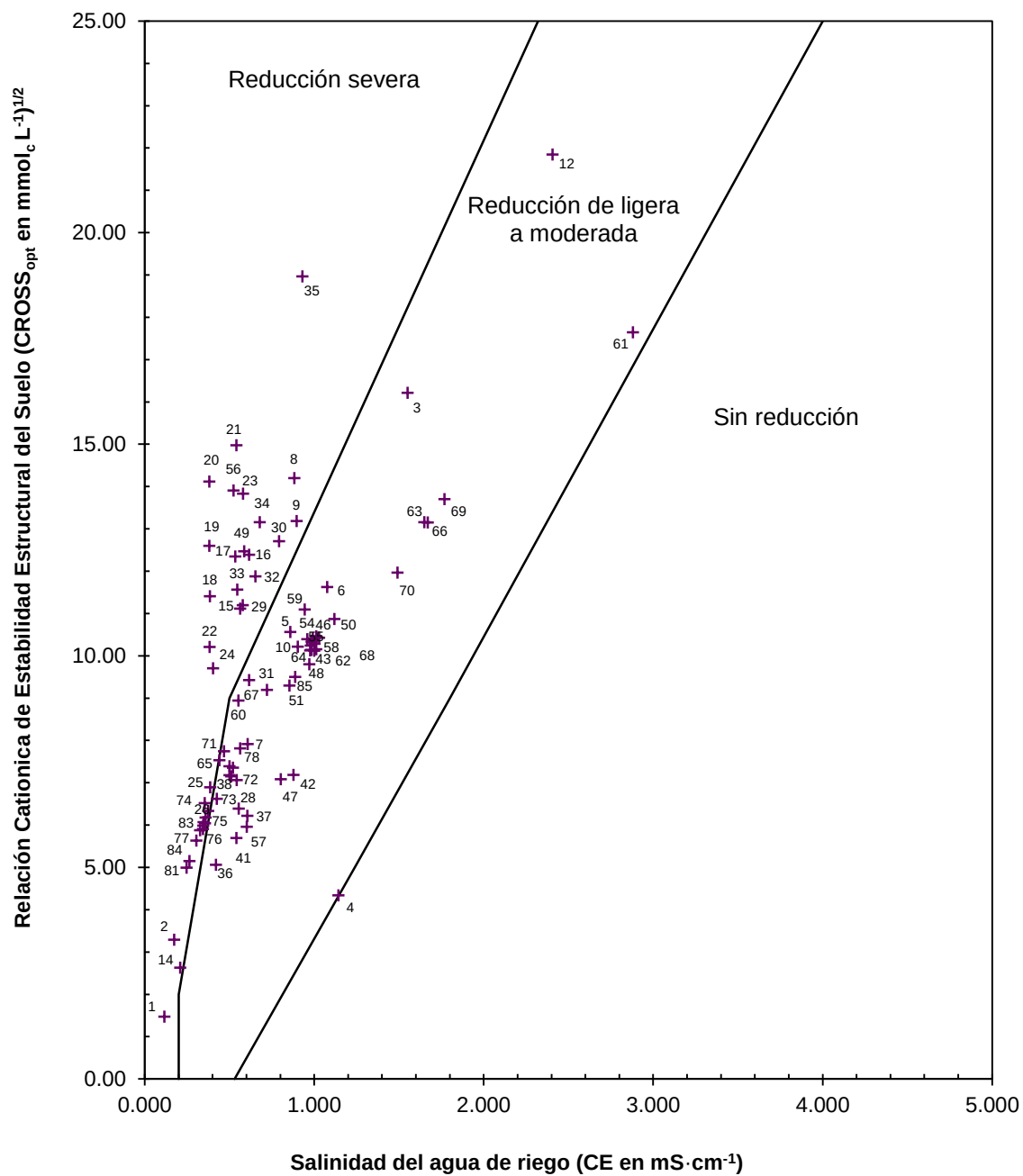


Figura 79. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y $CROSS_{opt}$ (segundo muestreo: junio 2019).

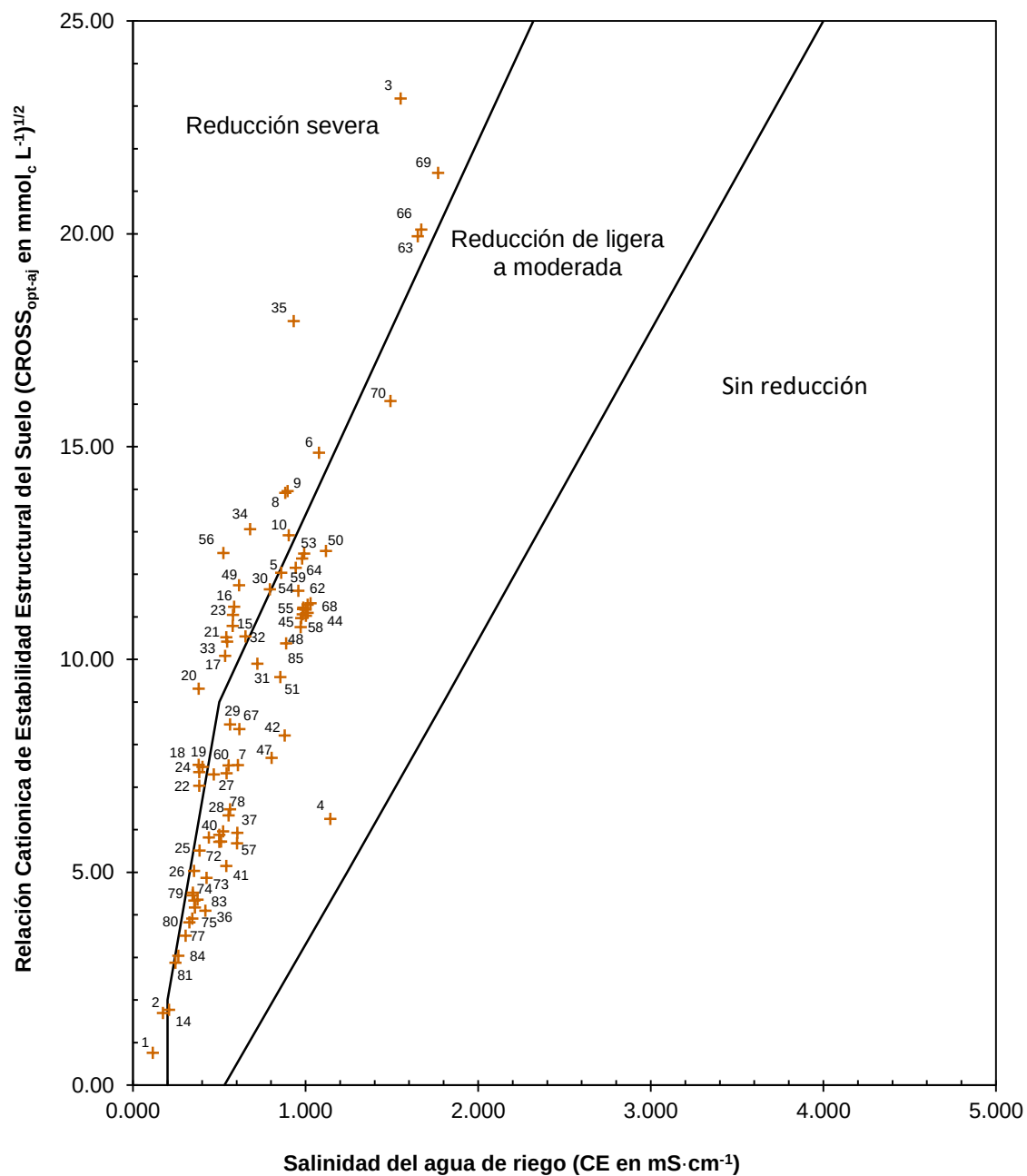


Figura 80. Clasificación del agua del sistema hidrográfico de acuerdo con la reducción relativa de la infiltración para la relación CE y $\text{CROSS}_{\text{opt-aj}}$ (segundo muestreo: junio 2019).

5.8.6. Carbonato de sodio residual (CSR)

Bower *et al.* (1965) plantea que cuando el agua de riego contiene bicarbonatos de manera predominante, una fracción importante tiende a precipitar como CaCO_3 de acuerdo con la siguiente reacción química: $\text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$.

Al momento que ocurre dicho proceso, la salinidad disminuye, pero el ion sodio tiende a predominar en el complejo de intercambio catiónico, por ende, los efectos de la sodicidad se hacen presentes en los suelos. En este sentido, considerar el potencial del agua de riego para precipitar o diluir los carbonatos, ha tenido relevancia como uno de los parámetros para evaluar la calidad del agua. Acorde con los criterios de Eaton (1950) el agua de riego es de buena calidad cuando los valores de $\text{CSR} < 1.25$, su uso en el riego es condicionado cuando los valores de los CSR se encuentran entre 1.25 a 2.5 y finalmente el agua que no es apta para riego, cuando adquiere valores de $\text{CSR} > 2.5$.

De acuerdo con dicha clasificación, la mayoría del agua del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago en el primer muestreo (Figura 81) presenta buena calidad, comprendiendo el 71% del total de las muestras, el agua condicionada para el riego agrícola representa el 19% y solo el 10% no son recomendadas, entre estas últimas se encuentran dos muestras extraídas del lago de Chapala en San Luis Soyatlán y San Juan Cosalá, una muestra obtenida de la Laguna de Santa María del Oro y de la desembocadura con el mar del río Santiago en Boca del Asadero, San Blas.

Por otro lado, en el segundo muestreo (Figura 82) se observa una distribución más uniforme en la clasificación del agua, donde el 27% de las muestras son agua de buena calidad, 36% son aguas condicionadas para el riego y 36% no son recomendadas para dicho fin. Con referencia a esta última categoría se destacan las muestras: 3 (río Lerma, Carretera Toluca- Naucalpan), 12 (río Lerma, a la altura del Borbollón) y 61 (río Santiago, Atequiza, Juanacatlán) las cuales presentan valores de CSR superiores a $5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$. De igual manera, dentro de esta clasificación existen coincidencias con las estaciones del primer muestreo evaluadas como “no recomendadas” y descritas anteriormente, a excepción de la muestra extraída en la desembocadura del río Santiago en Boca de Asadero, San Blas, que cambia de la categoría “no recomendada” a “condicionada”.

En el Cuadro 43 se pueden apreciar de manera más específica y en extenso los valores de CSR y la clasificación de las aguas correspondientes a cada una de las muestras, tanto en el primer como en el segundo muestreo.

En un análisis comparativo entre los dos muestreos realizados, se identifica en el segundo muestreo una mayor cantidad de estaciones de muestreo evaluadas como no recomendadas para el riego y esto se debe: a) en primera instancia a que se muestrearon más sitios y b) en segunda a que en los meses en que se recolectaron las muestras, el agua de lluvia aún era escasa, lo que se reflejó en una mayor concentración donde el ion predominante en la mayoría de las aguas muestreadas es el bicarbonato. Estas condiciones de baja dilución y el efecto de la evaporación favorecieron al proceso de precipitación de los carbonatos de calcio y magnesio, especialmente en los sitios donde el agua resulta con valores de CSR superiores a 2.5.

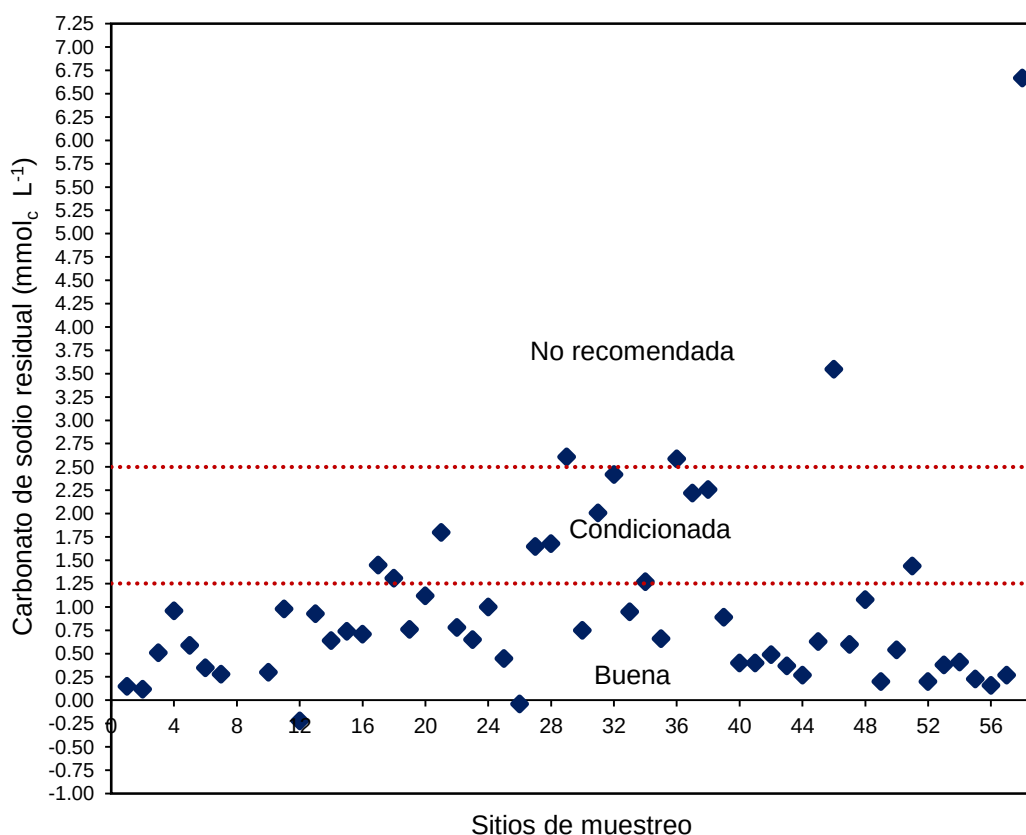


Figura 81. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica, para el primer muestreo.

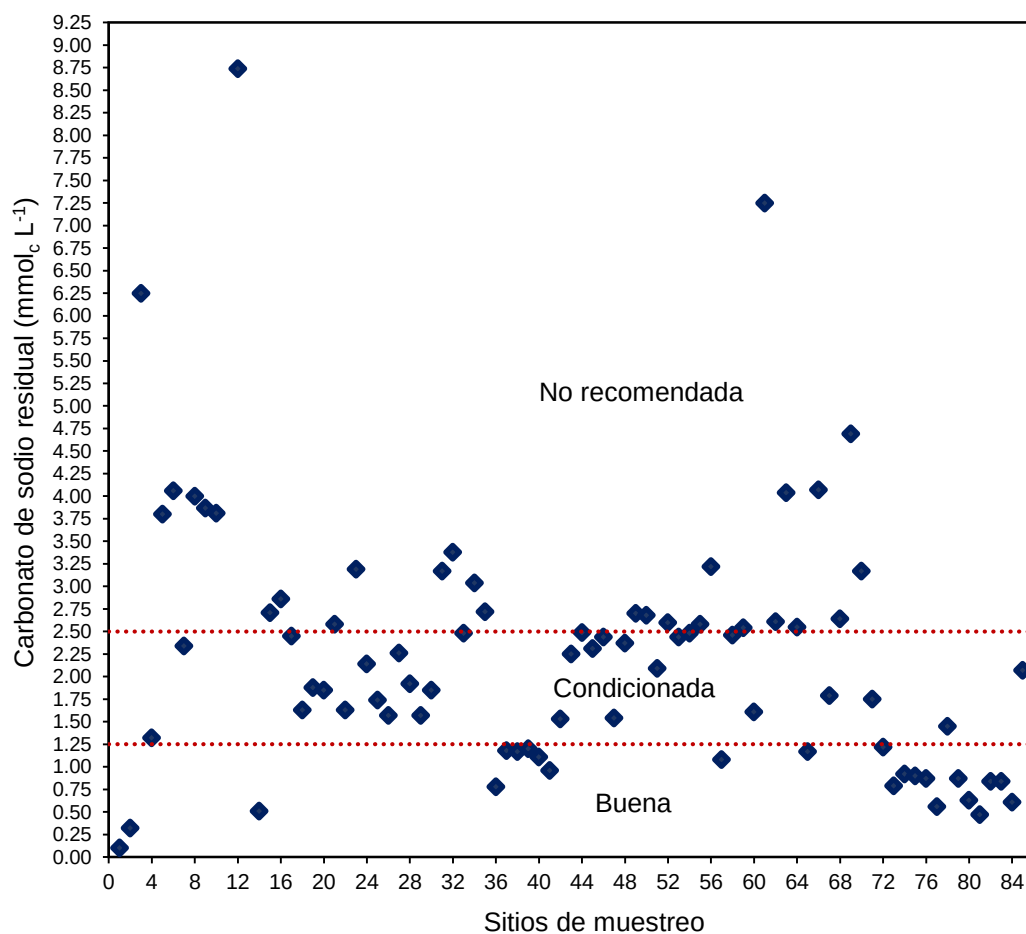


Figura 82. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica, para el segundo muestreo.

Cuadro 43. Clasificación del agua de acuerdo con el carbonato de sodio Residual.

Primer muestreo			Segundo muestreo		
N°	CSR	Clasificación	N°	CSR	Clasificación
1	0.15	Buena	1	0.10	Buena
2	0.12	Buena	2	0.32	Buena
3	0.51	Buena	3	6.25	No recomendada
4	0.96	Buena	4	1.32	Condicionada
5	0.59	Buena	5	3.80	No recomendada
6	0.35	Buena	6	4.06	No recomendada
7	0.28	Buena	7	2.34	Condicionada
8	35.33	No recomendada	8	4.00	No recomendada
9	35.01	No recomendada	9	3.87	No recomendada
10	0.30	Buena	10	3.81	No recomendada
11	0.98	Buena	11	19.28	No recomendada
12	-0.22	Buena	12	8.74	No recomendada
13	0.93	Buena	13	17.14	No recomendada
14	0.64	Buena	14	0.51	Buena
15	0.74	Buena	15	2.71	No recomendada
16	0.71	Buena	16	2.86	No recomendada
17	1.45	Condicionada	17	2.45	Condicionada
18	1.31	Condicionada	18	1.63	Condicionada
19	0.76	Buena	19	1.88	Condicionada
20	1.12	Buena	20	1.85	Condicionada
21	1.80	Condicionada	21	2.58	No recomendada
22	0.78	Buena	22	1.63	Condicionada
23	0.65	Buena	23	3.19	No recomendada
24	1.00	Buena	24	2.14	Condicionada
25	0.45	Buena	25	1.74	Condicionada
26	-0.04	Buena	26	1.57	Condicionada
27	1.65	Condicionada	27	2.26	Condicionada
28	1.68	Condicionada	28	1.92	Condicionada
29	2.61	No recomendada	29	1.57	Condicionada
30	0.75	Buena	30	1.85	Condicionada
31	2.01	Condicionada	31	3.17	No recomendada
32	2.42	Condicionada	32	3.38	No recomendada
33	0.95	Buena	33	2.48	Condicionada
34	1.27	Condicionada	34	3.04	No recomendada
35	0.66	Buena	35	2.72	No recomendada
36	2.59	No recomendada	36	0.78	Buena
37	2.22	Condicionada	37	1.18	Buena
38	2.26	Condicionada	38	1.17	Buena
39	0.89	Buena	39	1.20	Buena

Primer muestreo			Segundo muestreo		
N°	CSR	Clasificación	N°	CSR	Clasificación
40	0.40	Buena	40	1.11	Buena
41	0.40	Buena	41	0.96	Buena
42	0.49	Buena	42	1.53	Condicionada
43	0.37	Buena	43	2.25	Condicionada
44	0.27	Buena	44	2.49	Condicionada
45	0.63	Buena	45	2.31	Condicionada
46	3.55	No recomendada	46	2.44	Condicionada
47	0.60	Buena	47	1.54	Condicionada
48	1.08	Buena	48	2.37	Condicionada
49	0.20	Buena	49	2.70	No recomendada
50	0.54	Buena	50	2.68	No recomendada
51	1.44	Condicionada	51	2.09	Condicionada
52	0.20	Buena	52	2.60	No recomendada
53	0.38	Buena	53	2.44	Condicionada
54	0.41	Buena	54	2.48	Condicionada
55	0.23	Buena	55	2.58	No recomendada
56	0.16	Buena	56	3.22	No recomendada
57	0.27	Buena	57	1.08	Buena
58	6.67	No recomendada	58	2.46	Condicionada
			59	2.54	No recomendada
			60	1.61	Condicionada
			61	7.25	No recomendada
			62	2.61	No recomendada
			63	4.04	No recomendada
			64	2.55	No recomendada
			65	1.17	Buena
			66	4.07	No recomendada
			67	1.79	Condicionada
			68	2.64	No recomendada
			69	4.69	No recomendada
			70	3.17	No recomendada
			71	1.75	Condicionada
			72	1.22	Buena
			73	0.79	Buena
			74	0.92	Buena
			75	0.90	Buena
			76	0.87	Buena
			77	0.56	Buena
			78	1.45	Condicionada
			79	0.87	Buena
			80	0.63	Buena

Primer muestreo			Segundo muestreo		
N°	CSR	Clasificación	N°	CSR	Clasificación
			81	0.47	Buena
			82	0.84	Buena
			83	0.84	Buena
			84	0.61	Buena
			85	2.07	Condicionada

Con el objeto de ejemplificar el efecto de la falta de dilución en el sistema hidrológico Lerma-Chapala-Santiago se analizó el comportamiento del CSR en dos sitios de muestreo en ambas expediciones: La presa Tepuxtepec presenta un contraste en los valores de CSR que se evidencia al pasar de una categoría “buena” a “no recomendada”. En el caso de la presa Solís, pasa de una categoría “buena” a “condicionada”. Esto se le puede atribuir al vertimiento de aguas residuales con altas concentraciones de bicarbonatos y sodio, por arriba de las concentraciones de Ca y Mg. La situación podría agravarse cuando el agua pase a formar parte de la solución del suelo, ya que las concentraciones aumentarían paulatinamente por el efecto de la evapotranspiración.

5.9. Problemas de toxicidad por iones específicos

La toxicidad por iones específicos es uno de los factores que causan estrés nocivo en las plantas, afectando su crecimiento y óptimo desarrollo (Passricha *et al.*, 2019). El sodio (Na^+), el boro (B^{3+}) y el cloro (Cl^-) son los iones más reconocidos por sus efectos tóxicos en las plantas. Representan un alto riesgo cuando se encuentra en altas concentraciones en el agua de riego, ya que al ser absorbidos e incorporados al sistema fisiológico de las plantas, pueden producir efectos negativos en la actividad enzimática, la inhibición de la fotosíntesis y alteraciones en otras funciones vitales (Piedra & González, 2013; Rodríguez *et al.*, 2019).

El grado de la afectación y daños dependen en gran medida de los márgenes de tolerancia de cada cultivo.

5.9.1. Sodio (Na^+)

Aunque de manera general, el sodio no es considerado como un nutriente esencial para el desarrollo de las plantas, puede llegar a cumplir ciertas funciones que lo catalogan

como un micronutriente esencial para un número limitado de plantas. Sin embargo, las altas concentraciones de este ion en el agua de riego o en la solución del suelo, implican un alto riesgo de causar efectos tóxicos en las plantas al ser absorbido ya que es acumulado principalmente en las hojas y los brotes, causando lesiones (Piedra & González, 2013). Esto representa un problema grave, en especial para los cultivos perenes como los árboles frutales, puesto que en un tiempo prolongado alcanzan niveles de sodio altamente tóxicos.

