

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NAYARIT
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICO AGROPECUARIAS**



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NAYARIT



SISTEMA DE BIBLIOTECA

**CALIDAD DEL AGUA PARA RIEGO AGRÍCOLA DEL SISTEMA HIDROGRÁFICO
LERMA-CHAPALA-SANTIAGO**

•

JORGE ARIEL MAY PAT

Tesis presentada como requisito parcial para la obtención del grado de: Maestría en
Ciencias en el Área de Ciencias Agrícolas

3

Xalisco, Nayarit, enero 2016



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NAYARIT
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICO AGROPECUARIAS

CBAP/008/16.

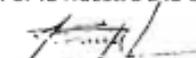
Xalisco, Nayarit; 25 de enero de 2016.

ING. ALFREDO GONZÁLEZ JÁUREGUI
DIRECTOR DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
P R E S E N T E.

Con base al oficio de fecha 21 de enero del presente, enviado por los CC. Dr. Héctor Manuel Ortega Escobar, Dr. Dr. Álvaro Can Chulim, Dr. Juan Diego García Paredes, Dr. José Irán Bojórquez Serrano, Dr. Alberto Madueño Molina y Dra. Elia Cruz Crespo,, donde se indica que el trabajo de tesis cumple con lo establecido en forma y contenido, y debido a que ha finalizado con los demás requisitos que establece nuestra institución, se autoriza al C. Jorge Ariel May Pat, continúe con los trámites necesarios para la presentación del examen de grado de Maestría en Ciencias Biológico Agropecuarias en el Área de Ciencias Agrícolas.

Sin más por el momento, reciba un cordial saludo.

Atentamente
"Por lo Nuestro a lo Universal"


Dr. J. Diego García Paredes
Coordinador del Posgrado

C.c.p.- Expediente

Smefm

Xalisco, Nayarit, 21 de enero de 2016

DR. J. DIEGO GARCÍA PAREDES
COORDINADOR DEL POSGRADO (CBAP)
P R E S E N T E

Los suscritos integrantes del Cuerpo Tutorial para asesorar la Tesis titulada: CALIDAD DEL AGUA PARA RIEGO AGRÍCOLA DEL SISTEMA HIDROGRÁFICO LERMA-CHAPALA-SANTIAGO, que presenta el C. JORGE ARIEL MAY PAT para obtener el Grado de MAESTRO EN CIENCIAS con opción terminal en CIENCIAS AGRÍCOLAS, damos nuestra aprobación para que continúe con los trámites correspondientes para la obtención de su grado.

Sin otro asunto que tratar, recibe un cordial saludo.

ATENTAMENTE



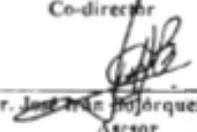
Dr. Héctor Manuel Ortega Escoliar
Director



Dr. Alvaro Can Chulim
Co-director



Dr. Juan Diego García Paredes
Asesor



Dr. José María Bojórquez Serrano
Asesor



Dr. Alberto Madueño Molina
Asesor



Dr. Elia Corona Crespo
Asesor

AGRADECIMIENTOS

Al Colegio de Postgraduados; Programa de Hidrociencias; especialmente al Área de Manejo de Aguas y Suelos Salinos.

A mi director de tesis, Dr. Héctor Manuel Ortega Escobar, por su valiosa dirección y apoyo para la realización de este trabajo de investigación.

Al Dr. Alvaro Can Chulim, por sus valiosos comentarios y acertadas correcciones al presente trabajo.

Al Dr. Juan Diego García Paredes, por las facilidades brindadas para la realización del presente trabajo de investigación, por sus valiosos comentarios y correcciones.

A mi Comité tutorial: Dr. José Irán Bojórquez Serrano; Dr. Alberto Madueño Molina; Dra. Elia Cruz Crespo, por sus revisiones y recomendaciones para el presente trabajo.

A Alma Delia Lopez Garcia por su motivación para seguir adelante con mis estudios de Maestría.

A mi familia: Alma y Elisabet por su comprensión, apoyo, confianza y sacrificios realizados para lograr mis metas.

A la familia López García por su apoyo incondicional, consejos y su gran amistad.

A todas las personas que, de una u otra manera, me apoyaron para la realización de la presente investigación.