Algunos autores han sugerido márgenes de tolerancia para las concentraciones de sodio, que han sido de utilidad para indicar la idoneidad del agua de riego de acuerdo con su grado de toxicidad (Ayers & Westcot, 1985; Castellón-Gómez *et al.*, 2015; Hanson & Grattan, 2006).

Ayers y Westcot (1985) proponen dos clasificaciones para el agua de riego con respecto al contenido de sodio, una enfocada al riego superficial y la otra orientada al riego por aspersión. Para el riego superficial proponen tres categorías en las que indica los grados de restricción sobre su uso en el riego: a) ningún grado de restricción ($< 3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$), b) grado de restricción de leve a moderada ($3\text{-}9 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) y c) grado de restricción muy severa ($> 9 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$). La clasificación para riego por aspersión solo considera dos clases: a) ningún grado de restricción ($< 3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) y b) grado de restricción de leve a moderada ($> 3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$). Esta última se utilizó para clasificar las muestras de agua extraídas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

En el primer muestreo, las muestras de agua se distribuyeron en las dos categorías: “ningún grado de restricción” y “restricción leve a moderada”, de la siguiente manera: el 67% no tiene restricciones para su uso en el riego por aspersión y el 33% tienen una restricción de leve a moderada (Figura 83). En cuanto a las aguas extraídas en el segundo muestreo (Figura 84): el 22% puede usarse libremente en el riego por aspersión y el 78% estarían sujetas a restricciones de ligeras a moderadas. De acuerdo con dicha clasificación, se hace evidente que el agua del primer muestreo presenta una mejor calidad que las obtenidas en el segundo muestreo, este resultado es el esperado, debido a que sigue la misma tendencia que lo que ocurre con otras clasificaciones, prevaleciendo el efecto de la dilución en el primer muestreo, otro aspecto a considerar

es que en el segundo muestreo se recopilaron casi el doble de las muestras que el primero.

Durante la elaboración de los diagramas representados en la Figura 83 y Figura 84 se descartaron dos muestras que corresponden al manantial de aguas termales y la alberca el parque el “Borbollón”, debido a que sus concentraciones de sodio alcanzan un máximo de hasta $123 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$, excediendo la regularidad del agua del sistema hidrográfico en estudio.

En el primer muestreo (Figura 83), las concentraciones máximas de Na^+ se ubican en la desembocadura del río Santiago, en San Blas Nayarit ($12.82 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$) y en Laguna de Santa Maria del Oro, Nayarit ($9.16 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$). No obstante, en la zona intermedia del sistema hidrográfico, destacan 9 muestras que corresponden en su mayoría al Lago de Chapala y otras dos al río Lerma (Huanímaro y Tizapán el Alto), su concentración varía entre 5 a $6.77 \text{ mmol}_e \text{ Na L}^{-1}$, estos valores contrastan en cierta medida con la concentración promedio de $2.81 \text{ mmol}_e \text{ Na L}^{-1}$.

De acuerdo con el muestreo 2 (Figura 84), la máxima concentración de Na^+ se obtuvo del río Santiago, en Juanacatlán, Jalisco ($18.17 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$) y de dos estaciones de muestreo ubicadas en el río Lerma; cerca del parque “El Borbollón” en Temascalcingo ($17.42 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$) y en la carretera Toluca-Naucalpan ($12.03 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$). Las altas concentraciones de sodio contenidas en la muestra del río Santiago y de la estación de muestreo en la carretera Toluca-Naucalpan están influenciadas por las descargas de aguas residuales. En promedio las aguas del sistema hidrográfico del Lerma-Chapala-Santiago contienen $4.95 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$ de Na^+ .

En el Cuadro 44 se puede verificar la clasificación de cada una de las muestras con respecto a la concentración de sodio en el agua de riego, esta clasificación se enfoca específicamente para el riego por aspersión en ambos muestreos.

Ayers y Wescot (1985) señalan que una concentración de sodio superior a $3 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$ en el agua de riego es potencialmente tóxico para las plantas, sobre todo si la modalidad de riego es por aspersión, debido a que las plantas tienen la capacidad de absorber el Na^+ por medio de los poros de las hojas.

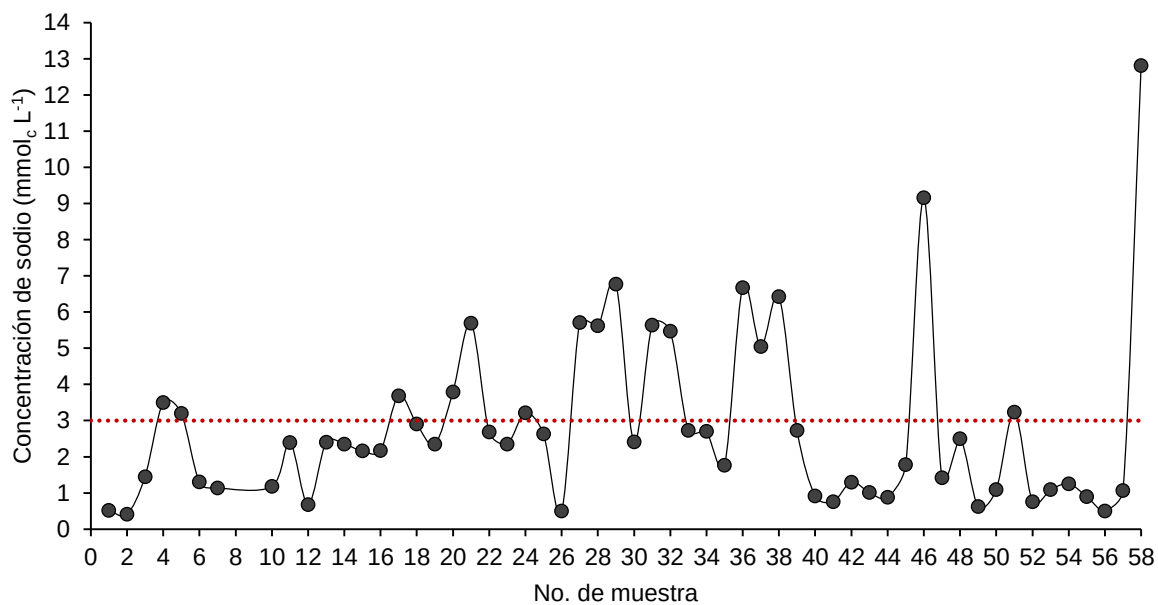


Figura 83. Concentración de Sodio en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.

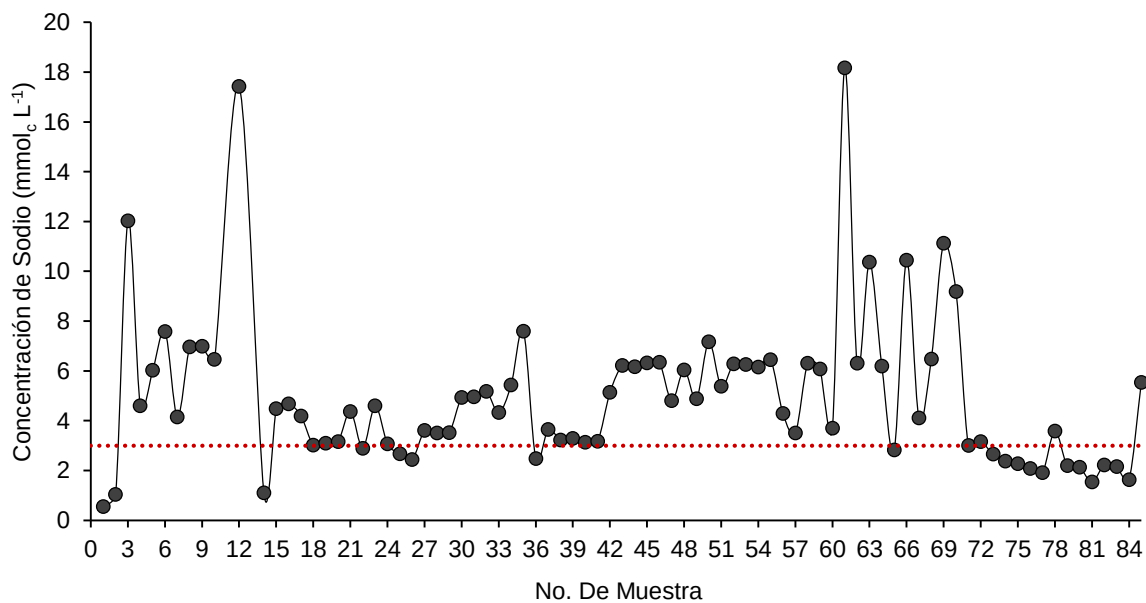


Figura 84. Concentración de Sodio en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, Segundo muestreo.

Cuadro 44. Clasificación de las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, con respecto a la concentración y toxicidad del sodio en el agua de riego por aspersión.

Primer muestreo			Segundo muestreo		
No	Sodio (mmol _c L ⁻¹)	Restricción para riego	No	Sodio (mmol _c L ⁻¹)	Restricción para riego
1	0.52	Sin restricción	1	0.55	Sin restricción
2	0.41	Sin restricción	2	1.04	Sin restricción
3	1.45	Sin restricción	3	12.03	Con restricción
4	3.5	Con restricción	4	4.59	Con restricción
5	3.2	Con restricción	5	6.02	Con restricción
6	1.31	Sin restricción	6	7.58	Con restricción
7	1.14	Sin restricción	7	4.15	Con restricción
8	122.86	Con restricción	8	6.96	Con restricción
9	123.12	Con restricción	9	6.98	Con restricción
10	1.18	Sin restricción	10	6.46	Con restricción
11	2.39	Sin restricción	11	121.46	Con restricción
12	0.68	Sin restricción	12	17.42	Con restricción
13	2.4	Sin restricción	13	116.21	Con restricción
14	2.35	Sin restricción	14	1.10	Sin restricción
15	2.16	Sin restricción	15	4.48	Con restricción
16	2.17	Sin restricción	16	4.67	Con restricción
17	3.69	Con restricción	17	4.19	Con restricción
18	2.91	Sin restricción	18	3.02	Con restricción
19	2.35	Sin restricción	19	3.09	Con restricción
20	3.79	Con restricción	20	3.16	Con restricción
21	5.69	Con restricción	21	4.37	Con restricción
22	2.69	Sin restricción	22	2.89	Sin restricción
23	2.35	Sin restricción	23	4.59	Con restricción
24	3.22	Con restricción	24	3.07	Con restricción
25	2.63	Sin restricción	25	2.67	Sin restricción
26	0.5	Sin restricción	26	2.44	Sin restricción
27	5.71	Con restricción	27	3.60	Con restricción
28	5.62	Con restricción	28	3.50	Con restricción
29	6.77	Con restricción	29	3.52	Con restricción
30	2.41	Sin restricción	30	4.93	Con restricción
31	5.64	Con restricción	31	4.95	Con restricción
32	5.47	Con restricción	32	5.18	Con restricción
33	2.73	Sin restricción	33	4.33	Con restricción
34	2.7	Sin restricción	34	5.43	Con restricción
35	1.77	Sin restricción	35	7.59	Con restricción
36	6.68	Con restricción	36	2.48	Sin restricción
37	5.05	Con restricción	37	3.65	Con restricción

Primer muestreo			Segundo muestreo		
No	Sodio (mmol _c L ⁻¹)	Restricción para riego	No	Sodio (mmol _c L ⁻¹)	Restricción para riego
38	6.43	Con restricción	38	3.22	Con restricción
39	2.73	Sin restricción	39	3.29	Con restricción
40	0.92	Sin restricción	40	3.13	Con restricción
41	0.76	Sin restricción	41	3.17	Con restricción
42	1.3	Sin restricción	42	5.13	Con restricción
43	1.01	Sin restricción	43	6.21	Con restricción
44	0.88	Sin restricción	44	6.16	Con restricción
45	1.78	Sin restricción	45	6.32	Con restricción
46	9.16	Con restricción	46	6.34	Con restricción
47	1.42	Sin restricción	47	4.80	Con restricción
48	2.5	Sin restricción	48	6.04	Con restricción
49	0.62	Sin restricción	49	4.88	Con restricción
50	1.09	Sin restricción	50	7.17	Con restricción
51	3.23	Con restricción	51	5.38	Con restricción
52	0.76	Sin restricción	52	6.28	Con restricción
53	1.09	Sin restricción	53	6.25	Con restricción
54	1.25	Sin restricción	54	6.15	Con restricción
55	0.9	Sin restricción	55	6.45	Con restricción
56	0.5	Sin restricción	56	4.29	Con restricción
57	1.07	Sin restricción	57	3.50	Con restricción
58	12.82	Con restricción	58	6.30	Con restricción
			59	6.08	Con restricción
			60	3.69	Con restricción
			61	18.17	Con restricción
			62	6.30	Con restricción
			63	10.36	Con restricción
			64	6.19	Con restricción
			65	2.82	Sin restricción
			66	10.44	Con restricción
			67	4.11	Con restricción
			68	6.47	Con restricción
			69	11.13	Con restricción
			70	9.19	Con restricción
			71	3.00	Con restricción
			72	3.16	Con restricción
			73	2.65	Sin restricción
			74	2.37	Sin restricción
			75	2.27	Sin restricción
			76	2.08	Sin restricción
			77	1.91	Sin restricción

Primer muestreo			Segundo muestreo		
No	Sodio (mmol _c L ⁻¹)	Restricción para riego	No	Sodio (mmol _c L ⁻¹)	Restricción para riego
			78	3.58	Con restricción
			79	2.19	Sin restricción
			80	2.13	Sin restricción
			81	1.54	Sin restricción
			82	2.22	Sin restricción
			83	2.16	Sin restricción
			84	1.63	Sin restricción
			85	5.54	Con restricción

5.9.2. Cloro (Cl⁻)

El ion Cl⁻ al igual que el ion Na⁺ es considerado un micronutriente esencial para las plantas, ya que participa en funciones vitales como: la actividad enzimática del citoplasma, la fotosíntesis y en la regulación de la turgencia y del pH (Piedra & González, 2013). Este ion normalmente es asimilado por las plantas como cloruro. Sin embargo, al ser absorbido y acumulado por los cultivos sensibles, puede causar efectos tóxicos, ocasionando daños en los tejidos que se observan como quemaduras en los márgenes de las hojas y lesiones necróticas.

Hanson & Grattan (2006) aseguran que las plantas sensibles sufren daños al llegar a concentraciones de cloruro superiores a un rango de 5 a 10 mmol_c L⁻¹ en el extracto de saturación, mientras que las plantas no sensibles pueden tolerar concentraciones de hasta 30 mmol_c L⁻¹. En este sentido, la utilización del agua de riego puede restringirse debido al riesgo de toxicidad por cloruros. Ayers & Westcot (1985) proponen dos diferentes clasificaciones de acuerdo con la aplicación del riego ya sea superficial o por aspersión. En este caso para el agua extraída del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago se clasificó de acuerdo con las especificaciones para riego superficial, en las que se establece que las aguas con valores menores de 4 mmol_c L⁻¹ no presentan ninguna restricción, las que se encuentran entre 4 a 10 mmol_c L⁻¹ requieren de medidas de restricción moderadas y aguas con valores superiores a 10 mmol_c L⁻¹ tienen un grado de restricción severo, por el alto riesgo de toxicidad por Cl⁻ en las plantas.

No obstante, el riego por aspersión implica un riesgo mayor, debido a que el cloro puede absorberse y acumularse en las hojas directamente, el valor de concentración de cloruros disueltos en el agua no requiere restricción si es menor de $3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$.

En las Figura 85 y Figura 86 se observa la tendencia de las concentraciones de los cloruros del muestreo 1 y muestreo 2 respectivamente, las líneas punteadas representan los límites de la clasificación propuesta por Ayers & Westcot (1985). En este respecto, se observa que prácticamente la totalidad de las muestras extraídas en septiembre del 2018 (Figura 85) poseen una concentración de cloruros por debajo de $4 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ esto indica que el agua no requiere medidas restrictivas sobre su uso, ya que, no implican un riesgo de toxicidad para las plantas, a excepción de las muestras correspondientes al lago cráter de Santa Maria del Oro y la conexión del río Santiago con el mar en San Blas, Nayarit, los cuales requieren restricciones moderadas si se desea emplear en el riego.

En el segundo muestreo realizado en junio del 2019 (Figura 86), se observa que la mayoría de las muestras no requieren restricción para su uso en el riego, debido a que presentan una concentración menor a $4 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, sin embargo, alrededor de 15 muestras tiende a ubicarse cerca de los límites de dicha clase, debido al incremento de la concentración de cloruros, esto revela que en temporada de estiaje o de escasas lluvias, el agua de estas estaciones de muestreo requerirán medidas de restricción ligeras sobre su uso en el riego. También, en esta clasificación resultaron ocho muestras con una restricción ligera y una más con restricción severa al exceder los $10 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, esta última muestra corresponde al río Santiago, en Atequiza, Juanacatlán.

En el Cuadro 45 se puede apreciar con mayor detalle la clasificación de las muestras del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago realizado con los parámetros de calidad del agua de Ayers & Westcot (1985), para ambos muestreos.

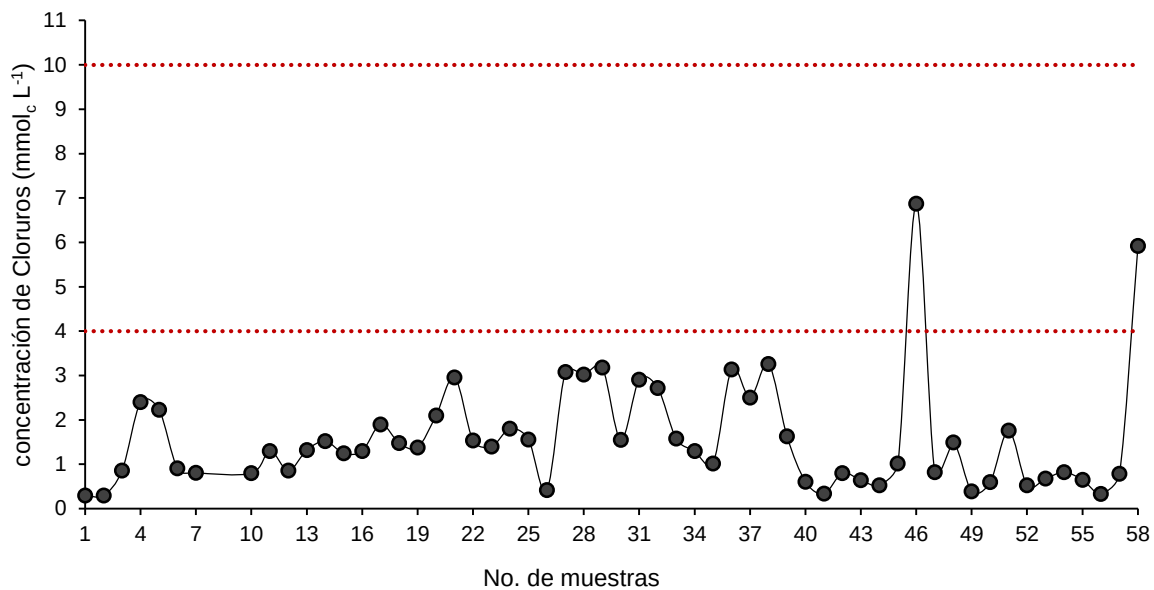


Figura 85. Concentración de Cloruros en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.

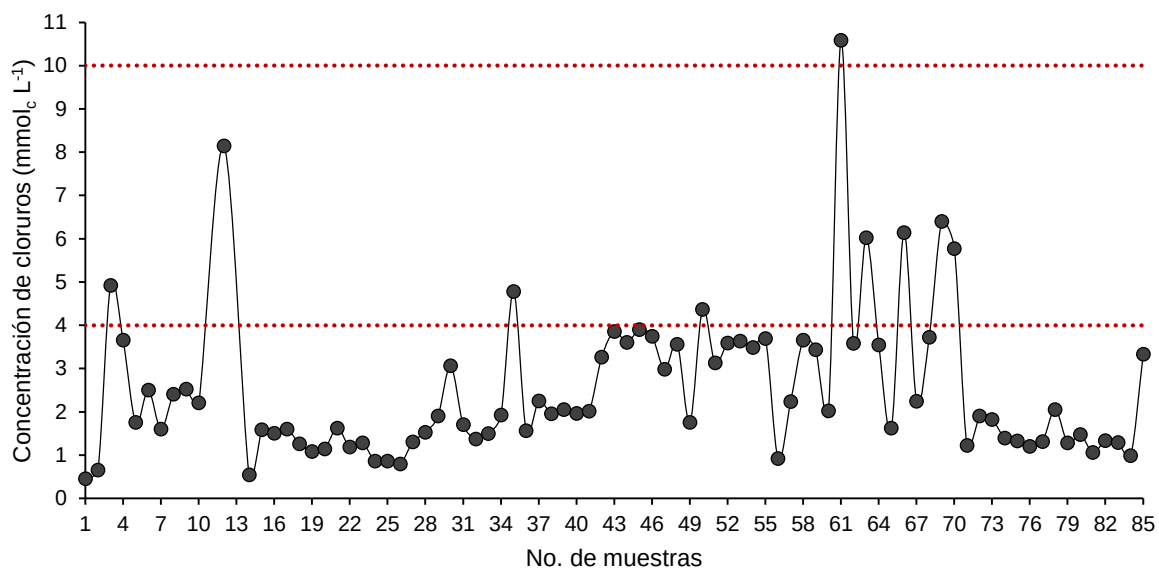


Figura 86. Concentración de Cloruros en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.

Cuadro 45. Restricción del uso del agua para riego con respecto al riesgo de toxicidad específica por cloruros (red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago).

Primer muestreo			Segundo muestreo		
No.	Cloruros (mmol _c L ⁻¹)	Restricción	No.	Cloruros (mmol _c L ⁻¹)	Restricción
1	0.30	Sin restricción	1	0.45	Sin restricción
2	0.30	Sin restricción	2	0.65	Sin restricción
3	0.86	Sin restricción	3	4.92	Ligera a moderada
4	2.40	Sin restricción	4	3.65	Sin restricción
5	2.23	Sin restricción	5	1.75	Sin restricción
6	0.91	Sin restricción	6	2.50	Sin restricción
7	0.81	Sin restricción	7	1.60	Sin restricción
8	78.13	Severa	8	2.40	Sin restricción
9	78.22	Severa	9	2.52	Sin restricción
10	0.80	Sin restricción	10	2.20	Sin restricción
11	1.30	Sin restricción	11	98.20	Severa
12	0.86	Sin restricción	12	8.14	Ligera a moderada
13	1.32	Sin restricción	13	95.25	Severa
14	1.52	Sin restricción	14	0.54	Sin restricción
15	1.25	Sin restricción	15	1.58	Sin restricción
16	1.30	Sin restricción	16	1.50	Sin restricción
17	1.90	Sin restricción	17	1.60	Sin restricción
18	1.48	Sin restricción	18	1.26	Sin restricción
19	1.38	Sin restricción	19	1.08	Sin restricción
20	2.10	Sin restricción	20	1.14	Sin restricción
21	2.96	Sin restricción	21	1.62	Sin restricción
22	1.54	Sin restricción	22	1.18	Sin restricción
23	1.40	Sin restricción	23	1.28	Sin restricción
24	1.80	Sin restricción	24	0.86	Sin restricción
25	1.56	Sin restricción	25	0.86	Sin restricción
26	0.42	Sin restricción	26	0.79	Sin restricción
27	3.08	Sin restricción	27	1.30	Sin restricción
28	3.02	Sin restricción	28	1.52	Sin restricción
29	3.18	Sin restricción	29	1.90	Sin restricción
30	1.55	Sin restricción	30	3.06	Sin restricción
31	2.91	Sin restricción	31	1.70	Sin restricción
32	2.72	Sin restricción	32	1.37	Sin restricción
33	1.58	Sin restricción	33	1.49	Sin restricción
34	1.30	Sin restricción	34	1.92	Sin restricción
35	1.02	Sin restricción	35	4.78	Ligera a moderada
36	3.14	Sin restricción	36	1.56	Sin restricción
37	2.50	Sin restricción	37	2.25	Sin restricción

Primer muestreo			Segundo muestreo		
No.	Cloruros (mmol _c L ⁻¹)	Restricción	No.	Cloruros (mmol _c L ⁻¹)	Restricción
38	3.26	Sin restricción	38	1.95	Sin restricción
39	1.63	Sin restricción	39	2.05	Sin restricción
40	0.61	Sin restricción	40	1.96	Sin restricción
41	0.34	Sin restricción	41	2.01	Sin restricción
42	0.80	Sin restricción	42	3.26	Sin restricción
43	0.64	Sin restricción	43	3.85	Sin restricción
44	0.53	Sin restricción	44	3.60	Sin restricción
45	1.02	Sin restricción	45	3.90	Sin restricción
46	6.87	Ligera a moderada	46	3.74	Sin restricción
47	0.82	Sin restricción	47	2.98	Sin restricción
48	1.49	Sin restricción	48	3.56	Sin restricción
49	0.39	Sin restricción	49	1.75	Sin restricción
50	0.60	Sin restricción	50	4.36	Ligera a moderada
51	1.76	Sin restricción	51	3.13	Sin restricción
52	0.53	Sin restricción	52	3.59	Sin restricción
53	0.68	Sin restricción	53	3.63	Sin restricción
54	0.82	Sin restricción	54	3.48	Sin restricción
55	0.65	Sin restricción	55	3.69	Sin restricción
56	0.33	Sin restricción	56	0.92	Sin restricción
57	0.79	Sin restricción	57	2.23	Sin restricción
58	5.92	Ligera a moderada	58	3.65	Sin restricción
			59	3.43	Sin restricción
			60	2.02	Sin restricción
			61	10.58	Severa
			62	3.58	Sin restricción
			63	6.02	Ligera a moderada
			64	3.54	Sin restricción
			65	1.62	Sin restricción
			66	6.14	Ligera a moderada
			67	2.24	Sin restricción
			68	3.72	Sin restricción
			69	6.40	Ligera a moderada
			70	5.77	Ligera a moderada
			71	1.22	Sin restricción
			72	1.90	Sin restricción
			73	1.82	Sin restricción
			74	1.39	Sin restricción
			75	1.32	Sin restricción
			76	1.20	Sin restricción
			77	1.31	Sin restricción

Primer muestreo			Segundo muestreo		
No.	Cloruros (mmol _c L ⁻¹)	Restricción	No.	Cloruros (mmol _c L ⁻¹)	Restricción
			78	2.05	Sin restricción
			79	1.28	Sin restricción
			80	1.47	Sin restricción
			81	1.06	Sin restricción
			82	1.33	Sin restricción
			83	1.29	Sin restricción
			84	0.98	Sin restricción
			85	3.33	Sin restricción

5.9.3. Boro

El boro es un micronutriente requerido por las plantas, pero puede ser potencialmente tóxico para los cultivos susceptibles en concentraciones ligeramente superiores a los niveles óptimos necesarios. La diversidad de cultivos y su variada tolerancia al boro han llevado al establecimiento de diferentes intervalos de toxicidad para los cultivos (Hanson & Grattan, 2006). En este sentido Pérez-Díaz *et al.* (2019) indican que la toxicidad por Boro en la mayoría de las plantas se presenta en concentraciones entre 1 y 2 mg L⁻¹ en el agua de riego. Por su parte, Ayers & Westcot (1985) advierten que una concentración igual o superior a 1 mg L⁻¹ podría representar riesgos de toxicidad, sin embargo, señalan que la cantidad esencial de boro para algunos cultivos es de 0.2 mg L⁻¹. Mancilla-Villa *et al.* (2014) coinciden en que los niveles tóxicos de boro para los cultivos como: los cítricos, frutales, frijol, brócoli y trigo es de 1 mg L⁻¹. Carrera-Villacrés *et al.* (2011) señala que los cultivos de sorgo y esparrago toleran concentraciones de hasta 4 mg L⁻¹ en la solución del suelo.

Ayers & Westcot (1985) establecieron grados de restricción para el uso del agua en el riego de acuerdo con distintos niveles de boro, donde las concentraciones por debajo de 0.7 mg L⁻¹ no suponen restricciones, pero para concentraciones entre 0.7 a 3 mg L⁻¹ se sugieren restricciones de ligeras a moderadas y concentraciones superiores a 3.0 mg L⁻¹ requieren restricciones severas. Por su parte, Doneen (1954) propuso otra clasificación, donde el nivel de boro menor a 0.5 mg L⁻¹ en el agua de riego se considera seguro para la mayoría de los cultivos, entre 0.5 a 2.0 mg L⁻¹ podrían ser dañinas para

ciertos cultivos y mayor a 2.0 mg L^{-1} podría ser considerada perjudicial para la mayoría de los cultivos, excepto para los más tolerantes.

En este trabajo se tomaron en cuenta ambos criterios arriba señalados para evaluar la calidad del agua con respecto a la concentración de boro y con ello determinar la idoneidad del agua del sistema hidrológico Lerma-Chapala-Santiago para su uso en el riego.

En la Figura 87 y Figura 88 se observan las clasificaciones realizadas para las aguas del primer y segundo muestreo, respectivamente, las líneas punteadas de color rojo representan los límites establecidos por la clasificación de Ayers y Westcot (1985) y las líneas punteadas azules indican los límites planteados por la clasificación de Doneen (1975).

De acuerdo con la clasificación de Ayers y Westcot (1985), en el primer muestreo, prácticamente todas las muestras pueden usarse en el riego de diversos cultivos sin ninguna restricción, a excepción de la muestra de agua extraída del lago cráter de Santa Maria del Oro, la cual contiene 0.74 mg L^{-1} de boro, lo que amerita una restricción de ligera a moderada para el riego de algunos cultivos, cabe destacar que la muestra correspondiente al Lago de Chapala, en San Juan Cosalá contiene 0.69 mg L^{-1} lo que la mantiene en el límite cercano a pasar de agua sin restricción a agua con una restricción de ligera a moderada por el riesgo de causar toxicidad en las plantas por boro.

Por otra parte, en el segundo muestreo (Figura 88), se observa que el contenido de boro en el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago aumento, todas las muestras poseen una concentración superior a 1.90 mg L^{-1} , lo que conlleva a que el 91% de las muestras tengan una restricción de ligera a moderada y el 9% (7 muestras) tengan una restricción severa sobre el uso del agua en el riego, entre estas muestras destacan las obtenidas de la Presa Santa Rosa, el río Santiago en San Cristóbal de la Barranca, el lago de Chapala en Villa Emiliano Zapata, el río Duero en Ibarra (Briseñas) y el lago de Chapala, Malecón de Mezcala.

De acuerdo con la clasificación de Doneen (1975), en el primer muestreo, 85% de las muestras son aguas seguras para el riego y 15% son posiblemente dañinas para ciertos

cultivos. En el segundo muestreo, se hace evidente el incremento en la concentración de boro en las aguas, ya que ninguna muestra es considerada segura para el riego al sobrepasar el límite de 0.5 mg L^{-1} . Por otra parte, 4% de las muestras se consideran posiblemente dañinas para algunos cultivos y 96% son insatisfactorias por el contenido de boro. Dentro de las muestras que se consideran posiblemente dañinas, destaca el manantial la Marquesa, la laguna Salazar, río Lerma en puente Batanes y Briseñas.

Las clasificaciones que se realizaron para ambos muestreos y para cada una de las muestras, se presentan con mayor detalle en los Cuadro 46 y

Cuadro 47, respectivamente.

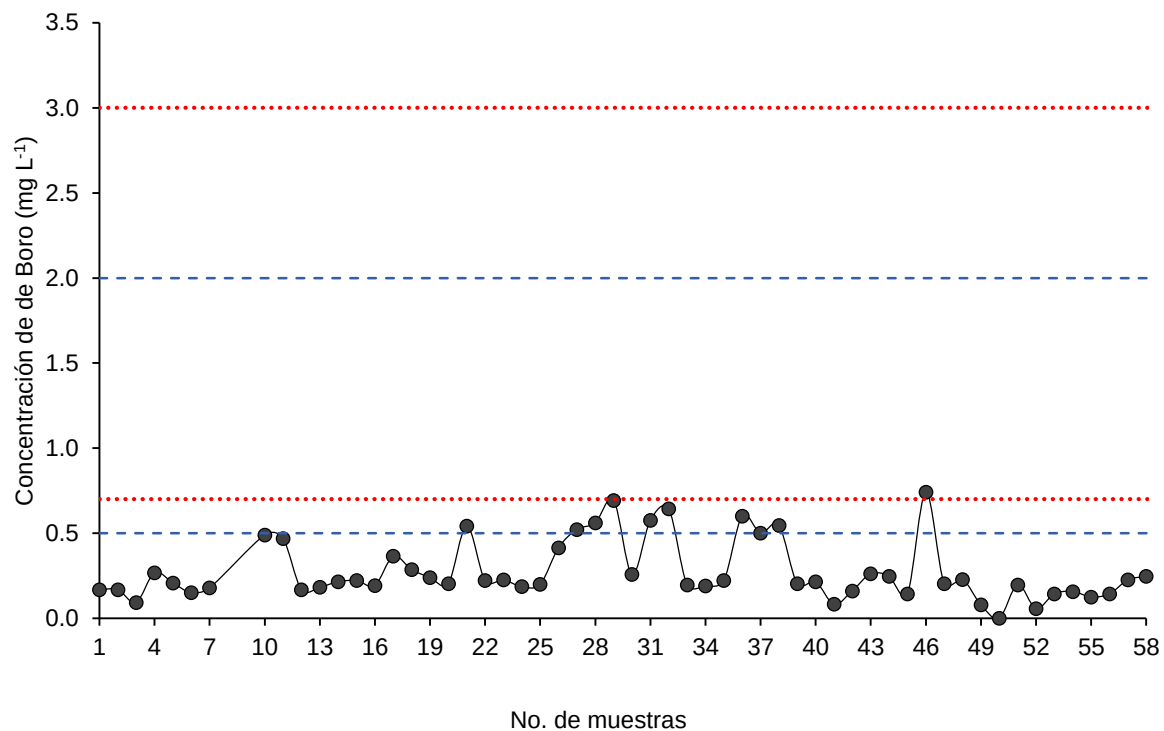


Figura 87. Concentración de Boro en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primer muestreo).

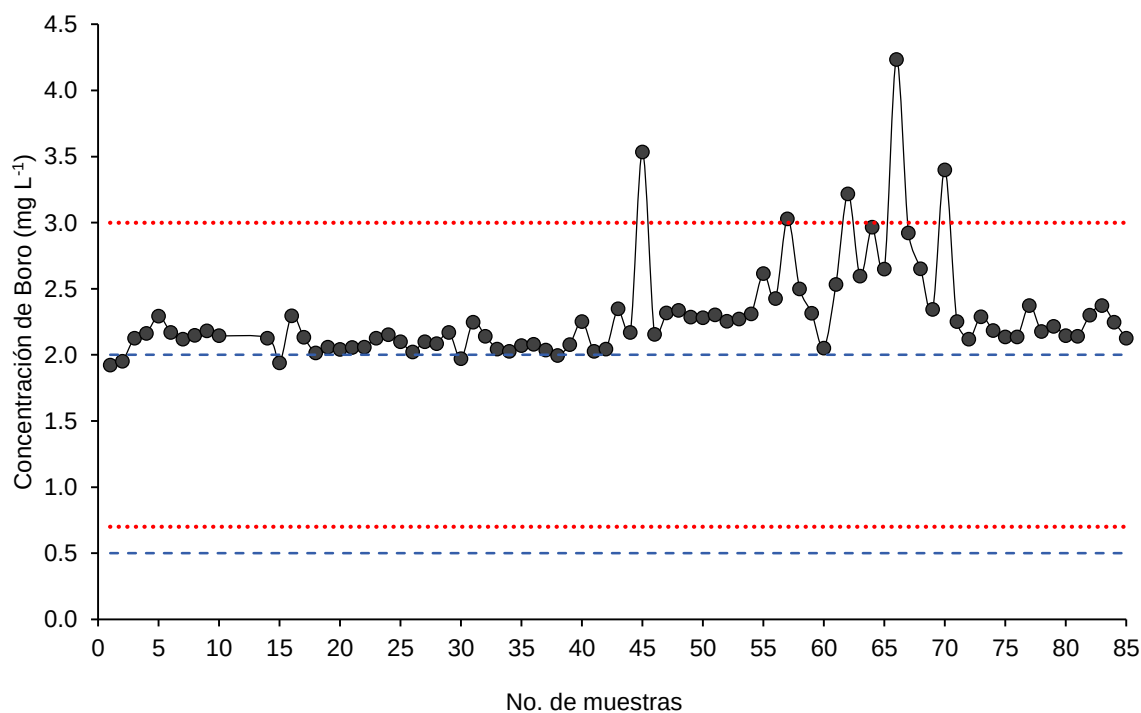


Figura 88. Concentración de Boro en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (segundo muestreo).

Cuadro 46. Riesgo a la toxicidad en cultivos por concentraciones de Boro en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.

No. De muestra	Boro (mg L ⁻¹)	Restricción para riego (Ayers y Westcot, 1985)	Tipo de agua (Doneen, 1975)
1	0.17	Sin restricción	adecuada
2	0.17	Sin restricción	adecuada
3	0.09	Sin restricción	adecuada
4	0.27	Sin restricción	adecuada
5	0.21	Sin restricción	adecuada
6	0.15	Sin restricción	adecuada
7	0.18	Sin restricción	adecuada
8	113.67	Severa	insatisfactoria
9	120.10	Severa	insatisfactoria
10	0.49	Sin restricción	adecuada
11	0.47	Sin restricción	adecuada
12	0.17	Sin restricción	adecuada
13	0.18	Sin restricción	adecuada
14	0.21	Sin restricción	adecuada
15	0.22	Sin restricción	adecuada
16	0.19	Sin restricción	adecuada
17	0.36	Sin restricción	adecuada
18	0.29	Sin restricción	adecuada

No. De muestra	Boro (mg L ⁻¹)	Restricción para riego (Ayers y Westcot, 1985)	Tipo de agua (Doneen, 1975)
19	0.24	Sin restricción	adecuada
20	0.20	Sin restricción	adecuada
21	0.54	Sin restricción	insatisfactoria
22	0.22	Sin restricción	adecuada
23	0.22	Sin restricción	adecuada
24	0.19	Sin restricción	adecuada
25	0.20	Sin restricción	adecuada
26	0.41	Sin restricción	adecuada
27	0.52	Sin restricción	insatisfactoria
28	0.56	Sin restricción	insatisfactoria
29	0.69	Sin restricción	insatisfactoria
30	0.26	Sin restricción	adecuada
31	0.57	Sin restricción	insatisfactoria
32	0.64	Sin restricción	insatisfactoria
33	0.20	Sin restricción	adecuada
34	0.19	Sin restricción	adecuada
35	0.22	Sin restricción	adecuada
36	0.60	Sin restricción	insatisfactoria
37	0.50	Sin restricción	adecuada
38	0.55	Sin restricción	insatisfactoria
39	0.20	Sin restricción	adecuada
40	0.21	Sin restricción	adecuada
41	0.08	Sin restricción	adecuada
42	0.16	Sin restricción	adecuada
43	0.26	Sin restricción	adecuada
44	0.25	Sin restricción	adecuada
45	0.14	Sin restricción	adecuada
46	0.74	Ligera a moderada	insatisfactoria
47	0.20	Sin restricción	adecuada
48	0.23	Sin restricción	adecuada
49	0.08	Sin restricción	adecuada
50	0.00	Sin restricción	adecuada
51	0.20	Sin restricción	adecuada
52	0.06	Sin restricción	adecuada
53	0.14	Sin restricción	adecuada
54	0.16	Sin restricción	adecuada
55	0.12	Sin restricción	adecuada
56	0.14	Sin restricción	adecuada
57	0.22	Sin restricción	adecuada
58	0.25	Sin restricción	adecuada

Cuadro 47. Riesgo por toxicidad a la concentración de Boro, en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.

No. De muestra	Boro (mg L ⁻¹)	Restricción para riego (Ayers y Westcot, 1985)	Tipo de agua (Doneen, 1975)
1	1.92	Ligera a moderada	posibles daños
2	1.95	Ligera a moderada	posibles daños
3	2.13	Ligera a moderada	insatisfactoria
4	2.16	Ligera a moderada	insatisfactoria
5	2.29	Ligera a moderada	insatisfactoria
6	2.17	Ligera a moderada	insatisfactoria
7	2.12	Ligera a moderada	insatisfactoria
8	2.15	Ligera a moderada	insatisfactoria
9	2.18	Ligera a moderada	insatisfactoria
10	2.14	Ligera a moderada	insatisfactoria
11	265.62	Severa	insatisfactoria
12	193.38	Severa	insatisfactoria
13	284.14	Severa	insatisfactoria
14	2.13	Ligera a moderada	insatisfactoria
15	1.94	Ligera a moderada	posibles daños
16	2.30	Ligera a moderada	insatisfactoria
17	2.13	Ligera a moderada	insatisfactoria
18	2.02	Ligera a moderada	insatisfactoria
19	2.06	Ligera a moderada	insatisfactoria
20	2.04	Ligera a moderada	insatisfactoria
21	2.06	Ligera a moderada	insatisfactoria
22	2.06	Ligera a moderada	insatisfactoria
23	2.13	Ligera a moderada	insatisfactoria
24	2.15	Ligera a moderada	insatisfactoria

No. De muestra	Boro (mg L ⁻¹)	Restricción para riego (Ayers y Westcot, 1985)	Tipo de agua (Doneen, 1975)
25	2.10	Ligera a moderada	insatisfactoria
26	2.02	Ligera a moderada	insatisfactoria
27	2.10	Ligera a moderada	insatisfactoria
28	2.09	Ligera a moderada	insatisfactoria
29	2.17	Ligera a moderada	insatisfactoria
30	1.97	Ligera a moderada	posibles daños
31	2.25	Ligera a moderada	insatisfactoria
32	2.14	Ligera a moderada	insatisfactoria
33	2.04	Ligera a moderada	insatisfactoria
34	2.03	Ligera a moderada	insatisfactoria
35	2.07	Ligera a moderada	insatisfactoria
36	2.08	Ligera a moderada	insatisfactoria
37	2.04	Ligera a moderada	insatisfactoria
38	2.00	Ligera a moderada	posibles daños
39	2.08	Ligera a moderada	insatisfactoria
40	2.25	Ligera a moderada	insatisfactoria
41	2.03	Ligera a moderada	insatisfactoria
42	2.04	Ligera a moderada	insatisfactoria
43	2.35	Ligera a moderada	insatisfactoria
44	2.17	Ligera a moderada	insatisfactoria
45	3.53	Severa	insatisfactoria
46	2.16	Ligera a moderada	insatisfactoria
47	2.32	Ligera a moderada	insatisfactoria
48	2.34	Ligera a moderada	insatisfactoria
49	2.29	Ligera a moderada	insatisfactoria
50	2.28	Ligera a moderada	insatisfactoria
51	2.30	Ligera a moderada	insatisfactoria
52	2.26	Ligera a moderada	insatisfactoria
53	2.27	Ligera a moderada	insatisfactoria
54	2.31	Ligera a moderada	insatisfactoria
55	2.62	Ligera a moderada	insatisfactoria
56	2.43	Ligera a moderada	insatisfactoria
57	3.03	Severa	insatisfactoria
58	2.50	Ligera a moderada	insatisfactoria
59	2.32	Ligera a moderada	insatisfactoria
60	2.05	Ligera a moderada	insatisfactoria
61	2.53	Ligera a moderada	insatisfactoria
62	3.22	Severa	insatisfactoria
63	2.60	Ligera a moderada	insatisfactoria
64	2.97	Ligera a moderada	insatisfactoria

No. De muestra	Boro (mg L ⁻¹)	Restricción para riego (Ayers y Westcot, 1985)	Tipo de agua (Doneen, 1975)
65	2.65	Ligera a moderada	insatisfactoria
66	4.23	Severa	insatisfactoria
67	2.92	Ligera a moderada	insatisfactoria
68	2.65	Ligera a moderada	insatisfactoria
69	2.34	Ligera a moderada	insatisfactoria
70	3.40	Severa	insatisfactoria
71	2.25	Ligera a moderada	insatisfactoria
72	2.12	Ligera a moderada	insatisfactoria
73	2.29	Ligera a moderada	insatisfactoria
74	2.19	Ligera a moderada	insatisfactoria
75	2.14	Ligera a moderada	insatisfactoria
76	2.14	Ligera a moderada	insatisfactoria
77	2.37	Ligera a moderada	insatisfactoria
78	2.18	Ligera a moderada	insatisfactoria
79	2.22	Ligera a moderada	insatisfactoria
80	2.14	Ligera a moderada	insatisfactoria
81	2.14	Ligera a moderada	insatisfactoria
82	2.30	Ligera a moderada	insatisfactoria
83	2.37	Ligera a moderada	insatisfactoria
84	2.25	Ligera a moderada	insatisfactoria
85	2.13	Ligera a moderada	insatisfactoria

5.10. Concentración de nitratos, fosfatos y silicatos en el agua de riego

El nitrógeno y el fósforo son nutrientes esenciales para el desarrollo óptimo de las plantas. Generalmente es necesario agregar estos macronutrientes en forma de fertilizantes para cubrir los requerimientos de los cultivos. Pérez-Díaz *et al.*(2019) menciona que el contenido de nitrógeno y fósforo en el agua de riego puede influir de manera positiva en los rendimientos de los cultivos, sin embargo, las concentraciones excesivas de estos elementos pueden inducir la eutrofización de los cuerpos de agua.

Por otra parte, conocer la concentración del silicio en el agua de riego, permite comprender los procesos de solubilización paulatina de silicio de los sistemas arcillosos de los suelos y tener una idea del grado de destrucción de su estructura, entre otros aspectos relevantes donde participa el silicio (Velazquez-Machuca, 2001). Los silicatos también son considerados como oligoelementos, que cumplen distintas funciones en el

metabolismo de las plantas para darles rigidez y resistencia contra diferentes factores estresantes como la salinidad, sodicidad, sequia, plagas, etc.