CONTENIDO

ÍNDICE DE CUADROS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS	xi
RESUMEN	xvi
ABSTRACT	xvii
1 INTRODUCCIÓN.....	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 Objetivo general.....	3
2.2 Objetivos específicos.....	3
3 HIPÓTESIS.....	4
4 REVISIÓN DE LITERATURA.....	5
4.1 Origen y tipo de sales solubles en el suelo y aguas naturales	5
4.2 Procesos de acumulación de sales	7
4.3 Composición química del suelo, del agua superficial y subterránea	8
4.4 Calidad del agua.....	17
4.5 Criterios de evaluación de la calidad del agua	18
4.6 Índices de salinidad	20
4.6.1 Conductividad eléctrica	20
4.6.2 Presión osmótica	21
4.6.3 Salinidad efectiva	23
4.6.4 Salinidad potencial	24
4.7 Índices de sodicidad.....	25
4.7.1 Relación de adsorción de sodio (RAS).....	28
4.7.2 Relación de adsorción de sodio ajustado (RAS_{aj}).....	29
4.7.3 Relación de adsorción de sodio corregido (RAS^*)	39
4.7.4 Problemas de infiltración de suelos bajo riego	42
4.7.5 Carbonato de sodio residual (CSR).....	46

4.8	Criterios de toxicidad	47
4.8.1	Sodio	47
4.8.2	Cloro	48
4.8.3	Boro	48
4.8.4	Fosfatos	49
4.8.5	Sulfatos	49
4.8.6	Nitratos	50
5	MATERIALES Y MÉTODOS	51
5.1	Localización geográfica del área de estudio	51
5.2	Región Hidrológica Lerma-Chapala-Santiago	51
5.3	Marco geológico	52
5.4	Clima	53
5.5	Distribución espacio temporal de los sitios de muestreo	54
5.6	Métodos analíticos para las determinaciones fisico-químicas de las muestras de agua	62
5.7	Análisis estadístico	62
5.8	Balace de cationes y aniones	63
6	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	64
6.1	Composición iónica del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala- Santiago	64
6.2	Distribución de cationes y aniones	81
6.3	Distribución por clases de la conductividad eléctrica y suma de cationes	82
6.4	Relación entre la concentración de sales analíticos y conductividad eléctrica	85
6.5	Relación entre suma de cationes y conductividad eléctrica	87
6.6	Relación entre presión osmótica y conductividad eléctrica	88
6.7	Clasificación del agua de riego con base a su salinidad	89
6.7.1	Índice de salinidad efectiva	89
6.7.2	Índice de salinidad potencial	91

6.8	Clasificación del agua de riego con base a su sodicidad	98
6.8.1	Reducción sobre la infiltración.....	114
6.8.2	Porcentaje de sodio intercambiable (PSI)-Relación de adsorción de sodio (RAS).....	118
6.8.3	Clasificación del agua de riego con base al carbonato de sodio residual.....	121
6.9	Clasificación del agua de riego en base a la toxicidad de iones específicos.....	125
6.9.1	Boro.....	125
6.9.2	Fósforo.....	131
6.9.3	Nitrógeno.....	137
6.9.4	Sílice	143
6.10	Clasificación hidrogeoquímica.....	147
7	CONCLUSIONES.....	149
8	RECOMENDACIONES.....	151
9	LITERATURA CITADA.....	152

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Características químicas de los extractos de saturación de suelos salinos y sódicos, aguas de pozos y aguas de ríos que se analizaron por el Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos.	10
Cuadro 2. Calidad de las aguas superficiales (ríos) que son utilizadas para riego.	14
Cuadro 3. Composición química de aguas fluviales usadas para riego en el Oeste de los Estados Unidos.	15
Cuadro 4. Análisis químico de las aguas de riego de varias fuentes en Kinnaur región de Himachal Pradesh, India.	16
Cuadro 5. Criterios para evaluar la calidad del agua para riego.	19
Cuadro 6. Clasificación del agua de riego de acuerdo con su salinidad efectiva.	24
Cuadro 7. Clasificación del agua de riego de acuerdo con su salinidad potencial. ...	25
Cuadro 8. Cálculo de los valores de pH_e teórico de las aguas de riego.	33
Cuadro 9. Concentración de calcio (Ca^{2+}) en el agua del suelo, contenido en el suelo cerca de la superficie, que resultaría de regar con aguas de determinado valor HCO_3^-/Ca^{2+} y conductividad del agua de riego (CE) ^{a,b}	41
Cuadro 10. Influencia de los cationes adsorbidos en las diferentes propiedades físicas de los suelos.	44
Cuadro 11. Clasificación del agua de riego de acuerdo con el carbonato de sodio residual (CSR).	46
Cuadro 12. Localización geográfica de las estaciones de muestreo del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.	57
Cuadro 13 Localización geográfica de las estaciones de muestreo del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.	59
Cuadro 14. Métodos analíticos empleados para las diferentes mediciones.	62
Cuadro 15. Composición iónica del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.	66