5.10.1. Nitrógeno (N-NO_3^-)

El nitrógeno es un nutriente indispensable para el desarrollo de las plantas (Fernández, 2006). Las formas de nitrógeno más fácilmente disponibles son el nitrato y el amonio, pero debido a su alta solubilidad, estos pueden ser lavados fácilmente de los suelos. Los riegos excesivos favorecen la reducción de los nitratos en amoníaco o nitrógeno elemental por la acción de los microorganismos desnitrificantes, este proceso reduce el suministro de nitrógeno asimilable en los suelos (Kovda *et al.*, 1973). Aunque las altas concentraciones de nitratos en el agua es un indicativo de contaminación por aguas residuales urbanas o por actividades agrícolas, el contenido de nitratos en el agua de riego contribuye de manera importante en la nutrición mineral de los cultivos, sin embargo, un exceso puede causar problemas en el rendimiento de algunos cultivos, debido a la estimulación excesiva del crecimiento, el retraso en la madurez o la producción agrícola de baja calidad. Los cultivos sensibles pueden verse afectados por concentraciones de N-NO_3 son superiores a 5 mg L^{-1} , mientras que otros cultivos no se ven afectados hasta que el nitrógeno supera los 30 mg L^{-1} (Ayers & Westcot, 1985).

De acuerdo con lo anterior, Ayers & Westcot (1985) han establecido que: concentraciones de N-NO_3 menores de 5 mg L^{-1} no necesita restricciones sobre su uso para riego, aguas con concentraciones entre 5 mg L^{-1} a 30 mg L^{-1} tienen restricciones de ligeras a moderadas y concentraciones superiores a 30 mg L^{-1} tienen restricciones severas. Aplicando este criterio, se encontró que prácticamente toda el agua obtenida en el primer muestreo del sistema hidrográfico del Lerma-Chapala-Santiago presentó una concentración por debajo de los 5 mg L^{-1} (Figura 89), por lo que no están sujetas a ninguna restricción para su uso en el riego, a excepción de la muestra de agua extraída del río Lerma en Ciudad Lerma, Estado de México, la cual presenta una concentración de 6.88 mg L^{-1} , esto se debe a una fuerte influencia de descargas de aguas de origen urbano-industrial, sin embargo, se puede usar en el riego con ligeras restricciones.

Aunque la mayoría de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago presentan una buena calidad con respecto al contenido de nitratos en el primer muestreo (septiembre del 2018). Este escenario tiende a cambiar ligeramente en los análisis del segundo muestreo (junio del 2019) el cual se aprecia en la Figura 90, donde el 86% no tienen restricciones para su uso en el riego, pero el 14% de las muestras restante tienen una concentración de N-NO_3 que oscila entre 5 a 18 mg L^{-1} . Las máximas concentraciones se encontraron en el río Lerma en las siguientes estaciones: pertenecen a las muestras obtenidas de: la presa derivadora Temascalcingo ($17.85 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3$), San Nicolás Solís ($15.39 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3$), el Vertedor José Antonio Álzate ($14.18 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3$) y en Ciudad Lerma ($9.91 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3$), todas pertenecen al río Lerma y se ubican en el Estado de México. El origen de las altas concentraciones de N-NO_3 es mayoritariamente doméstico-industrial provenientes de la zona metropolitana. También destaca la muestra extraída del río Lerma en La Piedad, Michoacán con una concentración de 10.62 mg L^{-1} de N-NO_3 .

En la Figura 90 se alcanza a apreciar claramente el contraste de concentraciones de nitratos entre el río Lerma y el río Santiago, el Lago de Chapala funge como una transición. Las descargas de aguas residuales de origen urbano industrial y la actividad agrícola tienen una mayor influencia en el río Lerma, sobre todo porque el sector industrial y zonas urbanas se han instalado cerca de su cauce. Asimismo, las altas concentraciones de nitratos en el agua del sistema hidrográfico se atribuyen al uso de fertilizantes en una amplia zona del bajío en Guanajuato, Michoacán y Jalisco. Las concentraciones más bajas se observan desde la muestra 50 correspondiente al río Santiago, a excepción de las muestras extraídas del Lago de Chapala (en Villa Emiliano Zapata), río Patitos y Presa La Yesca (CH).

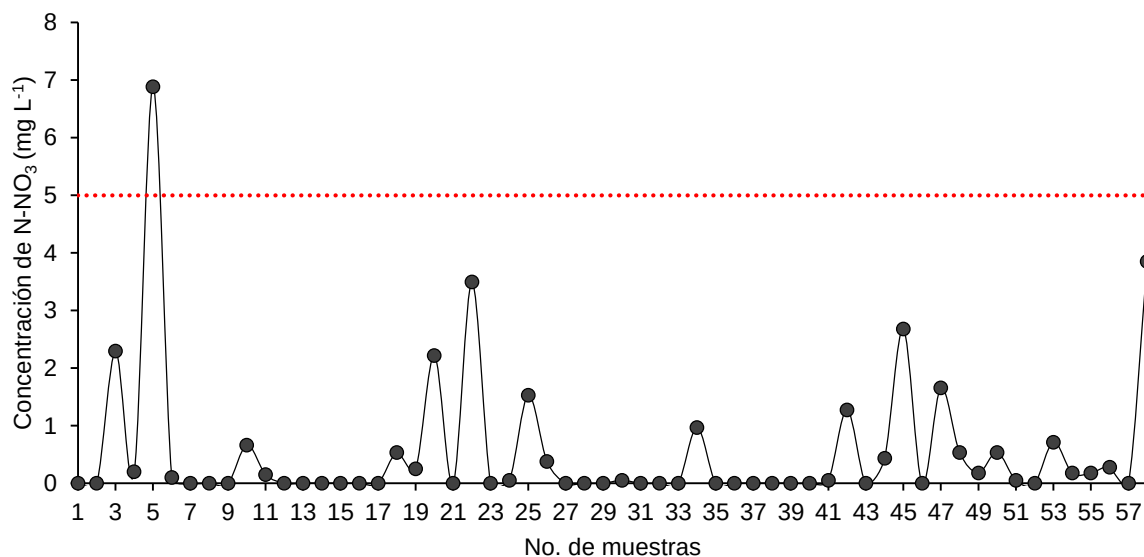


Figura 89. Concentración de nitrógeno de nitratos (N-NO₃) de las muestras de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.

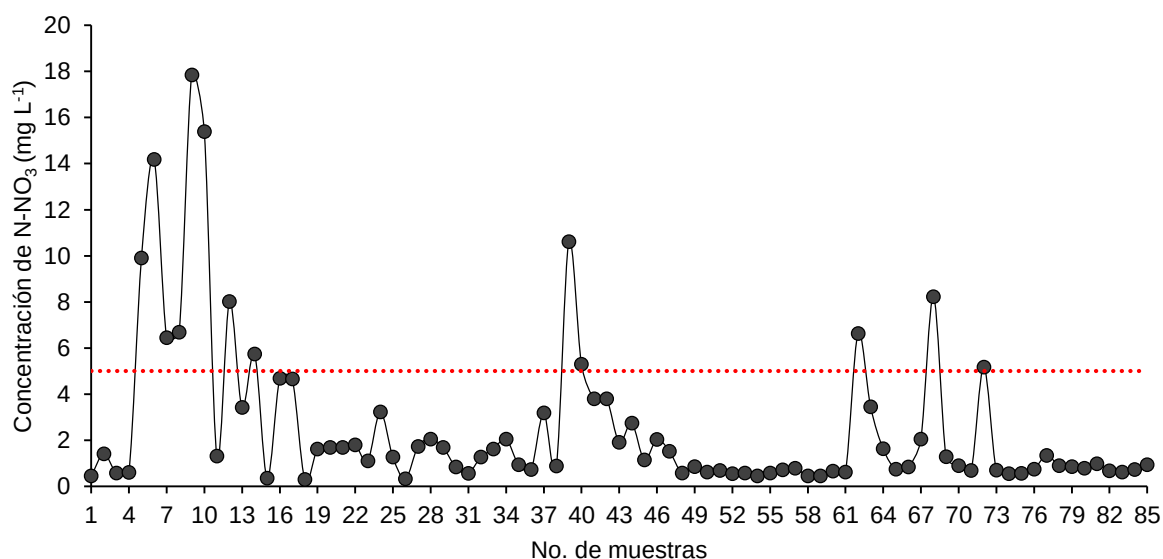


Figura 90. Concentración de nitrógeno de nitratos (N-NO₃) de las muestras de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.

Ayers & Westcot (1985) indican que la concentración de N-NO₃ en la mayoría de las aguas superficiales y subterráneas suele ser inferior a 5 mg L⁻¹. Por otro lado, las aguas residuales, especialmente de procesamiento de alimentos y fuentes domésticas, alcanzan valores entre 10 y 50 mg L⁻¹. Sin embargo, se han establecido otros márgenes de concentración de nitratos para indicar posibles problemas de eutrofización de los cuerpos de agua, el cual es uno de los problemas más frecuentes y que afecta en gran medida el equilibrio ecológico de los ecosistemas acuáticos. En el Cuadro 48 se puede

observar las concentraciones de N-NO_3 , analizadas en cada muestra de aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, para ambos muestreos.

5.10.2. Fósforo (P-PO_4^{3-})

Los fosfatos son sustancias solubles que las plantas necesitan para su desarrollo. Al igual que los nitratos son considerados como macronutrientes esenciales para lograr óptimos rendimientos en los cultivos. Sin embargo, el exceso de este nutriente en cuerpos de agua induce el crecimiento desmesurado de algas y otros organismos, provocando procesos de polución y eutroficación (Bolaños-Alfaro *et al.*, 2017; Lavie *et al.*, 2010; Ledesma *et al.*, 2013). La principal fuente de fósforo en las aguas residuales domésticas e industriales provienen comúnmente de los detergentes que contienen fosfato de sodio, de igual manera, la actividad agrícola genera importantes descargas de fosfatos a los cuerpos de agua, a través del lavado de fertilizantes fosfatados (Pérez-Díaz *et al.*, 2019).

El fósforo disuelto en los cuerpos de agua se encuentra principalmente como ortofosfato, estos se encuentran en bajas concentraciones en aguas superficiales poco perturbadas, por debajo de 0.1 mg L^{-1} (Hoffmann & Tarrisse, 2000). No obstante, Sharpley & Withers (1994) indican que una concentración superior a 0.05 mg L^{-1} puede considerarse propicia para la eutrofización.

Con respecto al agua de riego, Ayers & Westcot (1985) indican que se debe restringir el uso del agua cuando las concentraciones de fosfatos son superiores a 2 mg L^{-1} . De acuerdo con este criterio, en el primer muestreo (Figura 91) se puede confirmar que prácticamente todas las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago pueden usarse en el riego sin restricciones, a excepción de cuatro muestras que contienen el máximo nivel de fosfatos correspondientes a: la presa Santa Rosa (11.75 mg L^{-1}), el río Lerma en Chiconohuapán (3.44 mg L^{-1}), el río Lerma (puente La Piedad-Abasolo) (3.23 mg L^{-1}) y el río Lerma en Ciudad Lerma (3.12 mg L^{-1}), sin embargo, sobresale el nivel excesivo de fosfatos encontrados en la presa Santa Rosa, que se deben al aporte de las aguas residuales urbanas de la Zona Metropolitana de Guadalajara (ZMG). Cabe destacar que el nivel promedio de fosfatos en el sistema hidrográfico es de 0.92 mg L^{-1} .

Por otra parte, la tendencia de la concentración de fosfatos en el agua, obtenida en segundo muestreo, se observa en la Figura 92, donde 38% de las muestras presentan concentraciones que fluctúan entre 2.19 hasta 13.89 mg L⁻¹, sobrepasando los valores óptimos de fosfatos para el riego agrícola. De acuerdo con los criterios de Ayers & Westcot (1985) estas aguas tienen restricciones sobre su uso. Los valores máximos se encontraron principalmente en: el río Juchipila en San Cristóbal de la Barranca, el Lago de Chapala en Villa Emiliano Zapata (Tizapán el Alto, Jal.), el río Patitos, el dren del río Lerma en el puente Bordo (Pénjamo, Gto.) y en el río Santiago en El Salto en Juanacatlán, Jal. Las elevadas concentraciones presentes en las estaciones de muestreo anteriormente mencionadas se atribuyen a las descargas de aguas residuales de origen urbano-industrial, pero también se deben a la influencia de la intensa actividad agrícola que se lleva a cabo en la zona, en especial a los fertilizantes fosfatados. En el Cuadro 48, se presentan las concentraciones de fosfatos para cada una de las muestras.

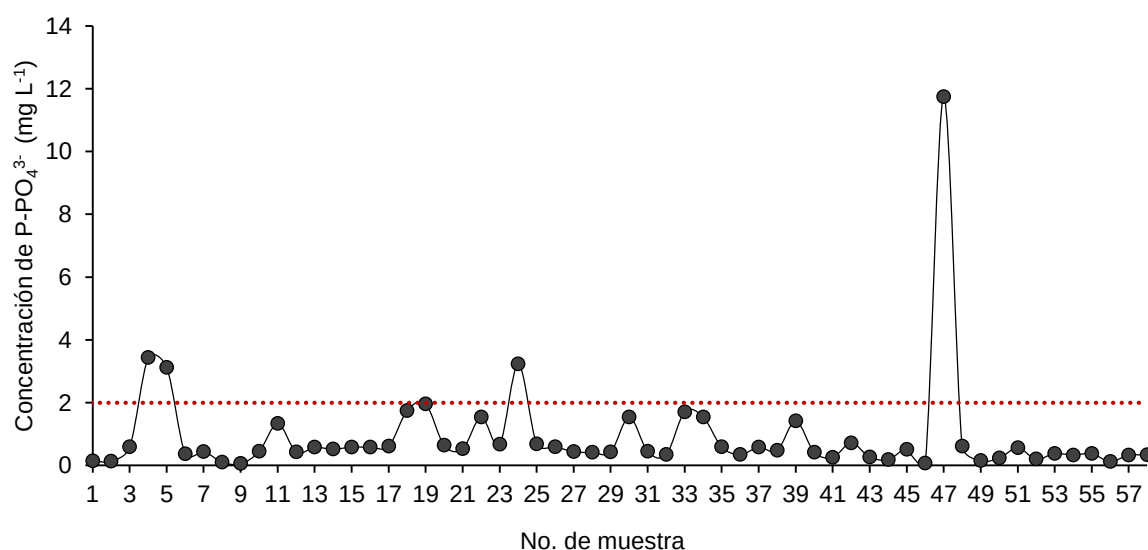


Figura 91. Concentración de fósforo de los fosfatos en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.

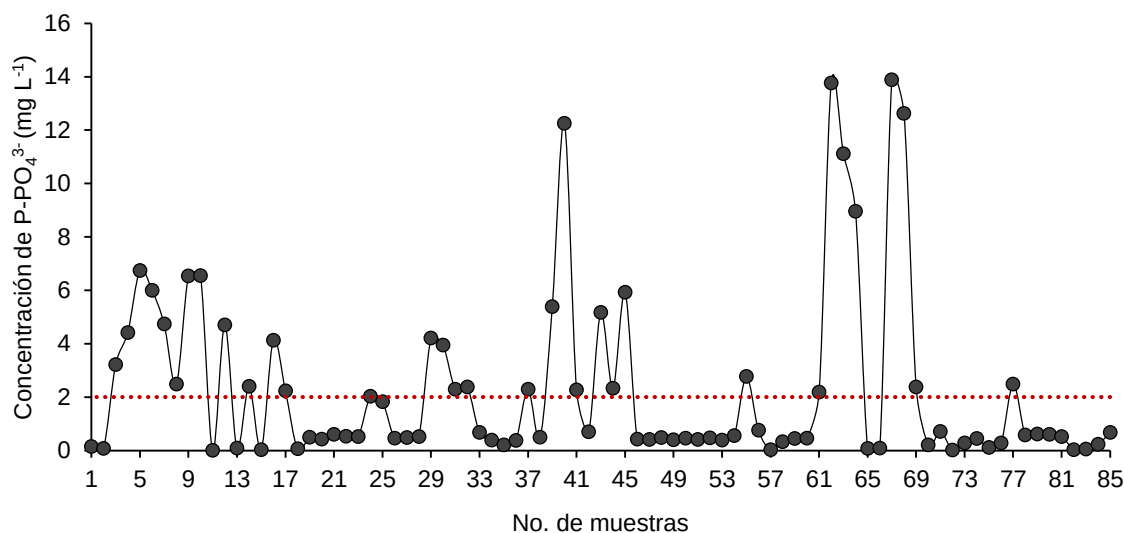


Figura 92. Concentración de fósforo de los fosfatos en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.

5.10.3. Silicio (SiO₂)

De acuerdo con Velazquez-Machuca (2001), la concentración del silicio en el agua de riego depende principalmente de los procesos de solubilización de silicio de los sistemas arcillosos de los suelos. La concentración media de silicio en las aguas superficiales normalmente es de 14 mg L⁻¹ y en las aguas subterráneas de 17 mg L⁻¹ (Davis ,1964). No obstante, los suelos y aguas alcalinos regularmente contienen desde 60 hasta 100 mg L⁻¹ de SiO₂.

Las concentraciones de este elemento en las aguas del sistema hidrológico Lerma-Chapala-Santiago, en el primer muestreo se mantienen regularmente entre un margen de 15 y 50 mg L⁻¹, la mínima concentración se obtuvo en la muestra 2 con 1.32 mg L⁻¹, mientras que las concentraciones más altas fueron de 80.41 y 78.10 mg L⁻¹ correspondientes a la Alberca y al manantial de aguas termales del parque “El borbollón”. El nivel más bajo de silicio se identificó en la muestra que corresponde a la Laguna Salazar con 1.32 mg L⁻¹. En el segundo muestreo, la mayoría de las aguas se mantienen en una regularidad entre 10 y 35 mg L⁻¹, sin embargo 8 muestras de agua superan los 52 mg L⁻¹ de SiO₂, manteniéndose en un rango de concentraciones de 52 hasta 71.74 mg L⁻¹ SiO₂.

En el Cuadro 48 se puede apreciar de manera detallada las concentraciones de SiO_2 en cada una de las muestras del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, para ambos muestreos, así como de las concentraciones de N-NO_3^- y P-PO_4^{3-} .

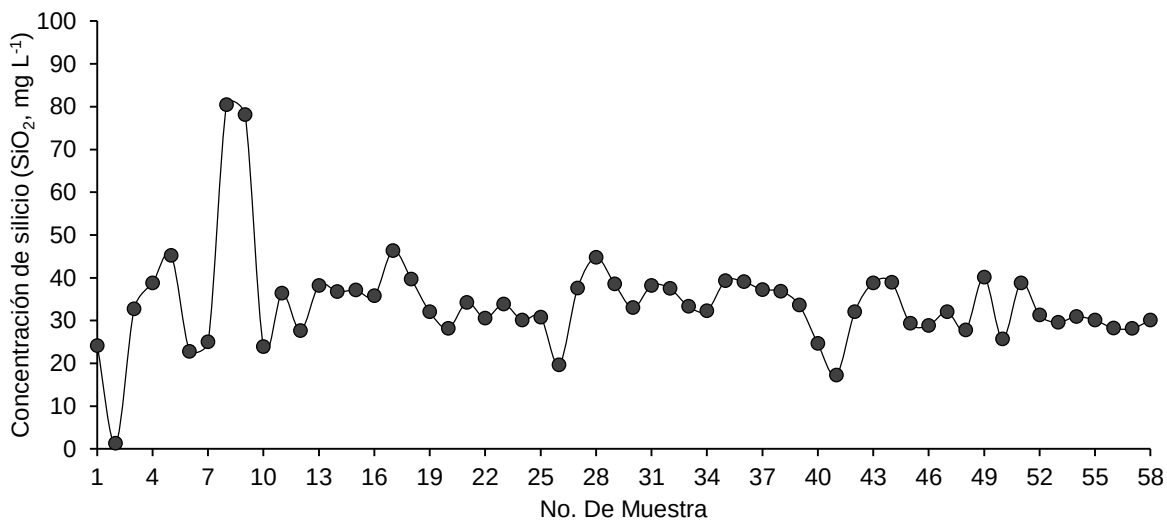


Figura 93. Concentración de silicio en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, primer muestreo.

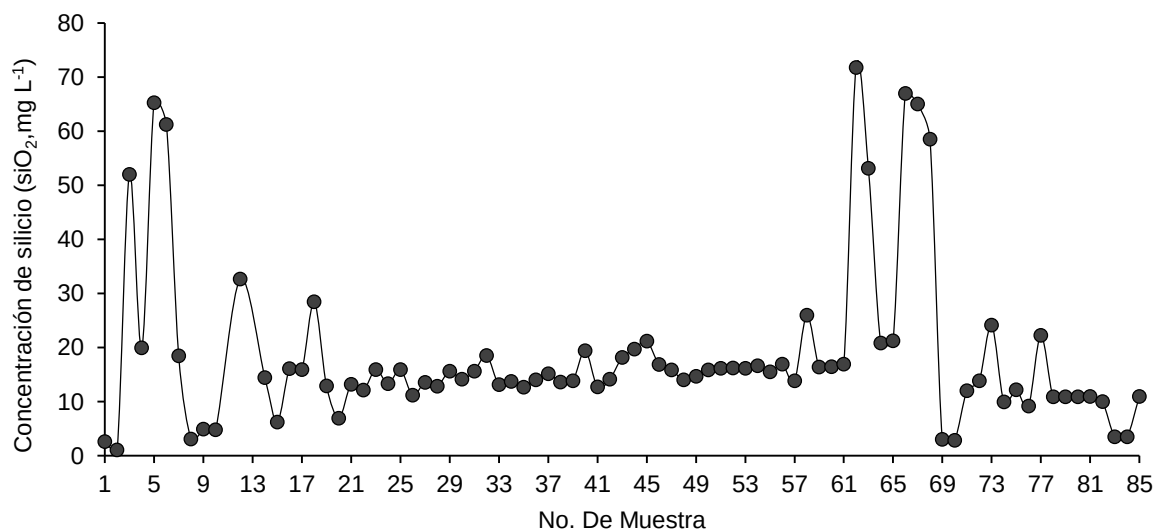


Figura 94. Concentración de silicio en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, segundo muestreo.

Cuadro 48. Concentración de N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} y SiO_2 de las aguas que circulan por el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago.

Primer muestreo				Segundo muestreo			
No. De Muestra	N-NO_3^- (mg L^{-1})	P-PO_4^{3-} (mg L^{-1})	SiO_2 (mg L^{-1})	No. De Muestra	N-NO_3^- (mg L^{-1})	P-PO_4^{3-} (mg L^{-1})	SiO_2 (mg L^{-1})
1	0.00	0.15	24.13	1	0.45	0.15	2.62
2	0.00	0.14	1.32	2	1.41	0.09	1.09
3	2.29	0.59	32.75	3	0.58	3.22	52.03
4	0.20	3.44	38.81	4	0.61	4.42	19.93
5	6.88	3.12	45.24	5	9.91	6.74	65.25
6	0.10	0.37	22.80	6	14.18	6.01	61.21
7	0.00	0.44	24.98	7	6.45	4.74	18.46
8	0.00	0.10	80.41	8	6.69	2.49	3.07
9	0.00	0.06	78.10	9	17.85	6.54	4.92
10	0.66	0.45	23.89	10	15.39	6.56	4.82
11	0.15	1.33	36.38	11	1.32	0.01	1540.11
12	0.00	0.43	27.65	12	8.03	4.70	32.69
13	0.00	0.58	38.20	13	3.43	0.10	1647.84
14	0.00	0.52	36.75	14	5.75	2.41	14.45
15	0.00	0.59	37.11	15	0.36	0.04	6.24
16	0.00	0.59	35.78	16	4.69	4.13	16.11
17	0.00	0.61	46.33	17	4.66	2.24	15.92
18	0.54	1.75	39.66	18	0.30	0.07	28.45
19	0.25	1.96	32.02	19	1.62	0.51	12.93
20	2.22	0.64	28.14	20	1.69	0.44	6.95
21	0.00	0.53	34.20	21	1.69	0.61	13.22
22	3.49	1.54	30.56	22	1.80	0.54	12.14

Primer muestreo				Segundo muestreo			
No. De Muestra	N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	P-PO ₄ (mg L ⁻¹)	SiO ₂ (mg L ⁻¹)	No. De Muestra	N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	P-PO ₄ (mg L ⁻¹)	SiO ₂ (mg L ⁻¹)
23	0.00	0.68	33.84	23	1.11	0.52	15.92
24	0.05	3.23	30.08	24	3.23	2.04	13.32
25	1.53	0.69	30.81	25	1.27	1.83	15.92
26	0.38	0.60	19.65	26	0.33	0.47	11.21
27	0.00	0.44	37.60	27	1.74	0.48	13.56
28	0.00	0.42	44.75	28	2.05	0.53	12.88
29	0.00	0.43	38.57	29	1.69	4.21	15.62
30	0.05	1.54	32.99	30	0.84	3.95	14.15
31	0.00	0.45	38.20	31	0.57	2.30	15.62
32	0.00	0.35	37.48	32	1.27	2.38	18.51
33	0.00	1.71	33.35	33	1.62	0.68	13.12
34	0.97	1.54	32.26	34	2.05	0.40	13.71
35	0.00	0.59	39.29	35	0.94	0.22	12.68
36	0.00	0.35	39.05	36	0.73	0.38	14.01
37	0.00	0.58	37.23	37	3.19	2.30	15.18
38	0.00	0.48	36.87	38	0.88	0.50	13.61
39	0.00	1.42	33.59	39	10.62	5.40	13.86
40	0.00	0.42	24.62	40	5.30	12.26	19.44
41	0.05	0.26	17.22	41	3.80	2.27	12.73
42	1.27	0.72	32.02	42	3.80	0.70	14.15
43	0.00	0.27	38.81	43	1.92	5.17	18.17
44	0.43	0.18	38.93	44	2.74	2.33	19.69
45	2.68	0.52	29.35	45	1.15	5.92	21.20
46	0.00	0.07	28.86	46	2.04	0.43	16.89
47	1.66	11.75	32.02	47	1.53	0.42	15.87
48	0.54	0.61	27.77	48	0.58	0.49	14.05
49	0.18	0.15	40.14	49	0.85	0.40	14.69
50	0.54	0.23	25.71	50	0.63	0.47	15.87
51	0.05	0.56	38.81	51	0.69	0.42	16.16
52	0.00	0.20	31.29	52	0.55	0.48	16.21
53	0.71	0.38	29.59	53	0.58	0.40	16.16
54	0.18	0.33	30.93	54	0.45	0.56	16.65
55	0.18	0.38	30.08	55	0.58	2.78	15.52
56	0.28	0.13	28.26	56	0.72	0.76	16.94
57	0.00	0.33	28.14	57	0.79	0.04	13.88
58	3.85	0.34	30.08	58	0.45	0.33	26.00
				59	0.45	0.45	16.40
				60	0.66	0.46	16.45
				61	0.63	2.19	16.94
				62	6.63	13.76	71.74

Primer muestreo				Segundo muestreo			
No. De Muestra	N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	P-PO ₄ (mg L ⁻¹)	SiO ₂ (mg L ⁻¹)	No. De Muestra	N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	P-PO ₄ (mg L ⁻¹)	SiO ₂ (mg L ⁻¹)
				63	3.46	11.12	53.13
				64	1.63	8.96	20.86
				65	0.75	0.08	21.25
				66	0.84	0.09	66.97
				67	2.05	13.89	65.01
				68	8.24	12.62	58.52
				69	1.29	2.39	3.04
				70	0.90	0.22	2.88
				71	0.69	0.72	12.00
				72	5.18	0.02	13.86
				73	0.70	0.29	24.14
				74	0.55	0.45	9.94
				75	0.57	0.11	12.19
				76	0.75	0.28	9.21
				77	1.35	2.49	22.28
				78	0.90	0.59	10.87
				79	0.85	0.62	10.92
				80	0.79	0.60	10.92
				81	0.99	0.53	10.97
				82	0.67	0.03	9.99
				83	0.63	0.06	3.50
				84	0.73	0.24	3.51
				85	0.94	0.68	10.97

5.11. Formación de sales hipotéticas

La formación de sales en los suelos depende de las condiciones climáticas que regulan el ciclo de lluvias, la temperatura y el intemperismo de los materiales geológicos, entre otros factores. Cabe señalar que en las prácticas agrícolas, por medio del riego se ingresan sales que a través del tiempo y adicionalmente a las condiciones indicadas pueden llegar a provocar problemas de salinización.

Los efectos de la salinidad en los suelos y las plantas tienden a variar de acuerdo con el tipo de sal que predomina y las condiciones ambientales del sitio. En los suelos, los efectos más reconocidos son la pérdida de la estructura y la disminución de la permeabilidad. Por otra parte, en las plantas se puede llegar a presentar bajo rendimiento, deficiencia en el desarrollo y problemas de toxicidad. Por ello, es importante

conocer la composición iónica de las aguas usadas en el riego y la formación hipotética de sales, para predecir los posibles efectos y finalmente contrarrestarlos con medidas preventivas de salinidad y sodicidad de los suelos. Por ejemplo, el cloruro de sodio (NaCl) tiende a dañar el embrión debido a su toxicidad, por lo que afecta la germinación de las semillas. Además, esta toxicidad reduce la biomasa fresca y la biomasa seca de las plántulas y también afecta el crecimiento de las plantas en etapas posteriores (Passricha *et al.*, 2019).

Se realizó el cálculo de la formación de las sales hipotéticas del agua de la red hidrográfica Lerma-Santiago-Chapala. En las Figura 95 y Figura 96 se aprecian las sales hipotéticas que podrían formarse a partir de las concentraciones iónicas de las muestras de agua tanto para el primer muestreo, como para el segundo muestreo respectivamente. La concentración de cada una de las sales hipotéticas se encuentra representada por el área entre los márgenes de cada sal. En el diagrama del primer muestreo (Figura 95) se aprecia con facilidad la predominancia del NaCl y el NaHCO_3 por sobre el resto de las sales. Mientras que en el diagrama de las sales hipotéticas del segundo muestreo (Figura 96) no se hace tan evidente la predominancia de alguna sal, esto puede deberse a la variación de las condiciones ambientales que se presentaron en la toma de muestras en comparación con el primer muestreo. Puesto que el primer muestreo estuvo regido por la dilución, causada por abundantes lluvias, en contraste con el segundo muestreo donde las altas concentraciones, evidencian la poca agua de lluvia acumulada en el sistema.

Cabe señalar, que en ambos muestreos no se consideraron las muestras tomadas en el parque el Borbollón, las cuales presentaron concentraciones superiores al resto de los sitios de muestreo, por lo que se omitieron en la elaboración de los diagramas.

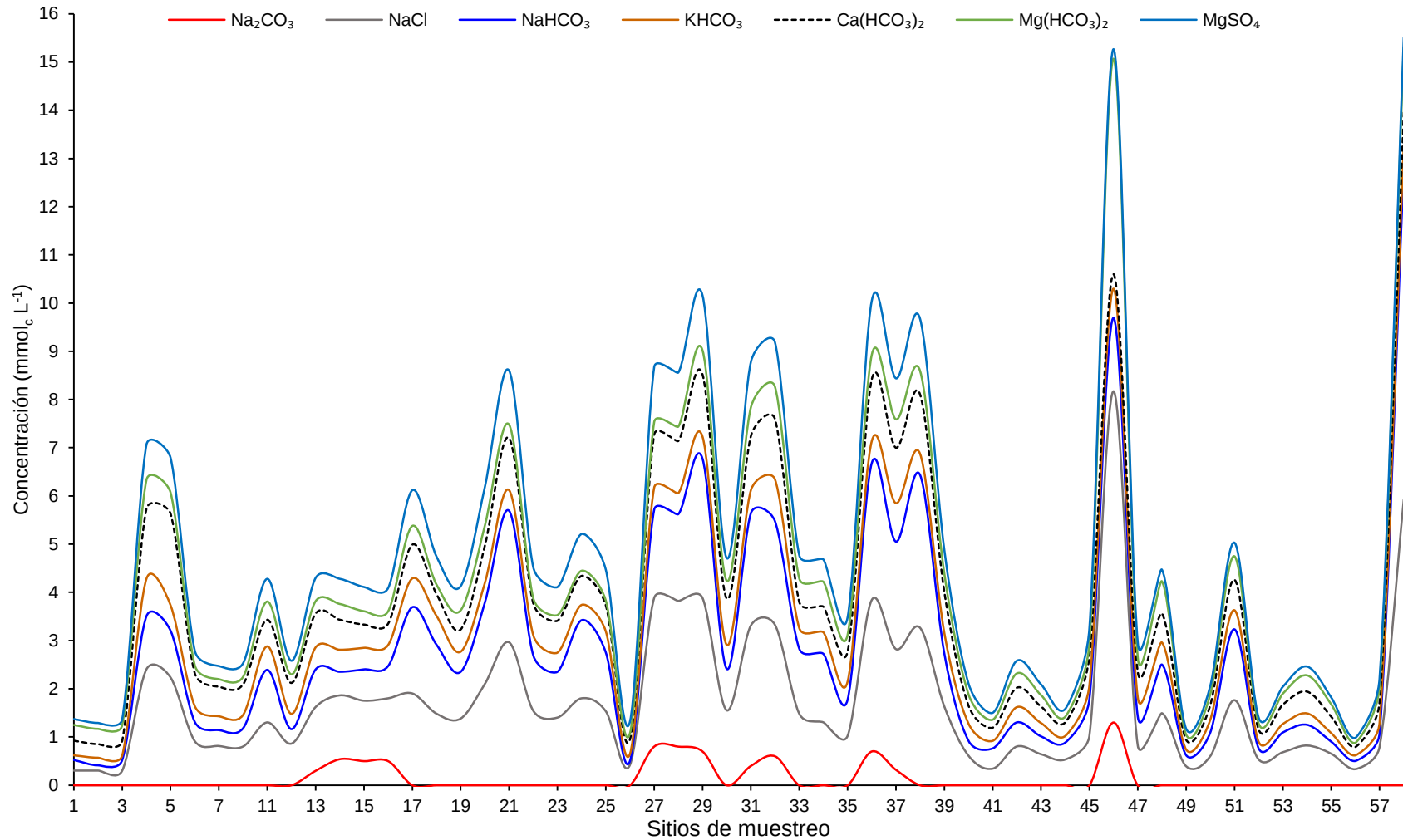


Figura 95. Formación de las sales hipotéticas en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, muestreo 1: septiembre, 2018.

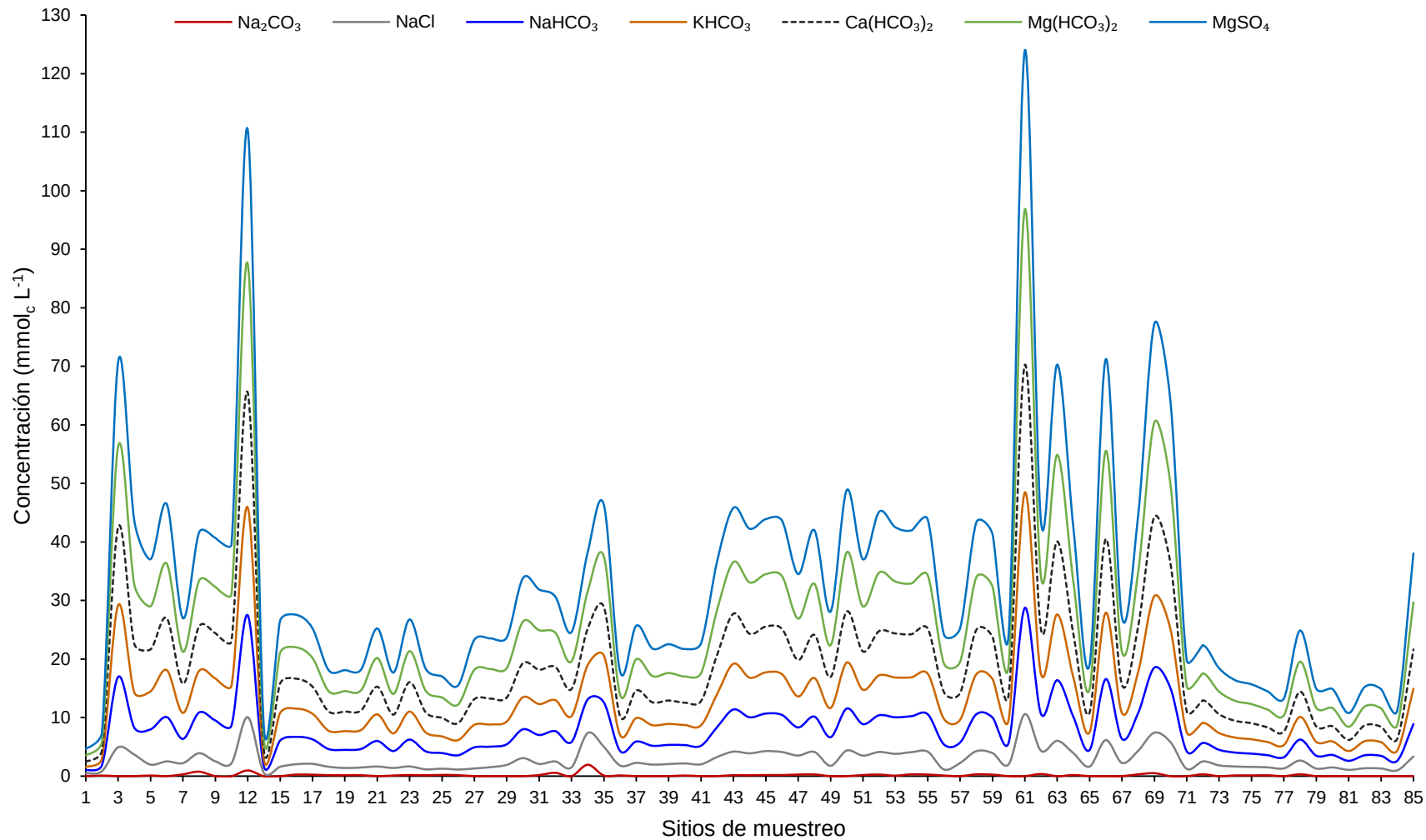


Figura 96. Formación de las sales hipotéticas en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, muestreo 2: mayo-junio, 2019.

VI. CONCLUSIONES

1. En el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago predominan los iones bicarbonato (HCO_3^-) y sodio (Na^+), lo que permite definir estas aguas como bicarbonatado-sódicas.
2. Las sales hipotéticas que predominan en el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago son el cloruro de sodio (NaCl) y bicarbonato de sodio (NaHCO_3). $\text{NaCl} > \text{NaHCO}_3$.
3. En el primer muestreo, el 76% del agua presentó una $\text{CE} < 750 \mu\text{S cm}^{-1}$, lo que indica que estas aguas representan un riesgo de salinidad de medio a bajo. Sin embargo, en el segundo muestreo, el 58% posee una $\text{CE} < 750 \mu\text{S cm}^{-1}$.
4. Los valores de la fuerza iónica, de la relación funcional $M \text{ L}^{-1} = \alpha f(\text{CE})$, para el primer muestreo fue de $\alpha = 0.0119$, y para el segundo muestreo fue de $\alpha = 0.0112$.
5. Los valores de la RAS ($\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$, en sus diferentes formulaciones, por ejemplo, para la muestra 62 fueron de: $\text{RAS}_{\text{or}} = 5.31$, $\text{RAS}_{\text{aj}} = 7.70$, $\text{RAS}_{\text{corr}} = 5.47$, y $\text{RAS}_{\text{CROSS(op)}} = 11.22$.
6. Los alcances del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) de acuerdo con la relación funcional $\text{PSI} = \alpha f(\text{RAS})$, para un valor determinado de $\text{RAS}_{\text{or}} = 5.0 (\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$; el PSI para $K_G = 0.007244$ fue de 2.69, $K_G = 0.00118610$ fue de 3.72, $K_G = 0.014113$ fue de 4.12 y $K_G = 0.016899$ fue de 4.58 respectivamente.
7. El conocimiento de un conjunto de valores de PSI, tanto extremos como intermedios, permite determinar diferentes dosis de mejorador de sulfato de calcio ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

VII. RECOMENDACIONES

1. Se propone, que con respecto a la utilización de la relación de adsorción de sodio (RAS), en sus diferentes formulaciones físico-químicas: RAS_{or} , RAS_{aj} , RAS_{corr} y RAS_{CROSS} , se calculen los valores correspondientes para cada formulación, y con la utilización de la relación funcional $PSI = \alpha f(RAS)$ se obtenga un conjunto de valores tanto extremos como intermedios del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en los suelos.
2. Estas evaluaciones de la relación de adsorción de sodio (RAS) deben llevarse a cabo durante los levantamientos de caracterización físico-químicas de las aguas que circulan en las diferentes redes hidrográficas de las diferentes cuencas de México.

VIII. LITERATURA CITADA

- Adams, F. (1971). Ionic concentrations and activities in soil solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 35(3), 420–426.
- Adin, A., & Asano, T. (1998). The role of physical-chemical treatment in wastewater reclamation and reuse. *Water Science Technology*, 37(10), 79–90.
- Allison, L. E. (1964). Salinity in relation to irrigation. In A.G. Norman (eds.), *Advances in Agronomy* (Vol. 16, pp. 139-180). New York, E.U.A: Academic Press.
- Alva, A. K., Sumner, M. E., & Miller, W. P. (1991). Relationship between ionic strength and electrical conductivity for soil solutions. *Soil Science*, 152(4), 239–242.
- APHA. (1998). *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (20 edition). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. Washington, D. C., USA. 1035 pp.
- Arienzo, M., Christen, E. W., Quayle, W., & Kumar, A. (2009). A review of the fate of potassium in the soil plant system after land application of wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2–3), 415–422.
- Assouline, S., & Narkis, K. (2011). Effects of long-term irrigation with treated wastewater on the hydraulic properties of a clayey soil. *Water Resources Research*, 47(8), 1–12.
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture*. FAO Irrigation and drainage paper 29 Rev. 1, Roma, 176 p.
- Avelar, R. J. (2021). *Indices de Salinidad y de sodicidad en las aguas residuales del alto y bajo Pánuco*. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados, Texcoco, México. 227 p.
- Badaut, D., & Risacher, F. (1983). Authigenic smectite on diatom frustules in Bolivian saline lakes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 47(3), 363–375.
- Bajwa, M. S., Choudhary, O. P., & Josan, A. S. (1992). Effect of continuous irrigation with sodic and saline-sodic waters on soil properties and crop yields under cotton-wheat rotation in northwestern India. *Agricultural Water Management*, 22(4), 345–356.
- Bakalowicz, M. (1994). *Water Geochemistry : Water Quality and Dynamics*. In: Stanford J, Gibert J, Danielopol D (eds) *Groundwater ecology*. Academic Press, pp 97–127.
- Basto, H. S., & Plazas-tuttle, J. (2022). Evaluación de la adsorción de fosfato en solución usando bentonita modificada con Fe (III). *Facultad de Ingenieria, Universidad de Los Andes*, 1–16.
- Bedbabis, S., Ben-Rouina, B., Boukhris, M., & Ferrara, G. (2014). Effect of irrigation with treated wastewater on soil chemical properties and infiltration rate. *Journal of Environmental Management*, 133, 45–50.

- Blanco, C. M., & Castro, A. B. (2007). El muestreo en la investigación cualitativa. *Revista Científica de enfermería*, (27), 1–4.
- Bojórquez, I., Nájera, O., Hernández, A., Flores, F., González, A., García, D., & Madueño, A. (2006). Particularidades de formación y principales suelos de la Llanura Costera Norte del Estado de Nayarit, México. *Cultivos Tropicales*, 27(4), 19–26.
- Bolaños-Alfaro, J. D., Cordero-Castro, G., & Segura-Araya, G. (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Tecnología En Marcha*, 30(4), 15–27.
- Bower, C. A., Wilcox, L. V., Akin, G. W., & Keyes, M. G. (1965). An index of the tendency of CaCO_3 to precipitate from irrigation waters. *Soil Science Society of America Journal*, 29 (1), 91–92.
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2002). *The Nature and Properties of Soils* (13^a ed.). New Jersey: Prentice Hal, 960 pp.
- Burbano, G. M., & Figueroa, C. A. (2015). Variabilidad espacio-temporal de aniones (SO_4^{2-} y Cl^-) en el agua lluvia de Popayán, Colombia. *Rev. ing. univ. Medellín*, 14(26), 13–27.
- Can-Chulim, Á., Ramírez- Ayala, C., Ortega-Escobar, M., Trejo-López, C., & Cruz-Díaz, J. (2008). Evaluación de la relación de adsorción de sodio en las aguas del río Tulancingo, estado de Hidalgo, México. *Terra Latinoamericana*, 26(3), 243–252.
- Camacho, B. A. (2019). Calidad de las aguas residuales urbano-industriales del estado de Oaxaca, México. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados, Texcoco, Mexico. 291 p.
- Carbajal, A. Á., & González, F. M. (2012). Propiedades y funciones biológicas del agua. En *Agua para la salud. Pasado, presente y futuro*. (pp. 33–45).
- Carrera-Villacrés, D. V., Ortega-Escoba, H. M., Ramírez-garcía, J., Ramírez-ayala, C., Trejo-lópez, C., & Becerril-Román, A. E. (2011). Boro, fosfatos e índices de salinidad del sistema hidrográfico Zahuapan-Atoyac, México. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 2(2), 5–21.
- Carrillo E. R., Carrillo C. R., y Carrillo C. L. (2008). Modelo fisicoquímico del equilibrio ácido-bas: Conceptos actuales. *Revista de la Facultad de Medicina UNAM*. 51(4): 156–158
- Castellón-Gómez, J. J., Bernal, M. R., & Hernández, R. M. (2015). Calidad del agua para riego en la agricultura protegida en Tlaxcala. *Revista Academica Ingeniería*, 19(1), 39–50.
- Chang, R., & Goldsby, K. A. (2013). *Química* (11.^a ed.). McGraw-Hill & s.a. C.V. Interamericana (eds.)