Cuadro 16. Composición iónica del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.....	72
Cuadro 17. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con su salinidad efectiva. Otoño 2014.....	90
Cuadro 18. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con su salinidad efectiva. Primavera 2015.	90
Cuadro 19. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo a su salinidad potencial. Otoño 2014.....	92
Cuadro 20. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo a su salinidad potencial. Primavera 2015.	92
Cuadro 21. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo a su salinidad efectiva y salinidad potencial. Otoño 2014.....	93
Cuadro 22. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo a su salinidad efectiva y salinidad potencial. Primavera 2015.	95
Cuadro 23. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con las diferentes formulaciones de Relación de Adsorción de Sodio (RAS). Otoño 2014.....	101
Cuadro 24. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con las diferentes formulaciones de Relación de Adsorción de Sodio (RAS). Primavera 2015.	101
Cuadro 25. Valores de las distintas formulaciones de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	109
Cuadro 26. Valores de las distintas formulaciones de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago Primavera 2015.	111

Cuadro 27. Clasificación del agua de Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al peligro de disminución de la infiltración. Otoño 2014.	115
Cuadro 28. Clasificación del agua de Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al peligro de disminución de la infiltración. Primavera 2015.	115
Cuadro 29. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al contenido de boro. Otoño 2014.	129
Cuadro 30. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al contenido de boro. Primavera 2015.	130
Cuadro 31. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al contenido de fosfatos. Otoño 2014.	135
Cuadro 32. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al contenido de fosfatos. Primavera 2015.	136
Cuadro 33. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al contenido de nitratos. Otoño 2014.	141
Cuadro 34. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al contenido de nitratos. Primavera 2015.	142
Cuadro 35. Contenido de sílice del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014 y Primavera 2015.	145

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama para la clasificación del agua para uso agrícola	27
Figura 2. Valores de los logaritmos negativos de las concentraciones molares de pCa y equivalentes de pCO_3+HCO_3 con respecto a las concentraciones totales de cationes expresados en $mmol\cdot L^{-1}$	37
Figura 3. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio.....	45
Figura 4. Mapa de localización de las estaciones de muestreo del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	55
Figura 5. Mapa de localización de las estaciones de muestreo del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.....	56
Figura 6. Composición iónica del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	81
Figura 7. Composición iónica del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.....	82
Figura 8. Distribución de frecuencias en función de la conductividad eléctrica en $\mu S\ cm^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	83
Figura 9. Distribución de frecuencias en función de la suma de cationes en $mmol\cdot L^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	83
Figura 10. Distribución de frecuencias en función de la conductividad eléctrica en $\mu S\ cm^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.....	84
Figura 11. Distribución de frecuencias en función de la suma de cationes en $mmol\cdot L^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.....	85
Figura 12. Relación entre la concentración de sales analíticas en $mg\ L^{-1}$ y la conductividad eléctrica en $\mu S\ cm^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	86

Figura 13. Relación entre la concentración de sales analíticas en mg L^{-1} y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.	86
Figura 14. Relación entre la suma de cationes en mmol L^{-1} y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.	87
Figura 15. Relación entre la suma de cationes en mmol L^{-1} y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.	88
Figura 16. Relación entre la presión osmótica en atmosferas y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.	88
Figura 17. Relación entre la presión osmótica en atmosferas y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.	89
Figura 18. Relación entre RAS_{ajus} y RAS , del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.	99
Figura 19. Relación entre RAS° y RAS , del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.	99
Figura 20. Relación entre RAS_{ajus} y RAS , del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.	100
Figura 21. Relación entre RAS° y RAS , del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.	100
Figura 22. Diagrama de clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago RAS-CE ; $\text{RAS}_{\text{ajus-CE}}$; $\text{RAS}^{\circ}\text{-CE}$. Otoño 2014.	102
Figura 23. Diagrama de clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago RAS-CE ; $\text{RAS}_{\text{ajus-CE}}$; $\text{RAS}^{\circ}\text{-CE}$. Primavera 2015.	103

Figura 24. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica (CE) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	104
Figura 25. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica (CE) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.....	105
Figura 26. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con la relación de adsorción de sodio (RAS) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	106
Figura 27. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con la relación de adsorción de sodio (RAS) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.....	107
Figura 28. Reducción de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio (RAS, RAS_{ajus} , RAS^2) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	116
Figura 29. Reducción de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio (RAS, RAS_{ajus} , RAS^2) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.....	117
Figura 30. Relación PSI-RAS en base a las distintas formulaciones de RAS y valores de K (coeficiente de selectividad de Gapon), del agua del SH Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	119
Figura 31. Relación PSI-RAS, en base a las distintas formulaciones de la RAS y valores de K (coeficiente de selectividad de Gapon), del agua del SH Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.....	120
Figura 32. Contenido de carbonato de sodio residual (Na_2CO_3) en los sitios muestreados de SH Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014 y Primavera 2015.....	122
Figura 33. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de carbonato de sodio residual (CSR) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	123

Figura 34. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de carbonato de sodio residual (CSR) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.....	124
Figura 35. Contenido de boro en mg L^{-1} del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014 y Primavera 2015.....	126
Figura 36. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de boro (mg/L) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	127
Figura 37. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de boro (mg/L) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.....	128
Figura 38. Contenido de fosfatos en mg L^{-1} del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014 y Primavera 2015.....	132
Figura 39. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de fosfatos (mg/L) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	133
Figura 40. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de fosfatos (mg/L) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.....	134
Figura 41. Contenido de nitratos en mg L^{-1} del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	138
Figura 42. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de nitratos (mg/L) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.....	139
Figura 43. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de nitratos (mg/L) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.....	140
Figura 44. Concentración de sílice en mg L^{-1} del agua del SH Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014 y primavera 2015.....	144
Figura 45. Diagrama de Piper. Otoño 2014.....	148

Figura 46. Diagrama de Piper. Primavera 2015.	148
--	-----

RESUMEN

CALIDAD DEL AGUA PARA RIEGO AGRÍCOLA DEL SISTEMA HIDROGRÁFICO LERMA-CHAPALA-SANTIAGO

Jorge Ariel May Pat, MC.

Universidad Autónoma de Nayarit, 2016

El río Lerma nace en los manantiales de Almoloya del Río, en el Estado de México, y atraviesa hacia el Noroeste el valle de Toluca, forma parte del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, con una longitud mayor de 700 km, el cual es uno de los sistemas hidrográficos más importantes de México, ya que en este se concentran las actividades agrícolas e industriales. La actividad con mayor consumo de agua es la agricultura, especialmente en el Bajío donde se concentra el 66 % de los distritos de riego. Las descargas de aguas residuales de ciudades, industrias y actividades agrícolas, contaminan el Sistema Hidrográfico y modifican la calidad del agua. Así, el objetivo de la investigación fue evaluar la calidad del agua para riego en dos periodos de muestreo (Otoño 2014 y Primavera 2015), mediante el cálculo de los parámetros RAS, RAS_{Ca} , RAS^+ , SE, SP, RAS-PSI y CSR, basados en los análisis físico-químicos (pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , B, PO_4 , NO_3 , SiO_2) de muestras de agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Los resultados obtenidos indicaron que la variación que se presenta en CE, en ambos periodos de muestreo, es debido a la descarga de aguas residuales al cauce del Río Lerma. Los valores de RAS, en ambos periodos de muestreo fueron menores a $10 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ y se consideran sin restricción para su uso agrícola, en cuanto al CSR, en ambos periodos los valores fueron menores a $2.5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$, y se consideran sin restricción para su uso agrícola.

Palabras clave: Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, Calidad del agua, Salinidad, Sodicidad.

ABSTRACT

WATER QUALITY FOR AGRICULTURAL IRRIGATION OF THE HYDROGRAPHIC SYSTEM LERMA-CHAPALA-SANTIAGO

Jorge Ariel May Pat, MC.

Universidad Autónoma de Nayarit, 2016

The Lerma River originates in the springs of Almoloya del Río, in the State of Mexico, and to the northwest through the valley of Toluca, is part of Hydrographic System Lerma-Chapala-Santiago, with a length greater than 700 km, which is one of the major river systems of Mexico, because in this agricultural and industrial activities are concentrated. The activity with the highest consumption of water is agriculture, especially in the Bajío where 66% of the irrigation districts are concentrated. Discharges of wastewaters from cities, industries and agriculture, pollute System Hydrographic and change the water quality. So, the aim of the research was to evaluate the quality of irrigation water in two sampling periods (autumn 2014 and spring 2015), by calculating the RAS, RAS_{ajust} , RAS° , SE, SP, RAS-PSI and CSR, based on the physical and chemical analysis (pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} , K^{+} , CO_3^{2-} , HCO_3^{-} , Cl⁻, SO_4^{2-} , B, PO_4 , NO_3 , SiO_2) of water samples System Hidrográfico Lerma -Chapala-Santiago. The results indicated that the variation that occurs in CE, in both sampling periods, which was attributed to the discharges of wastewater into the Lerma River channel. RAS values in both sampling periods were less than $10 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$, and are considered without restriction for agricultural use, with regard to CSR, in both periods the values were less than $2.5 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$, and they considered without restriction for agricultural use.