- Choudhary, O. P., Josan, A. S., & Bajwa, M. S. (2001). Yield and fibre quality of cotton cultivars as affected by the build-up of sodium in the soils with sustained sodic irrigations under semi-arid conditions. *Agricultural Water Management*, 49(1), 1–9.
- CONAGUA (2015). Atlas del agua en México 2015. Comisión Nacional del Agua: Coordinación General de Comunicación y Cultura del Agua (ed.). Gobierno Federal, Ciudad de México, México.
- CONAGUA (2017). Estadísticas del agua en México, edición 2017. Comisión Nacional del Agua Gobierno Federal, Ciudad de México, México.
- CONAGUA (2018). Estadísticas del agua en México, edición 2018. Comisión Nacional del Agua: Coordinación General de Comunicación y Cultura del Agua (ed.). Gobierno Federal, Ciudad de México, México.
- Cotler, H., Garrido, A., Bunge, V., & Cuevas, M. L. (2010). Las cuencas hidrográficas de México: priorización y toma de decisiones. *Las cuencas hidrográficas de México: diagnóstico y priorización*, 1, 210-215.
- Courel, G. F. (2019). Guía de estudio: Suelos salinos y sódicos. Cátedra de Edafología. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. 8 p.
- Davis, S.N. (1964). Silica in streams and ground water. *American Journal of Science*, 262(1), 870–891.
- Debenay, J. P.; Pajes J.; & Diouf, P. S. (1989). Zonación ecológica del estuario hiperhalino del río Casamance (Senegal): foraminíferos, zooplankton y variables abióticas. *Hidrobiología*, 174(2), 161–176.
- De'Sigmond, A. A. (1939). *The Principles of Soil Science*. Soil Science. 47, 170.
- Dinka, M. O., Loiskandl, W., & Ndambuki, J. M. (2015). Hydrochemical characterization of various surface water and groundwater resources available in Matahara areas , Fantalle Woreda of Oromiya region. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 3, 444–456.
- Doneen, L. D. (1954). Salination of soil by salt in the irrigation water. *American Geophysical Union*, 35(6), 943–950.
- Eaton, F. M. (1950). Significance of carbonates in irrigation waters. *Soil Science*, 69(2), 123–134.
- Epstein, E. (2009). Silicon: its manifold roles in plants. *Annals of Applied Biology*, 155(2), 155–160.
- FAO (2017). Trabajo estratégico de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura sostenible. En *La Agenda 2030*. 28 p.
- Ferrari, L., Conticelli, S., Vaggelli, G., Petrone, C. M., & Manetti, P. (2000). Late Miocene volcanism and intra-arc tectonics during the early development of the Trans-Mexican

- Volcanic Belt. *Tectonophysics*, 318(1-4), 161–185.
- Ferrari, L., Valencia-moreno, M., & Bryan, S. (2005). Magmatismo y tectónica en la Sierra Madre Occidental y su relación con la evolución de la margen occidental de Norteamérica. *Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana*, 57(3), 343–378.
- Finlay, J. C. (2014). Human influences on nitrogen removal in lakes. *Science*, 342, 247–250
- Frank, B., & Eaton, M. (1944). Deficiency, toxicity, and accumulation of boron in plants. *Journal of Agricultural Research*, 69(1), 215–237.
- Garcia, E. (1988). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (4.^{ta} ed.) SIGSA (eds.).
- García O., Á. (1954). Criterios modernos para evaluación de la calidad del agua para riego. *International Union of Soil Sciences*, 7, 27–36.
- García-Sancho, A. G., Bojórquez-Serrano, J. I., Nájera-González, O., García-Paredes, J. D., Madueño-Molina, A. M., & Flores-Vilchez, F. (2009). Regionalización ecológica de la llanura costera norte de Nayarit , México. *Boletín Del Instituto de Geografía, UNAM*, 69, 21–32.
- Gaucher, G. & S. Burdin. (1974). *Géologie, géomorphologie et hydrologie des terrains salés*. Presses Universitaires de France, Paris, France.
- Geilfus, C. (2018). Review on the significance of chlorine for crop yield and quality. *Plant Science*, 270, 114–122.
- GEINFOMEX-SGM. (2021). Litología: escala 1:250,000. recuperado de la base de datos: <https://www.sgm.gob.mx/GeoInfoMexGobMx/>
- George, B., & Pearson, A. (1996). Tolerance of Crops to exchangeable sodium. *Soil and Water Conservation Research Division*, 2 (216), 1–4.
- Gharaibeh, M. A., Ghezzehei, T. A., Albalasmeh, A. A., & Alghzawi, Z. (2016). Geoderma Alteration of physical and chemical characteristics of clayey soils by irrigation with treated waste water. *Geoderma*, 276, 33–40.
- Gillman, G. P., & Bell, L. C. (1978). Soil solution studies on weathered soils from tropical north queensland. *Australian Journal of Soil Research*, 16(1), 67–77.
- Goldemund, H. (2004). Soil development and properties: Soil Contamination and Amelioration. In J. Burley (Ed.), *Encyclopedia of Forest Sciences* (pp. 1241–1247).
- González-Abraham, A., Fagundo-Castillo, J. R., Carrillo-Rivera, J. J., & Rodríguez-Estrella, R. (2012). Geoquímica de los sistemas de flujo de agua subterránea en rocas sedimentarias y rocas volcánicas de Loreto , BCS , México. *Sociedad Geologica Mexicana A.C.*, 64(3), 319–333.
- González-Elizondo, M. S., Tena-Flores, L. A., Ruacho-González, L., & López-Enríquez,

- I. L. (2012). Vegetación de la Sierra Madre Occidental, México: Una síntesis. *Acta Botanica Mexicana*, 100, 351–403.
- González-Quintero. S. (2004). El uso político del agua: algunos ejemplos y reflexiones. In Plaza y Valdés S. A. de C. V. México (ed.), *El agua, espejo de los pueblos: ensayos de ecología política sobre la crisis del agua en México en el umbral del milenio* (1ª ed., pp. 265–279).
- Gillman, G. P., & Bell, L. C. (1978). Soil solution studies on weathered soils from tropical north queensland. *Australian Journal of Soil Research*, 16(1), 67–77.
- Griffin, B. A., & Jurinak, J. J. (1973). Estimation of activity coefficients from the electrical conductivity of natural aquatic systems and soil extracts. In *Soil Science*, 116(1), 26–30.
- Güler, C., Thyne, G. D., McCray, J. E., & Turner, A. K. (2002). Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology Journal*, 10(4), 455–474.
- Hanjra, M. A., Blackwell, J., Carr, G., Zhang, F., & Jackson, T. M. (2012). Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 215(3), 255–269.
- Hanson, B. R., & Grattan, S. R. (2006). Plant response to salinity and crop tolerance. In *Agricultural Salinity and Drainage* (pp. 13–39).
- Hervé, D. (ed), R. Ledezma (ed) & V. Orsag (ed.). (2002). Limitantes y manejo de los suelos salinos y/o sódicos en el altiplano boliviano. Instituto de recherche pour le développement, La Paz, Bolivia. 266 p.
- Hill, R. A. (1940). Geochemical patterns in Coachella Valley. *Transactions, American Geophysical Union*, 21(1), 46–53
- Hoffmann, F., & Tarrisse, A. (2000). Influences climatiques et pression anthropique sur l'hydrologie des bassins karstiques des vallées de la Dordogne et du Lot: aide à l'aménagement et à la gestion de la qualité des ressources en EAU. *Travaux Du Laboratoire de Géographie Physique Appliquée*, 18(1), 63–97.
- Hurlbut, C.S. & C. Klein. (1977). *Manual of Mineralogy* (1st ed.). John Wiley & Sons, New York.
- Hussain, J., Hussain, I., & Arif, M. (2004). Characterization of textile wastewater. *Journal of Industrial Pollution Control*, 20(1), 137–144.
- Hyatt, G. W. (1995). Economic, scientific, and infrastructure basis for using municipal composts in agriculture. In D. L. Karlen, R. J. Wright, W. O. Kemper (eds), *Agricultural Utilization of Urban and Industrial By-Products* (pp. 19–72). ASA Special Publication Number 58. Madison, WI, USA.
- Intriago, J. C., López-Gálvez, F., Allende, A., Vivaldi, G. A., Camposeo, S., Nicolás, E.

- N., Alarcón, J. J., & Salcedo, F. P. (2018). Agricultural reuse of municipal wastewater through an integral water reclamation management Alarc o. *Journal of Environmental Management*, 213, 135–141.
- INEGI (1999). Geología: Datos geológicos vectoriales, escala 1:250,000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática: recuperado de la base de datos: <https://www.sgm.gob.mx/GeoInfoMexGobMx/>
- Infante Gil, S., & Zarate de Lara, G. P. (2012). *Metodos estadísticos. Un enfoque interdisciplinario* (3.^a ed.). Colegio de Postgraduados (ed.). 609 p.
- Jiménez, B. (2005). Treatment technology and standards for agricultural wastewater reuse: a case study in Mexico. *Irrigation and Drainage. The journal of the International Commission on Irrigation and Drainage*, 54(S1), 23–33.
- Kelley, W.P., (1963). Use of saline irrigation water. *Soil Sci.* 95 (6), 385–391.
- Kovda, V. A. (Ed.), V. D. Berg, C.(Ed.), & Hagan, R. M. (Ed). (1973). Irrigation, drainage and salinity. In *Chemistry of saline and alkali soils of arid zone* (1.st ed.), Vol. 39, pp. 122–152.
- Kovda, V. A. (1977). Arid land irrigation and soil fertility: Problems of salinity, alkalinity, compaction. *Institute of Pedological Sciences*, 211–235.
- Kulmatov, R., Khasanov, S., Odilov, S. and Li, F. (2021). Assessment of the Space-Time Dynamics of Soil Salinity in Irrigated Areas Under Climate Change : A Case Study in Sirdarya Province , Uzbekistan. *Water Air Soil Pollut*, 232–216.
- Kumar, M., Ramanathan, A., Rao, M. S., & Kumar, B. (2006). Identification and evaluation of hydrogeochemical processes in the groundwater environment of Delhi, India. *Environmental Geology*, 50(7), 1025–1039
- Lavie, E., Morábito, J. A., Salatino, S. E., Bermejillo, A., & Filippini, M. F. (2010). Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias*, 42(1), 169–184.
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodriguez, C. M., & Delgado, A. R. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina. *Revista Ciencia Agronomica*, 44(3), 419–425.
- Leffelaar, P. A., Kamphorst, A., & Pal, R. (1983). Nomographic estimation of activity coefficients from the electric conductivity data of soil extracts. In *Journal of the Indian Society of Soil Science*, 31(1), 20–27.
- Lejsec, R. J., Del Castillo, G. L., González, M. T., & Cominguez, G. A. H. (1978). Interrelación Geodinámica del Golfo de México y el Eje Neovolcánico. *Bol. Soc. Geol. Mexicana*, 39(2), 77–90.
- Levy, G. J., Fine, P., Goldstein, D., Azenkot, A., Zilberman, A., Chazan, A., & Grinhut, T. (2014). Long term irrigation with treated wastewater (TWW) and soil sodification.

- Biosystems Engineering, 128, 4–10.
- Livingstone, A. by D. (1963). Chemical composition of rivers and lakes (6^a ed.). In U.S. Government Printing Office (Ed.). 64 p.
- López-Falcón, R. A. (2002). Procesos de degradación del suelo: Exceso de sales (2^a ed.). Ambiental y Territorial Universidad de los Andes (CIDIAT) Vol. 2. 30 p.
- López-García, A. D. (2015). Caracterización físico-química del agua de los sistemas hidrográficos (Lerma-Chapala-Santiago) y (Alto-Bajo Pánuco). Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados, Texcoco, México. 270 p.
- López-García, A. D., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, Á., Gómez-Meléndez, D. J., & Vázquez-Alvarado, R. E. (2016). Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 2(6), 139–157.
- Machado, R. M. A., & Serralheiro, R. P. (2017). Soil salinity: Effect on vegetable crop growth. Management practices to prevent and mitigate soil salinization. *Horticulturae*, 3(2), 1-13.
- Maderey, R. L., & Jiménez, R. A. (2001). Alteración del ciclo hidrológico en la parte baja de la cuenca alta del río Lerma por la transferencia de agua a la Ciudad de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 45, 2438.
- Mancilla-Villa, O. R., Bautista-Olivas, A. L., Ortega-Escobar, H. M., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, A., & Guevara-Gutiérrez, R. D. Ortega-Mikolaev, Y. (2014). Hidrogeoquímica de salinas Zapotitlán y los lagos-cráter Alchichica y Atexcac, Puebla. *IDESIA*, 32(1), 55–70.
- Mancilla-Villa, O. R., Bautista-olivas, A. L., & Ramírez-ayala, Ortega-Escobar, H. M. (2014). Contenido de boro en el agua superficial de Puebla , Tlaxcala y Veracruz. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 5(5), 97–109.
- Marchuk, A. (2013). Effect of cations on structural stability of salt-affected soils. Doctoral thesis. The University of Adelaide, 167 p.
- Martínez-Gutierrez, I. (2013). Yacimientos de fosfatos: origen, ubicaciones, aplicaciones de los derivados de fosfatos y diseño de una planta de tratamiento. Universidad de Cantabria.
- Méndez-González, C. (2018). ¿Cómo elaborar protocolos de investigación en ciencias sociales ?. *Commercium PLUS*, 2(1), 67–88.
- Mendoza-Saldivar, I. (2009). Calidad de las aguas residuales urbano-industriales que riegan el valle del mezquital, Hidalgo, México. Tesis de doctorado. Colegio de Postgraduados, Texcoco, Mexico. 195 p.
- Miguel-Fernández, C., & Vázquez-Taset, Y. M. (2006). Origen de los nitratos (NO₃) y nitritos (NO₂) y su influencia en la potabilidad de las aguas subterráneas. *Minería y*

Geología, 22(3), 1–9.

- Mihelcic, J., Zimmerman J., Glynn, H. J. & Heinke, G. W. (1999). Ingeniería ambiental (2^a ed.). Roig V., Castañeda, G. A., Gomez, M. M., & Lauría B. L.(ed.). Prentice hall hispaniamericana, S. A. 800 p.
- Mihelcic, J. R., & Zimmerman, J. B. (2012). Química. In J. R. Mihelcic, & J. B. Zimmerman. Ingeniería Ingeniería ambiental: Fundamentos, sustentabilidad, diseño (1^a ed.). S.A. de C.V., México (ed.),. México DF, México: Alfaomega, . 52-104 pp.
- Mixquititla-Casbis, G., & Villegas-Torres, Ó. G. (2016). Química. Importancia de los fosfatos y fosfitos en la nutrición de cultivos. Acta Agrícola y Pecuaria, 2(3), 55–61.
- Morrone, J. J. (2019). Regionalización biogeográfica y evolución biótica de México: encrucijada de la biodiversidad del Nuevo Mundo. Revista Mexicana de Biodiversidad, 90, 1–68.
- Mulvaney, R. L.; Khan, S. A.; Hoefft, R. G.; Brown, H. M. (2001). A Soil Organic Nitrogen Fraction that Reduces the Need for Nitrogen Fertilization. Soil Science Society of America Journal, 65(4), 1164–1172.
- Murtaza, G., Rehman, M. Z., Qadir, M., Shehzad, M. T., Zeeshan, N., Ahmad, H. R., Farooqi, Z. R., & Naidu, R. (2021). High residual sodium carbonate water in the Indian subcontinent: concerns, challenges and remediation. International Journal of Environmental Science and Technology, 18(10), 3257–3272.
- Nasir, A., Arslan, C., Khan, M. A., Nazir, N., Awan, U. K., Ali, M. A., & Waqas, U. (2012). Industrial waste water management in district Gujranwala of Pakistan-Current status and future suggestions. Pak. J. Agri. Sci., 49(1), 79–85.
- Nieto-Samaniego, Á. F., Alaniz-Álvarez, S. A., & Camprubí í Cano, A. (2005). La Mesa Central de México : estratigrafía , estructura y evolución tectónica cenozoica. Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana, 57(3), 285–318.
- Norma Mexicana NMX-AA-003-1980: Aguas residuales.-Muestreo, (25 de marzo de 1980) Secretaria de Fomento Industrial.
- Norma Mexicana NMX-AA-014-1980: Cuerpos receptores.-Muestreo, (05 de septiembre de1980). Secretaria de Fomento Industrial.
- Norma Mexicana NMX-AA-007-SCFI-2013: Análisis de agua.- Medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. (2013). Secretaria de Fomento Industrial.
- Ochoa-Silot, R. (2017). Caracterización de las aguas subterráneas de la cuenca hidrogeológica CF1 Hanábana para el riego. Tesis de posgrado. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas. 65 p.
- Ortega, E. M., & García, G. E. (1994). La formación geoquímica de los suelos sodicos y sus propiedades. 15° Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo, 278–292.

- Ortíz-Vega, M. I., Chulim, Á. C., Romero-Bañuelos, C. A., Crespo, E. C., & Molina, A. M. (2019). Water quality for agricultural use of Mololoa river, Mexico. *Terra Latinoamericana*, 37(2), 185–195.
- Oster, J. D., & Schroer, F. W. (1979). Infiltration as Influenced by Irrigation Water Quality. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 43, 444–447.
- Oster, J. D., Sposito, G., & Smith, C. J. (2016). Accounting for potassium and magnesium in irrigation water quality assessment. *California Agriculture*, 157, 59–64.
- Pankova, E.I. E.I.; Vorobieva, L.A.; Balyuk, S.A.; Khasankhanova, G.M; Konyushkova, M.V., & L.A Yamnova. (2018). Salt-affected soils of the Eurasian Region: diagnostics, criteria and distribution. In: R. Vargas, E.I. Pankova, S.A. Balyuk, P.V. Krasilnikov and G.M. Khasankhanova (Eds), *Handbook for saline soil management* (pp. 3-11). Food and Agriculture Organization of the United Nations and Lomonosov Moscow State University.
- Pankova, E I. (2014). “Salt Affected Soils of Russia : Solved and Unsolved Problems.” *Eurasian Soil Science* 48(2): 131–144.
- Pasricha, N. S. (1987). Predicting ionic strength from specific conductance in aqueous soul solutions. *Soil Science*, 143(2), 92–96.
- Passricha, N., Saifi, S. K., Gill, S. S., Tuteja, R., & Tuteja, N. (2019). Role of Plant Helicases in Imparting Salinity Stress Tolerance to Plants. In Elsevier Inc (eds). *Helicases from All Domains of Life* (pp. 39-52).
- Peláez, I. M. (2016). Modelos de regresión: lineal simple y regresión logística. *Revista Seden*, 14, 195-214.
- Pérez-Díaz, J. P. (2014). Composición iónica del agua de la Cuenca Lerma-Santiago-Pacífico. Tesis de Maestria en Ciencias Colegio de postgraduados, Texcoco, Mexico. 134 p.
- Pérez-Díaz, J. P. (2018). Calidad agronómica del sistema hidrográfico Lerma-Santiago-Pacífico y de las aguas que riegan el Valle del Mezquital, Hidalgo. Tesis de doctorado. Colegio de postgraduados, Texcoco, Mexico. 444 p.
- Pérez-Díaz, J.P., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Flores-Magdaleno, H., Sánchez-Bernal, E.I., Can-Chulim, Á., & Mancilla-Villa, O.R. (2019). Concentración de nitrato, fosfato, boro y cloruro en el agua del río Lerma. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 6(16), 175–182.
- Pérez-Díaz, J. P., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayála, C. R., Flores-Magdaleno, H., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, Á., & Mancilla-Villa, O. R. (2019). Evaluación de la calidad del agua residual para el riego agrícola en Valle del Mezquital, Hidalgo. *Acta Universitaria*, 29, 1–21.
- Pescod, M. B. (1992). Wastewater treatment and use in agriculture FAO irrigation and drainage. In O. de las N. U. para la A. y la Alimentación (Ed.), *Food and agriculture*

- organization of the united nations, Rome (Vol. 47).
- Piedra, A. L., & González, C. M. C. (2013). Revisión bibliográfica. La Salinidad como problema en la agricultura: La mejora vegetal una solución inmediata. *Cultivos Tropicales*, 34(4), 31–42.
- Ponnamperuma, F. N., Tianco, E. M., & 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.
- Pozza, E. A., Pozza, A. A., & Botelho, dos S. D. (2015). Silicon in plant disease control. *Rev. Ceres, Viçosa*, 62(3), 323–331.
- Prasad, R., & Power, J. F. (1997). *Soil Fertility Management for Sustainable Agriculture*. in CRC press (ed.). Lewis Publishers, Boca Raton, 356 p.
- Rengasamy, P. A., & Marchuk, A. A. (2011). Cation ratio of soil structural stability (CROSS). *Soil Research*, 49(3), 280–285.
- Rengasamy, P., Sumner ME. (1998). Processes involved in sodic behaviour. In: Sumner ME, Naidu R (eds.). *Sodic Soil: Distribution, Properties, Management and Environmental Consequences*. New York: Oxford University Press. p. 35–50
- Reed, W., y M. James. (2000). *Fundamentos de Geología* (2ª ed). International Thomson (eds). 520 p.
- Reineck, H. E. & Singh, I. B. (1980). *Depositional Sedimentary Environments* (2ª ed.). Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Richards, L. A., L. E. Allison, J. W. Brown, H. E. Hayward, L. Bernstein, M. Fireman, G. A. Pearson, L. W. Wilcox, C. A. Bower, J. T. Hatcher, y R. C. Reeve. (1974). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos* (sexta edición). L. A. Richards(ed.). Laboratorio de Salinidad, Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América. Limusa, México.
- Robarge, W. P., A. Edwards & B. Johnson. (1983). Water and waste water analysis for nitrate via nitration of salicylic acid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 14. 1207-1215.
- Rodier, J. (1978). *Análisis de las aguas*. Barcelona, España. Omega, pp. 186-191.
- Rodríguez, L. N. D., Torres, S. C. N., Chaman, M. M. E., & Hidalgo, R. J. E. M. (2019). Efecto del estrés salino en el crecimiento y contenido relativo del agua en las variedades IR-43 y amazonas de *Oryza sativa* “arroz” (Poaceae). *Arnaldoa*, 26(3), 931–942.
- Salamanca, C. A. B., & Masrtín-Crespo, B. C. (2007). El muestreo en la investigación cualitativa. *Nature Investigación*, 27, 1–4.
- Sánchez-Bernal, E., Camacho-Escobar, M., Rodriguez-León, A., & Ortega-Escobar, M.

- (2012). Characterization of soils affected by salts in irrigation district 110 “Río Verde”, Oaxaca, Mexico. *African Journal of Agricultural Research*, 7(6), 943–957.
- Scofield, F. E. (1936). The salinity of irrigation water. *Smith. Instit. Ann. Rep.* 1935: 275-283.
- Seung-Myung, P., Beom-Keun; S., Gangwoong, L.; Sung-Hyun, K., Jang, Y. (2015). Chemical Composition of Water Soluble Inorganic Species in Precipitation at Shihwa Basin, Korea. *Atmosphere*, 6(6), 732–750. doi:10.3390/atmos6060732
- SGM (2017). Rocas ígneas. (20 de abril del 2020). Servicio Geológico Mexicano. <https://www.sgm.gob.mx/Web/MuseoVirtual/Rocas/Rocas-igneas.html>
- Shainberg, I., & Letey, J. (1984). Response of soils to sodic and saline Conditions. *Hilgardia*, 52, 1-57.
- Sharpley, A. N., & Withers, P. J. A. (1994). The environmentally-sound management of agricultural phosphorus. *Fertilizer Research*, 39(2), 133–146.
- Sheerene, M. S., & Gugulethu, E. I. (2016). Multi-stage EGSB / MBR treatment of soft drink industry wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 285, 368–377.
- SIAP (2021). Producción mensual agrícola: Avance de Siembras y Cosechas. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera: https://nube.siap.gob.mx/avance_agricola/
- Singhal, B. B., & R. P. Gupta. (2010). *Applied hydrogeology of fractured rocks*. Second Edition. Netherlands: Springer Science & Business Media. pp. 213-240.
- Singh, A. K., & Kumar, S. R. (2015). Quality assessment of groundwater for drinking and irrigation use in semi-urban area of Tripura , India. *Ecology, Environment and Conservation*, 21(1), 97–108.
- SNIB (2008). Climas: escala 1:1000000 (metadato 09-01-2008). Sistema Nacional de Información sobre la Biodiversidad: CONABIO.
- SNIB (2008). Hidrología: escala 1:4,000,000, Catálogo de metadatos geográficos (metadato: 14-03-2008). Sistema Nacional de Información sobre la Biodiversidad: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=rfisio4mgw>
- SNIB (2014). Edafología: escala 1:250,000, serie II, continuo nacional (metadato 17-01-2014). Sistema Nacional de Información sobre la Biodiversidad: CONABIO.
- SNIB (2017). Uso de suelo y vegetación: escala 1:250,000, serie VI (metadato: 14-12-2017). Sistema Nacional de Información sobre la Biodiversidad: CONABIO
- Smith, C. J., Oster, J. D., & Sposito, G. (2014). Potassium and magnesium in irrigation water quality assessment. *Agricultural Water Management*, 157, 59–64.
- Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science : where do we go from here ?. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(4), 201–207.

- So, H. B., & Aylmore, L. A. G. (1993). How do sodic soils behave? The effects of sodicity on soil physical behaviour. *Australian Journal of Soil Research*, 31(6), 761–777
- Stumm, W. (2004). Chemical Processes Regulating the Composition of Lake Waters. In by P. E. O'Sullivan (Ed.), *Limnology and Limnetic Ecology*, C.S.Reynol, Vol. 1, (pp. 79–106).
- Suarez, D. L. (1981). Relation Between pH_c and Sodium Adsorption Ratio (SAR) and an Alternative Method of Estimating SAR of Soil or Drainage Waters. *American Journal of Obstetrics and Gynecology*, 45, 469–475.
- Suarez D., J. (1998). Deslizamiento y estabilidad de taludes en zonas tropicales (1ª ed.). Ingeniería de Suelos Ltda (eds). Instituto de Investigaciones sobre erosión y deslizamiento, Ingeniería de suelos. Colombia (pp 151-190)
- Suarez, D. L., & Gonzalez-Rubio, A. (2017). Effects of the Dissolved Organic Carbon of Treated Municipal Wastewater on Soil Infiltration as Related to Sodium Adsorption Ratio and pH. *Soil Science Society of America Journal*, 81(3), 602–611.
- Syed, A., Sarwar, G., Shah, S. H., & Muhammad, S. (2021). Soil Salinity Research in 21st Century in Pakistan: Its Impact on Availability of Plant Nutrients, Growth and Yield of Crops. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 52(3), 183–200.
- Szabolcs I. (1989). Salt-affected soils. CRC Press, Inc. Boca Ratón, Florida, EUA. 274 pp.
- Szabolcs I. (1994). Soil and water salinization and desertification. In V.R. Squires & A.T. Ayoub (Eds.) *Proceedings of the IV Conference on Desert Development commission Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas, México. 25 al 30 de julio, 1993.* 576 p.
- Tarbutk, E. J., & Lutgens, F. K. (2013). *Ciencias de la Tierra*. PEARSON (ed.); 10th ed.). Pearson Educación.
- Torres, P., Hernán Cruz, C., & Patiño, P. J. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15), 79–94.
- Úbeda, R. J., & Delgado D., Y. (2018). La infiltración del agua en los suelos y componentes artificiales y materia orgánica que se utilizan en ellos para la agricultura. *Revista Iberoamericana de Bioeconomía y Cambio Climático*, 4(7), 889–896.
- Velazquez-Machuca, M. A. (2001). Las variaciones de los procesos de adsorción de sodio en función de los diferentes valores de la relación de adsorción de sodio en las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-ixmiquilpan, Valle del Mezquital, Hgo. Tesis de doctorado. Colegio de Postgraduados. Texcoco, Mexico. 116 p.
- Velázquez-Machuca, M. A., Ortega-Escobar, M., Martínez-Garza, A., Kohashi-Shibata,

- J., & García-Calderón, N. (2002). Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Terra*, 20(4), 459–464.
- Velázquez, M. A., Pimentel, J. L., & Ortega, M. (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. Ambie.*, 27(1), 19–30.
- Vélez, O. M. V. (1999). *Hidráulica de Aguas Subterráneas* (2ª ed.). in U. N. de C. Facultad de Minas (ed.); Medellín, Colombia. 312 p .
- Vlek, L. P., & Byrnes, H. B. (1986). The efficacy and loss of fertilizer N in lowland rice. *Fertilizer Research*, 9 (1-2), 131–147.
- Wilcox, L. V. (1955). Classification and use of irrigation waters. In *Classification and use of irrigation waters*, United Sta, Vol. 2,(pp. 413).
- Wilcox, L. V., G. Y. Blair & C. A. Bower (1954). Effect of bicarbonate on suitability of water for irrigation. *Soil Science*, 77: 259-266.
- Xiao-zhi, W., Jian-guo, Z. H., Ren, G. A., Yasukazu, H., & Ke, F. (2007). Nitrogen Cycling and Losses Under Rice-Wheat Rotations with Coated Urea and Urea in the Taihu Lake Region *. *Pedosphere*, 17(1), 62–69.
- Yan, Z., Han, W., Peñuelas, J., Sardans, J., Elser, J. J., Du, E., Reich, P. B., & Fang, J. (2016). Phosphorus accumulates faster than nitrogen globally in freshwater ecosystems under anthropogenic impacts. *Ecology Letters*, 19(10), 1237–1246.
- Zinck, J. A. & G. Metternicht. (2019). Soil Salinity and Salinization Hazard. In: G. Metternicht and A. Zinck (Ed.), *Remote Sensing of Soil Salinization: Impact on Land Management* (pp. 1-20). CRC Press. USA.

ANEXOS

8.1. Anexo 1

Cuadro 49. Fuerza iónica obtenida a partir de sustituir los valores experimentales de CE de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago en ecuaciones propuestas por diferentes autores (primer muestreo).

Nº	CE mS cm ⁻¹	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	Ñ	O	P	Q
1	0.145	0.0019	0.0023	0.0019	0.0013	0.0017	0.0017	0.0016	0.0017	0.0017	0.0023	0.0017	0.0015	0.0013	0.0017	0.0016	0.0017	0.0015	0.0015
2	0.135	0.0018	0.0022	0.0017	0.0012	0.0015	0.0016	0.0014	0.0016	0.0016	0.0022	0.0016	0.0014	0.0012	0.0016	0.0015	0.0016	0.0014	0.0014
3	0.388	0.0051	0.0062	0.0050	0.0043	0.0044	0.0045	0.0052	0.0046	0.0046	0.0062	0.0045	0.0044	0.0041	0.0045	0.0043	0.0045	0.0041	0.0041
4	0.769	0.0101	0.0123	0.0100	0.0088	0.0088	0.0089	0.0109	0.0091	0.0091	0.0123	0.0089	0.0089	0.0085	0.0090	0.0085	0.0090	0.0081	0.0081
5	0.714	0.0094	0.0114	0.0093	0.0082	0.0081	0.0083	0.0101	0.0084	0.0085	0.0114	0.0083	0.0082	0.0079	0.0083	0.0078	0.0083	0.0076	0.0075
6	0.293	0.0039	0.0047	0.0038	0.0031	0.0033	0.0034	0.0038	0.0035	0.0035	0.0047	0.0034	0.0033	0.0030	0.0034	0.0032	0.0034	0.0031	0.0031
7	0.260	0.0034	0.0042	0.0034	0.0027	0.0030	0.0030	0.0033	0.0031	0.0031	0.0042	0.0030	0.0029	0.0027	0.0030	0.0029	0.0030	0.0028	0.0027
8	14.550	0.1921	0.2328	0.1892	0.1742	0.1659	0.1688	0.2177	0.1717	0.1731	0.2328	0.1688	0.1714	0.1683	0.1702	0.1601	0.1702	0.1542	0.1528
9	14.600	0.1927	0.2336	0.1898	0.1748	0.1664	0.1694	0.2184	0.1723	0.1737	0.2336	0.1694	0.1720	0.1689	0.1708	0.1606	0.1708	0.1548	0.1533
10	0.267	0.0035	0.0043	0.0035	0.0028	0.0030	0.0031	0.0034	0.0032	0.0032	0.0043	0.0031	0.0030	0.0027	0.0031	0.0029	0.0031	0.0028	0.0028
11	0.451	0.0060	0.0072	0.0059	0.0050	0.0051	0.0052	0.0062	0.0053	0.0054	0.0072	0.0052	0.0051	0.0049	0.0053	0.0050	0.0053	0.0048	0.0047
12	0.272	0.0036	0.0043	0.0035	0.0029	0.0031	0.0032	0.0035	0.0032	0.0032	0.0043	0.0032	0.0030	0.0028	0.0032	0.0030	0.0032	0.0029	0.0029
13	0.453	0.0060	0.0072	0.0059	0.0050	0.0052	0.0052	0.0062	0.0053	0.0054	0.0072	0.0052	0.0052	0.0049	0.0053	0.0050	0.0053	0.0048	0.0048
14	0.451	0.0059	0.0072	0.0059	0.0050	0.0051	0.0052	0.0062	0.0053	0.0054	0.0072	0.0052	0.0051	0.0049	0.0053	0.0050	0.0053	0.0048	0.0047
15	0.433	0.0057	0.0069	0.0056	0.0048	0.0049	0.0050	0.0059	0.0051	0.0052	0.0069	0.0050	0.0049	0.0047	0.0051	0.0048	0.0051	0.0046	0.0045
16	0.431	0.0057	0.0069	0.0056	0.0048	0.0049	0.0050	0.0059	0.0051	0.0051	0.0069	0.0050	0.0049	0.0046	0.0050	0.0047	0.0050	0.0046	0.0045
17	0.643	0.0085	0.0103	0.0084	0.0073	0.0073	0.0075	0.0090	0.0076	0.0076	0.0103	0.0075	0.0074	0.0071	0.0075	0.0071	0.0075	0.0068	0.0067
18	0.499	0.0066	0.0080	0.0065	0.0056	0.0057	0.0058	0.0069	0.0059	0.0059	0.0080	0.0058	0.0057	0.0054	0.0058	0.0055	0.0058	0.0053	0.0052
19	0.436	0.0058	0.0070	0.0057	0.0048	0.0050	0.0051	0.0059	0.0051	0.0052	0.0070	0.0051	0.0050	0.0047	0.0051	0.0048	0.0051	0.0046	0.0046
20	0.651	0.0086	0.0104	0.0085	0.0074	0.0074	0.0075	0.0092	0.0077	0.0077	0.0104	0.0075	0.0075	0.0072	0.0076	0.0072	0.0076	0.0069	0.0068
21	0.904	0.0119	0.0145	0.0117	0.0104	0.0103	0.0105	0.0130	0.0107	0.0108	0.0145	0.0105	0.0105	0.0101	0.0106	0.0099	0.0106	0.0096	0.0095
22	0.478	0.0063	0.0076	0.0062	0.0053	0.0054	0.0055	0.0066	0.0056	0.0057	0.0076	0.0055	0.0055	0.0052	0.0056	0.0053	0.0056	0.0051	0.0050
23	0.433	0.0057	0.0069	0.0056	0.0048	0.0049	0.0050	0.0059	0.0051	0.0052	0.0069	0.0050	0.0049	0.0047	0.0051	0.0048	0.0051	0.0046	0.0045

Nº	CE mS cm ⁻¹	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	Ñ	O	P	Q
24	0.551	0.0073	0.0088	0.0072	0.0062	0.0063	0.0064	0.0077	0.0065	0.0066	0.0088	0.0064	0.0063	0.0060	0.0064	0.0061	0.0064	0.0058	0.0058
25	0.470	0.0062	0.0075	0.0061	0.0052	0.0054	0.0054	0.0064	0.0055	0.0056	0.0075	0.0054	0.0054	0.0051	0.0055	0.0052	0.0055	0.0050	0.0049
26	0.138	0.0018	0.0022	0.0018	0.0013	0.0016	0.0016	0.0015	0.0016	0.0016	0.0022	0.0016	0.0015	0.0012	0.0016	0.0015	0.0016	0.0015	0.0014
27	0.917	0.0121	0.0147	0.0119	0.0106	0.0105	0.0106	0.0132	0.0108	0.0109	0.0147	0.0106	0.0106	0.0103	0.0107	0.0101	0.0107	0.0097	0.0096
28	0.900	0.0119	0.0144	0.0117	0.0104	0.0103	0.0104	0.0129	0.0106	0.0107	0.0144	0.0104	0.0104	0.0101	0.0105	0.0099	0.0105	0.0095	0.0095
29	1.070	0.0141	0.0171	0.0139	0.0124	0.0122	0.0124	0.0154	0.0126	0.0127	0.0171	0.0124	0.0124	0.0120	0.0125	0.0118	0.0125	0.0113	0.0112
30	0.496	0.0065	0.0079	0.0064	0.0056	0.0057	0.0058	0.0068	0.0059	0.0059	0.0079	0.0058	0.0057	0.0054	0.0058	0.0055	0.0058	0.0053	0.0052
31	0.924	0.0122	0.0148	0.0120	0.0107	0.0105	0.0107	0.0133	0.0109	0.0110	0.0148	0.0107	0.0107	0.0103	0.0108	0.0102	0.0108	0.0098	0.0097
32	0.967	0.0128	0.0155	0.0126	0.0112	0.0110	0.0112	0.0139	0.0114	0.0115	0.0155	0.0112	0.0112	0.0108	0.0113	0.0106	0.0113	0.0103	0.0102
33	0.503	0.0066	0.0080	0.0065	0.0056	0.0057	0.0058	0.0069	0.0059	0.0060	0.0080	0.0058	0.0058	0.0055	0.0059	0.0055	0.0059	0.0053	0.0053
34	0.491	0.0065	0.0078	0.0064	0.0055	0.0056	0.0057	0.0068	0.0058	0.0058	0.0078	0.0057	0.0056	0.0053	0.0057	0.0054	0.0057	0.0052	0.0052
35	0.367	0.0048	0.0059	0.0048	0.0040	0.0042	0.0043	0.0049	0.0043	0.0044	0.0059	0.0043	0.0042	0.0039	0.0043	0.0040	0.0043	0.0039	0.0039
36	1.057	0.0140	0.0169	0.0137	0.0123	0.0120	0.0123	0.0153	0.0125	0.0126	0.0169	0.0123	0.0123	0.0119	0.0124	0.0116	0.0124	0.0112	0.0111
37	0.892	0.0118	0.0143	0.0116	0.0103	0.0102	0.0103	0.0128	0.0105	0.0106	0.0143	0.0103	0.0103	0.0100	0.0104	0.0098	0.0104	0.0095	0.0094
38	1.016	0.0134	0.0162	0.0132	0.0118	0.0116	0.0118	0.0146	0.0120	0.0121	0.0162	0.0118	0.0118	0.0114	0.0119	0.0112	0.0119	0.0108	0.0107
39	0.514	0.0068	0.0082	0.0067	0.0058	0.0059	0.0060	0.0071	0.0061	0.0061	0.0082	0.0060	0.0059	0.0056	0.0060	0.0056	0.0060	0.0054	0.0054
40	0.221	0.0029	0.0035	0.0029	0.0023	0.0025	0.0026	0.0027	0.0026	0.0026	0.0035	0.0026	0.0024	0.0022	0.0026	0.0024	0.0026	0.0023	0.0023
41	0.157	0.0021	0.0025	0.0020	0.0015	0.0018	0.0018	0.0018	0.0019	0.0019	0.0025	0.0018	0.0017	0.0015	0.0018	0.0017	0.0018	0.0017	0.0017
42	0.271	0.0036	0.0043	0.0035	0.0029	0.0031	0.0031	0.0035	0.0032	0.0032	0.0043	0.0031	0.0030	0.0028	0.0032	0.0030	0.0032	0.0029	0.0028
43	0.220	0.0029	0.0035	0.0029	0.0022	0.0025	0.0025	0.0027	0.0026	0.0026	0.0035	0.0025	0.0024	0.0022	0.0026	0.0024	0.0026	0.0023	0.0023
44	0.168	0.0022	0.0027	0.0022	0.0016	0.0019	0.0019	0.0019	0.0020	0.0020	0.0027	0.0019	0.0018	0.0016	0.0020	0.0018	0.0020	0.0018	0.0018
45	0.344	0.0045	0.0055	0.0045	0.0037	0.0039	0.0040	0.0046	0.0041	0.0041	0.0055	0.0040	0.0039	0.0036	0.0040	0.0038	0.0040	0.0036	0.0036
46	1.607	0.0212	0.0257	0.0209	0.0189	0.0183	0.0186	0.0235	0.0190	0.0191	0.0257	0.0186	0.0188	0.0183	0.0188	0.0177	0.0188	0.0170	0.0169
47	0.312	0.0041	0.0050	0.0041	0.0033	0.0036	0.0036	0.0041	0.0037	0.0037	0.0050	0.0036	0.0035	0.0033	0.0037	0.0034	0.0037	0.0033	0.0033
48	0.472	0.0062	0.0075	0.0061	0.0053	0.0054	0.0055	0.0065	0.0056	0.0056	0.0075	0.0055	0.0054	0.0051	0.0055	0.0052	0.0055	0.0050	0.0050
49	0.123	0.0016	0.0020	0.0016	0.0011	0.0014	0.0014	0.0012	0.0015	0.0015	0.0020	0.0014	0.0013	0.0011	0.0014	0.0014	0.0014	0.0013	0.0013
50	0.216	0.0028	0.0035	0.0028	0.0022	0.0025	0.0025	0.0026	0.0025	0.0026	0.0035	0.0025	0.0024	0.0021	0.0025	0.0024	0.0025	0.0023	0.0023
51	0.530	0.0070	0.0085	0.0069	0.0060	0.0060	0.0061	0.0073	0.0062	0.0063	0.0085	0.0061	0.0061	0.0058	0.0062	0.0058	0.0062	0.0056	0.0056
52	0.148	0.0020	0.0024	0.0019	0.0014	0.0017	0.0017	0.0016	0.0017	0.0018	0.0024	0.0017	0.0016	0.0014	0.0017	0.0016	0.0017	0.0016	0.0016

N°	CE mS cm ⁻¹	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	Ñ	O	P	Q
53	0.216	0.0029	0.0035	0.0028	0.0022	0.0025	0.0025	0.0026	0.0025	0.0026	0.0035	0.0025	0.0024	0.0021	0.0025	0.0024	0.0025	0.0023	0.0023
54	0.260	0.0034	0.0042	0.0034	0.0027	0.0030	0.0030	0.0033	0.0031	0.0031	0.0042	0.0030	0.0029	0.0027	0.0030	0.0029	0.0030	0.0028	0.0027
55	0.192	0.0025	0.0031	0.0025	0.0019	0.0022	0.0022	0.0023	0.0023	0.0023	0.0031	0.0022	0.0021	0.0019	0.0022	0.0021	0.0022	0.0020	0.0020
56	0.103	0.0014	0.0016	0.0013	0.0008	0.0012	0.0012	0.0009	0.0012	0.0012	0.0016	0.0012	0.0010	0.0008	0.0012	0.0011	0.0012	0.0011	0.0011
57	0.233	0.0031	0.0037	0.0030	0.0024	0.0027	0.0027	0.0029	0.0027	0.0028	0.0037	0.0027	0.0026	0.0023	0.0027	0.0026	0.0027	0.0025	0.0024
58	1.642	0.0217	0.0263	0.0213	0.0193	0.0187	0.0190	0.0240	0.0194	0.0195	0.0263	0.0190	0.0192	0.0187	0.0192	0.0181	0.0192	0.0174	0.0172

(A) Bower *et al.* (1965): $\mu=0.0132\text{CE}$

(B) Ponnampereuma *et al.* (1966): $\mu=0.016\text{CE}$

(C) Griffin y Jurinak (1973): $\mu=0.013\text{CE}$

(D) Gillman y Bell (1978): $\mu=0.012\text{CE}-0.0004$

(E) Leffelaar *et al.* (1983): $\mu=0.0114\text{CE}$

(F) Pasricha (1987): $\mu=0.0116\text{CE}$

(G) Alva *et al.* (1991): $\mu=0.015\text{CE}-0.0006$

(H) Mendoza (2009)¹: $\mu=0.0118\text{CE}$

(I) Mendoza (2009)²: $\mu=0.0119\text{CE}$

(J) Mihelcic y Zimmerman (2012): $\mu=0.016\text{CE}$

(K) López *et al.* (2016): $\mu=0.0116\text{CE}$

(L) Pérez (2018)¹: $\mu=0.01179\text{CE}-0.00017$

(M) Pérez (2018)²: $\mu=0.01159\text{CE}-0.00036$

(N) Camacho (2019): $\mu=0.0117\text{CE}$

(Ñ) Avelar (2020)¹: $\mu=0.0110\text{CE}$

(O) Avelar (2020)²: $\mu=0.0117\text{CE}$

(P) Pallares, 2022¹: $\mu=0.0106\text{CE}$

(Q) Pallares, 2022²: $\mu=0.0105\text{CE}$

Cuadro 50. Fuerza iónica obtenida a partir de sustituir los valores experimentales de CE de las aguas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago en ecuaciones propuestas por diferentes autores (segundo muestreo).

Nº	CE mS cm ⁻¹	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	Ñ	O	P	Q
1	0.115	0.0015	0.0018	0.0015	0.0010	0.0013	0.0013	0.0011	0.0014	0.0014	0.0018	0.0013	0.0012	0.0010	0.0013	0.0013	0.0013	0.0012	0.0012
2	0.174	0.0023	0.0028	0.0023	0.0017	0.0020	0.0020	0.0020	0.0021	0.0021	0.0028	0.0020	0.0019	0.0017	0.0020	0.0019	0.0020	0.0018	0.0018
3	1.550	0.0205	0.0248	0.0202	0.0182	0.0177	0.0180	0.0227	0.0183	0.0184	0.0248	0.0180	0.0181	0.0176	0.0181	0.0171	0.0181	0.0164	0.0163
4	1.143	0.0151	0.0183	0.0149	0.0133	0.0130	0.0133	0.0165	0.0135	0.0136	0.0183	0.0133	0.0133	0.0129	0.0134	0.0126	0.0134	0.0121	0.0120
5	0.858	0.0113	0.0137	0.0112	0.0099	0.0098	0.0100	0.0123	0.0101	0.0102	0.0137	0.0100	0.0099	0.0096	0.0100	0.0094	0.0100	0.0091	0.0090
6	1.077	0.0142	0.0172	0.0140	0.0125	0.0123	0.0125	0.0156	0.0127	0.0128	0.0172	0.0125	0.0125	0.0121	0.0126	0.0118	0.0126	0.0114	0.0113
7	0.607	0.0080	0.0097	0.0079	0.0069	0.0069	0.0070	0.0085	0.0072	0.0072	0.0097	0.0070	0.0070	0.0067	0.0071	0.0067	0.0071	0.0064	0.0064
8	0.882	0.0116	0.0141	0.0115	0.0102	0.0101	0.0102	0.0126	0.0104	0.0105	0.0141	0.0102	0.0102	0.0099	0.0103	0.0097	0.0103	0.0093	0.0093
9	0.896	0.0118	0.0143	0.0116	0.0104	0.0102	0.0104	0.0128	0.0106	0.0107	0.0143	0.0104	0.0104	0.0100	0.0105	0.0099	0.0105	0.0095	0.0094
10	0.902	0.0119	0.0144	0.0117	0.0104	0.0103	0.0105	0.0129	0.0106	0.0107	0.0144	0.0105	0.0105	0.0101	0.0106	0.0099	0.0106	0.0096	0.0095
11	15.075	0.1990	0.2412	0.1960	0.1805	0.1719	0.1749	0.2255	0.1779	0.1794	0.2412	0.1749	0.1776	0.1744	0.1764	0.1658	0.1764	0.1598	0.1583
12	2.405	0.0317	0.0385	0.0313	0.0285	0.0274	0.0279	0.0355	0.0284	0.0286	0.0385	0.0279	0.0282	0.0275	0.0281	0.0265	0.0281	0.0255	0.0253
13	14.610	0.1929	0.2338	0.1899	0.1749	0.1666	0.1695	0.2186	0.1724	0.1739	0.2338	0.1695	0.1721	0.1690	0.1709	0.1607	0.1709	0.1549	0.1534
14	0.209	0.0028	0.0033	0.0027	0.0021	0.0024	0.0024	0.0025	0.0025	0.0025	0.0033	0.0024	0.0023	0.0021	0.0024	0.0023	0.0024	0.0022	0.0022
15	0.578	0.0076	0.0092	0.0075	0.0065	0.0066	0.0067	0.0081	0.0068	0.0069	0.0092	0.0067	0.0066	0.0063	0.0068	0.0064	0.0068	0.0061	0.0061
16	0.586	0.0077	0.0094	0.0076	0.0066	0.0067	0.0068	0.0082	0.0069	0.0070	0.0094	0.0068	0.0067	0.0064	0.0069	0.0064	0.0069	0.0062	0.0062
17	0.534	0.0070	0.0085	0.0069	0.0060	0.0061	0.0062	0.0074	0.0063	0.0064	0.0085	0.0062	0.0061	0.0058	0.0062	0.0059	0.0062	0.0057	0.0056
18	0.384	0.0051	0.0061	0.0050	0.0042	0.0044	0.0045	0.0052	0.0045	0.0046	0.0061	0.0045	0.0044	0.0041	0.0045	0.0042	0.0045	0.0041	0.0040
19	0.381	0.0050	0.0061	0.0050	0.0042	0.0043	0.0044	0.0051	0.0045	0.0045	0.0061	0.0044	0.0043	0.0041	0.0045	0.0042	0.0045	0.0040	0.0040
20	0.380	0.0050	0.0061	0.0049	0.0042	0.0043	0.0044	0.0051	0.0045	0.0045	0.0061	0.0044	0.0043	0.0040	0.0044	0.0042	0.0044	0.0040	0.0040
21	0.541	0.0071	0.0087	0.0070	0.0061	0.0062	0.0063	0.0075	0.0064	0.0064	0.0087	0.0063	0.0062	0.0059	0.0063	0.0060	0.0063	0.0057	0.0057
22	0.383	0.0051	0.0061	0.0050	0.0042	0.0044	0.0044	0.0051	0.0045	0.0046	0.0061	0.0044	0.0043	0.0041	0.0045	0.0042	0.0045	0.0041	0.0040
23	0.579	0.0076	0.0093	0.0075	0.0065	0.0066	0.0067	0.0081	0.0068	0.0069	0.0093	0.0067	0.0067	0.0064	0.0068	0.0064	0.0068	0.0061	0.0061
24	0.402	0.0053	0.0064	0.0052	0.0044	0.0046	0.0047	0.0054	0.0047	0.0048	0.0064	0.0047	0.0046	0.0043	0.0047	0.0044	0.0047	0.0043	0.0042
25	0.385	0.0051	0.0062	0.0050	0.0042	0.0044	0.0045	0.0052	0.0045	0.0046	0.0062	0.0045	0.0044	0.0041	0.0045	0.0042	0.0045	0.0041	0.0040
26	0.353	0.0047	0.0056	0.0046	0.0038	0.0040	0.0041	0.0047	0.0042	0.0042	0.0056	0.0041	0.0040	0.0037	0.0041	0.0039	0.0041	0.0037	0.0037
27	0.542	0.0072	0.0087	0.0070	0.0061	0.0062	0.0063	0.0075	0.0064	0.0064	0.0087	0.0063	0.0062	0.0059	0.0063	0.0060	0.0063	0.0057	0.0057

Nº	CE mS cm ⁻¹	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	Ñ	O	P	Q
28	0.554	0.0073	0.0089	0.0072	0.0062	0.0063	0.0064	0.0077	0.0065	0.0066	0.0089	0.0064	0.0064	0.0061	0.0065	0.0061	0.0065	0.0059	0.0058
29	0.562	0.0074	0.0090	0.0073	0.0063	0.0064	0.0065	0.0078	0.0066	0.0067	0.0090	0.0065	0.0065	0.0062	0.0066	0.0062	0.0066	0.0060	0.0059
30	0.792	0.0105	0.0127	0.0103	0.0091	0.0090	0.0092	0.0113	0.0093	0.0094	0.0127	0.0092	0.0092	0.0088	0.0093	0.0087	0.0093	0.0084	0.0083
31	0.720	0.0095	0.0115	0.0094	0.0082	0.0082	0.0084	0.0102	0.0085	0.0086	0.0115	0.0084	0.0083	0.0080	0.0084	0.0079	0.0084	0.0076	0.0076
32	0.652	0.0086	0.0104	0.0085	0.0074	0.0074	0.0076	0.0092	0.0077	0.0078	0.0104	0.0076	0.0075	0.0072	0.0076	0.0072	0.0076	0.0069	0.0068
33	0.545	0.0072	0.0087	0.0071	0.0061	0.0062	0.0063	0.0076	0.0064	0.0065	0.0087	0.0063	0.0063	0.0060	0.0064	0.0060	0.0064	0.0058	0.0057
34	0.678	0.0089	0.0108	0.0088	0.0077	0.0077	0.0079	0.0096	0.0080	0.0081	0.0108	0.0079	0.0078	0.0075	0.0079	0.0075	0.0079	0.0072	0.0071
35	0.930	0.0123	0.0149	0.0121	0.0108	0.0106	0.0108	0.0134	0.0110	0.0111	0.0149	0.0108	0.0108	0.0104	0.0109	0.0102	0.0109	0.0099	0.0098
36	0.419	0.0055	0.0067	0.0054	0.0046	0.0048	0.0049	0.0057	0.0049	0.0050	0.0067	0.0049	0.0048	0.0045	0.0049	0.0046	0.0049	0.0044	0.0044
37	0.605	0.0080	0.0097	0.0079	0.0069	0.0069	0.0070	0.0085	0.0071	0.0072	0.0097	0.0070	0.0070	0.0067	0.0071	0.0067	0.0071	0.0064	0.0064
38	0.499	0.0066	0.0080	0.0065	0.0056	0.0057	0.0058	0.0069	0.0059	0.0059	0.0080	0.0058	0.0057	0.0054	0.0058	0.0055	0.0058	0.0053	0.0052
39	0.521	0.0069	0.0083	0.0068	0.0059	0.0059	0.0060	0.0072	0.0061	0.0062	0.0083	0.0060	0.0060	0.0057	0.0061	0.0057	0.0061	0.0055	0.0055
40	0.499	0.0066	0.0080	0.0065	0.0056	0.0057	0.0058	0.0069	0.0059	0.0059	0.0080	0.0058	0.0057	0.0054	0.0058	0.0055	0.0058	0.0053	0.0052
41	0.541	0.0071	0.0087	0.0070	0.0061	0.0062	0.0063	0.0075	0.0064	0.0064	0.0087	0.0063	0.0062	0.0059	0.0063	0.0060	0.0063	0.0057	0.0057
42	0.878	0.0116	0.0140	0.0114	0.0101	0.0100	0.0102	0.0126	0.0104	0.0104	0.0140	0.0102	0.0102	0.0098	0.0103	0.0097	0.0103	0.0093	0.0092
43	0.983	0.0130	0.0157	0.0128	0.0114	0.0112	0.0114	0.0141	0.0116	0.0117	0.0157	0.0114	0.0114	0.0110	0.0115	0.0108	0.0115	0.0104	0.0103
44	0.975	0.0129	0.0156	0.0127	0.0113	0.0111	0.0113	0.0140	0.0115	0.0116	0.0156	0.0113	0.0113	0.0109	0.0114	0.0107	0.0114	0.0103	0.0102
45	1.000	0.0132	0.0160	0.0130	0.0116	0.0114	0.0116	0.0144	0.0118	0.0119	0.0160	0.0116	0.0116	0.0112	0.0117	0.0110	0.0117	0.0106	0.0105
46	1.012	0.0134	0.0162	0.0132	0.0117	0.0115	0.0117	0.0146	0.0119	0.0120	0.0162	0.0117	0.0118	0.0114	0.0118	0.0111	0.0118	0.0107	0.0106
47	0.802	0.0106	0.0128	0.0104	0.0092	0.0091	0.0093	0.0114	0.0095	0.0095	0.0128	0.0093	0.0093	0.0089	0.0094	0.0088	0.0094	0.0085	0.0084
48	0.971	0.0128	0.0155	0.0126	0.0113	0.0111	0.0113	0.0140	0.0115	0.0116	0.0155	0.0113	0.0113	0.0109	0.0114	0.0107	0.0114	0.0103	0.0102
49	0.615	0.0081	0.0098	0.0080	0.0070	0.0070	0.0071	0.0086	0.0073	0.0073	0.0098	0.0071	0.0071	0.0068	0.0072	0.0068	0.0072	0.0065	0.0065
50	1.118	0.0148	0.0179	0.0145	0.0130	0.0127	0.0130	0.0162	0.0132	0.0133	0.0179	0.0130	0.0130	0.0126	0.0131	0.0123	0.0131	0.0119	0.0117
51	0.853	0.0113	0.0136	0.0111	0.0098	0.0097	0.0099	0.0122	0.0101	0.0102	0.0136	0.0099	0.0099	0.0095	0.0100	0.0094	0.0100	0.0090	0.0090
52	0.984	0.0130	0.0157	0.0128	0.0114	0.0112	0.0114	0.0142	0.0116	0.0117	0.0157	0.0114	0.0114	0.0110	0.0115	0.0108	0.0115	0.0104	0.0103
53	0.991	0.0131	0.0159	0.0129	0.0115	0.0113	0.0115	0.0143	0.0117	0.0118	0.0159	0.0115	0.0115	0.0111	0.0116	0.0109	0.0116	0.0105	0.0104
54	0.958	0.0126	0.0153	0.0125	0.0111	0.0109	0.0111	0.0138	0.0113	0.0114	0.0153	0.0111	0.0111	0.0107	0.0112	0.0105	0.0112	0.0102	0.0101
55	1.012	0.0134	0.0162	0.0132	0.0117	0.0115	0.0117	0.0146	0.0119	0.0120	0.0162	0.0117	0.0118	0.0114	0.0118	0.0111	0.0118	0.0107	0.0106
56	0.524	0.0069	0.0084	0.0068	0.0059	0.0060	0.0061	0.0073	0.0062	0.0062	0.0084	0.0061	0.0060	0.0057	0.0061	0.0058	0.0061	0.0056	0.0055

N°	CE mS cm ⁻¹	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	Ñ	O	P	Q
57	0.602	0.0079	0.0096	0.0078	0.0068	0.0069	0.0070	0.0084	0.0071	0.0072	0.0096	0.0070	0.0069	0.0066	0.0070	0.0066	0.0070	0.0064	0.0063
58	1.002	0.0132	0.0160	0.0130	0.0116	0.0114	0.0116	0.0144	0.0118	0.0119	0.0160	0.0116	0.0116	0.0113	0.0117	0.0110	0.0117	0.0106	0.0105
59	0.943	0.0124	0.0151	0.0123	0.0109	0.0108	0.0109	0.0135	0.0111	0.0112	0.0151	0.0109	0.0109	0.0106	0.0110	0.0104	0.0110	0.0100	0.0099
60	0.553	0.0073	0.0088	0.0072	0.0062	0.0063	0.0064	0.0077	0.0065	0.0066	0.0088	0.0064	0.0063	0.0060	0.0065	0.0061	0.0065	0.0059	0.0058
61	2.880	0.0380	0.0461	0.0374	0.0342	0.0328	0.0334	0.0426	0.0340	0.0343	0.0461	0.0334	0.0338	0.0330	0.0337	0.0317	0.0337	0.0305	0.0302
62	0.986	0.0130	0.0158	0.0128	0.0114	0.0112	0.0114	0.0142	0.0116	0.0117	0.0158	0.0114	0.0115	0.0111	0.0115	0.0108	0.0115	0.0105	0.0104
63	1.649	0.0218	0.0264	0.0214	0.0194	0.0188	0.0191	0.0241	0.0195	0.0196	0.0264	0.0191	0.0193	0.0188	0.0193	0.0181	0.0193	0.0175	0.0173
64	0.980	0.0129	0.0157	0.0127	0.0114	0.0112	0.0114	0.0141	0.0116	0.0117	0.0157	0.0114	0.0114	0.0110	0.0115	0.0108	0.0115	0.0104	0.0103
65	0.440	0.0058	0.0070	0.0057	0.0049	0.0050	0.0051	0.0060	0.0052	0.0052	0.0070	0.0051	0.0050	0.0047	0.0051	0.0048	0.0051	0.0047	0.0046
66	1.670	0.0220	0.0267	0.0217	0.0196	0.0190	0.0194	0.0245	0.0197	0.0199	0.0267	0.0194	0.0195	0.0190	0.0195	0.0184	0.0195	0.0177	0.0175
67	0.616	0.0081	0.0099	0.0080	0.0070	0.0070	0.0071	0.0086	0.0073	0.0073	0.0099	0.0071	0.0071	0.0068	0.0072	0.0068	0.0072	0.0065	0.0065
68	1.028	0.0136	0.0164	0.0134	0.0119	0.0117	0.0119	0.0148	0.0121	0.0122	0.0164	0.0119	0.0120	0.0116	0.0120	0.0113	0.0120	0.0109	0.0108
69	1.768	0.0233	0.0283	0.0230	0.0208	0.0202	0.0205	0.0259	0.0209	0.0210	0.0283	0.0205	0.0207	0.0201	0.0207	0.0194	0.0207	0.0187	0.0186
70	1.491	0.0197	0.0239	0.0194	0.0175	0.0170	0.0173	0.0218	0.0176	0.0177	0.0239	0.0173	0.0174	0.0169	0.0174	0.0164	0.0174	0.0158	0.0157
71	0.467	0.0062	0.0075	0.0061	0.0052	0.0053	0.0054	0.0064	0.0055	0.0056	0.0075	0.0054	0.0053	0.0051	0.0055	0.0051	0.0055	0.0050	0.0049
72	0.510	0.0067	0.0082	0.0066	0.0057	0.0058	0.0059	0.0071	0.0060	0.0061	0.0082	0.0059	0.0058	0.0056	0.0060	0.0056	0.0060	0.0054	0.0054
73	0.425	0.0056	0.0068	0.0055	0.0047	0.0048	0.0049	0.0058	0.0050	0.0051	0.0068	0.0049	0.0048	0.0046	0.0050	0.0047	0.0050	0.0045	0.0045
74	0.374	0.0049	0.0060	0.0049	0.0041	0.0043	0.0043	0.0050	0.0044	0.0045	0.0060	0.0043	0.0042	0.0040	0.0044	0.0041	0.0044	0.0040	0.0039
75	0.358	0.0047	0.0057	0.0047	0.0039	0.0041	0.0042	0.0048	0.0042	0.0043	0.0057	0.0042	0.0041	0.0038	0.0042	0.0039	0.0042	0.0038	0.0038
76	0.327	0.0043	0.0052	0.0043	0.0035	0.0037	0.0038	0.0043	0.0039	0.0039	0.0052	0.0038	0.0037	0.0034	0.0038	0.0036	0.0038	0.0035	0.0034
77	0.304	0.0040	0.0049	0.0040	0.0032	0.0035	0.0035	0.0040	0.0036	0.0036	0.0049	0.0035	0.0034	0.0032	0.0036	0.0033	0.0036	0.0032	0.0032
78	0.562	0.0074	0.0090	0.0073	0.0063	0.0064	0.0065	0.0078	0.0066	0.0067	0.0090	0.0065	0.0065	0.0062	0.0066	0.0062	0.0066	0.0060	0.0059
79	0.346	0.0046	0.0055	0.0045	0.0038	0.0039	0.0040	0.0046	0.0041	0.0041	0.0055	0.0040	0.0039	0.0037	0.0040	0.0038	0.0040	0.0037	0.0036
80	0.344	0.0045	0.0055	0.0045	0.0037	0.0039	0.0040	0.0046	0.0041	0.0041	0.0055	0.0040	0.0039	0.0036	0.0040	0.0038	0.0040	0.0036	0.0036
81	0.246	0.0032	0.0039	0.0032	0.0026	0.0028	0.0029	0.0031	0.0029	0.0029	0.0039	0.0029	0.0027	0.0025	0.0029	0.0027	0.0029	0.0026	0.0026
82	0.355	0.0047	0.0057	0.0046	0.0039	0.0040	0.0041	0.0047	0.0042	0.0042	0.0057	0.0041	0.0040	0.0038	0.0042	0.0039	0.0042	0.0038	0.0037
83	0.345	0.0046	0.0055	0.0045	0.0037	0.0039	0.0040	0.0046	0.0041	0.0041	0.0055	0.0040	0.0039	0.0036	0.0040	0.0038	0.0040	0.0037	0.0036
84	0.263	0.0035	0.0042	0.0034	0.0028	0.0030	0.0031	0.0033	0.0031	0.0031	0.0042	0.0031	0.0029	0.0027	0.0031	0.0029	0.0031	0.0028	0.0028
85	0.887	0.0117	0.0142	0.0115	0.0102	0.0101	0.0103	0.0127	0.0105	0.0106	0.0142	0.0103	0.0103	0.0099	0.0104	0.0098	0.0104	0.0094	0.0093

(A) Bower *et al.* (1965): $\mu=0.0132\text{CE}$

- (B) Ponnamperna *et al.* (1966): $\mu=0.016\text{CE}$
- (C) Griffin y Jurinak (1973): $\mu=0.013\text{CE}$
- (D) Gillman y Bell (1978): $\mu=0.012\text{CE}-0.0004$
- (E) Leffelaar *et al.* (1983): $\mu=0.0114\text{CE}$
- (F) Pasricha (1987): $\mu=0.0116\text{CE}$
- (G) Alva *et al.* (1991): $\mu=0.015\text{CE}-0.0006$
- (H) Mendoza (2009)¹: $\mu=0.0118\text{CE}$
- (I) Mendoza (2009)²: $\mu=0.0119\text{CE}$
- (J) Mihelcic y Zimmerman (2012): $\mu=0.016\text{CE}$
- (K) López *et al.* (2016): $\mu=0.0116\text{CE}$
- (L) Pérez (2018)¹: $\mu=0.01179\text{CE}-0.00017$
- (M) Pérez (2018)²: $\mu=0.01159\text{CE}-0.00036$
- (N) Camacho (2019): $\mu=0.0117\text{CE}$
- (Ñ) Avelar (2020)¹: $\mu=0.0110\text{CE}$
- (O) Avelar (2020)²: $\mu=0.0117\text{CE}$
- (P) Pallares, 2022¹: $\mu=0.0106\text{CE}$
- (Q) Pallares, 2022²: $\mu=0.0105\text{CE}$

8.2. Anexo 2



Laguna de Almoloya (septiembre 2018).



Laguna Salazar (septiembre 2018).



Vertedor José Antonio Álzate (septiembre 2018).



Vertedor José Antonio Álzate (junio 2019).



Presa derivadora Temascalcingo
(septiembre 2018).



Presa derivadora Temascalcingo
(junio 2019).



Presa Tepuxtepec (septiembre 2018).



Presa Tepuxtepec (junio 2019).





Presa Solís (septiembre 2018).



Puerta derivadora de la Presa Solís (septiembre 2018).



Presa Solís (junio 2019).



Puerta derivadoras Presa Solís (junio 2019).



Río Lerma "El Borbollón", Temascalcingo (septiembre 2018).



Manantial de aguas termales "El Borbollón" confluye en el lecho del río Lerma (septiembre 2018).



Manantial de aguas termales “El Borbollón”, Temascalcingo (junio 2019).



Alberca, El Borbollón, Temascalcingo (junio 2018).



Río Turbio, “Cerrito de Aceves”, Abasolo, Gto. (junio 2019).



Río Turbio, Puente Irapuato-Pénjamo, Gto. (junio 2019).



Río Duero, Ibarra (septiembre 2018).



Río Zúla, puente Ocotlán, Jal. (septiembre 2018).



Lago de Chapala, Malecón de Chapala, Jal. (septiembre 2018).



Lago de Chapala, Poncitlán Jal. (septiembre 2018).



Lago de Chapala, San Pedro Itzican, Jal. (septiembre 2018).



Lago de Chapala, San Pedro Tesistán, Jal. (septiembre 2018).



Lago de Chapala, Petatán, Michoacán. (Junio 2019).



Lago de Chapala, Patatán, Michoacán. (junio 2019).



Río Santiago, El Salto, Juanacatlán, Jalisco (junio 2019).



Río Santiago, Atequiza, Juanacatlán. Jalisco. (junio 2019).



Río Juchipila, San Cristóbal de la Barranca, (junio 2019).



Lago Cráter, Laguna de Santa María del Oro, Nayarit. (septiembre 2018).



Lago Cráter, Laguna de Tepeltitit, San Pedro Lagunillas, Nayarit. (junio 2019).



Río Mololoa, Los Salazares, Tepic.
(septiembre 2018).



Arroyo El Chilte, rumbo a la presa
Aguamilpa. (septiembre 2018).



Río Santiago, Presa Santa Rosa, Tequila,
Jalisco. (septiembre 2018).



Río Santiago, Presa Santa Rosa,
Tequila, Jalisco. (junio 2019).



Río Santiago, Presa la Yesca (CH),
Hostotipaquillo, Jalisco. (septiembre
2018).



Río Santiago, Presa la Yesca (CH),
Hostotipaquillo, Jalisco. (junio 2019).



Río Santiago, Presa El Cajón (CH), Santa María del Oro, Nayarit. (junio 2019).



Río Santiago, Presa Aguamilpa, Santa María del Oro, Nayarit. (septiembre 2019).



Río San Pedro, Ruiz, Nayarit. (septiembre 2018).



Desembocadura del río Santiago, Boca de Asadero, San Blas. (septiembre 2018).



Cultivo de frijol, Presa Solís, (septiembre 2018).



Maíz forrajero, Tarandacua, (junio 2019).



Cultivo de maíz en Salvatierra. Gto. (junio 2019).



Transporte de la cosecha de alfalfa, Yuriria, Gto. (junio 2019).



Cultivo de maíz, Numarán, Michoacán, (septiembre 2018).



Parcela de maíz e invernaderos, Numarán, Michoacán, (septiembre 2018).



Agave azul, Altos de Jalisco, (junio 2019).



Huerta de Mangos, Nayarit, (junio 2018).



Caña de azúcar, Nayarit, (junio 2018).