Keywords: Hydrographic system Lerma-Chapala-Santiago, water quality, Salinity, Sodicity.

1 INTRODUCCIÓN

La cuenca Lerma-Santiago-Pacífico tiene un área total de 140 000 km². El Río Lerma tiene una longitud mayor a 700 km y tiene entre sus tributarios más importantes a los ríos Laja, Turbio, Angulo y Duero. A medida que se incrementa la actividad económica en la cuenca hidrológica, también se aumenta la demanda de agua (Hansen y Afferden, 2006). El agua superficial en la cuenca se clasifica como deficitaria, lo que ha llevado a una sobre explotación de los recursos superficiales y subterráneos, que ponen en peligro tanto al medio ambiente como la sustentabilidad de la región a largo plazo. El principal consumidor de agua en la cuenca es la agricultura, que consiste en una alta densidad de distritos de riego especialmente en el área del bajo con el 66%. El agua del Sistema Hidrográfico se contaminó durante varias décadas debido a las descargas de aguas residuales provenientes de las ciudades, industrias y actividades agrícolas, y pesar de los esfuerzos que se realizan para incrementar en número y capacidad las plantas de tratamiento en la cuenca, se desechan importantes cantidades de agua residual sin tratamiento alguno (Hansen y Afferden, 2006; López et al., 2007).

Se han realizado estudios para evaluar la calidad del agua del río Lerma, como la de Israde et al. (2003), quienes estudiaron la taxonomía y distribución de diatomeas bentónicas, emplearon un índice de poluosensibilidad (SPI), para determinar la potencialidad de las diatomeas en la evaluación de la calidad del agua. Así también, para estudiar el Lago de Chapala, como reporta Silva et al. (2006), quienes estudiaron la calidad del agua subterránea y definieron el grado de peligrosidad en términos de salinidad y sodicidad, o el estudio de Chávez et al. (2011) quienes evaluaron la composición química del agua superficial, el grado de contaminación de las corrientes y cuerpos de agua de la Ciénega de Chapala. Lo anterior nos indica la falta de la evaluación agronómica del agua del sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago.

Para evaluar la calidad del agua, es importante considerar tres criterios: la salinidad, que evalúa el riesgo de que altos contenidos de sales en el agua de riego, puedan provocar efectos osmóticos en la planta, con la disminución de los rendimientos del cultivo; la sodicidad, que evalúa el riesgo de que se genere una acumulación excesiva del porcentaje de sodio intercambiable, con la afectación de las propiedades físicas del suelo; y la toxicidad, que evalúa los problemas que se presentan por determinados iones. Es importante evaluar la calidad del agua para riego agrícola, para poder predecir los efectos de los iones que se encuentran presentes en el agua sobre el suelo y los cultivos. Bajo este contexto el objetivo del presente trabajo fue evaluar la calidad del agua para riego mediante el cálculo de los parámetros de RAS, RAS_{ajust} , RAS^* , SE, SP, RAS-PSI y CSR, basados en los análisis físico-químicos de pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , B, PO_4 , NO_3 , SiO_2 .

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

- Evaluar la composición iónica del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago en dos periodos de muestreo.

2.2 Objetivos específicos

- Evaluar la calidad del agua para riego agrícola mediante los parámetros de CE, RAS, RAS_{ajus} , RAS^* , SE, SP, PSI- RAS, CSR.
- Calcular la relación de adsorción de sodio en sus diferentes conceptualizaciones: RAS original (RAS), RAS ajustado (RAS_{ajus}) y RAS corregido (RAS^*).

3 HIPÓTESIS

- Variaciones de valores de relación de adsorción (RAS) de sodio expresaran diferentes relaciones del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en los suelos.
- La concentración del ion calcio y sodio variará de acuerdo a los valores del pH que circunstancialmente se determine en una muestra de agua. Diferentes valores de pH en las muestras de agua modificaran los valores de relación de adsorción de sodio (RAS).
- Mediante la asociación de diferentes variables, es posible conocer la calidad del agua para riego agrícola, e inferir en los niveles de sodio intercambiable en los suelos del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago.

4 REVISIÓN DE LITERATURA.

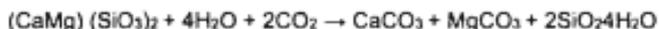
4.1 Origen y tipo de sales solubles en el suelo y aguas naturales

La formación y acumulación de sales en los suelos y el agua, son el resultado de procesos geoquímicos que ocurren en la superficie de la corteza terrestre. Las sales provienen del intemperismo de las rocas ígneas, que se acumulan en los suelos y aguas. El intemperismo es un proceso espontáneo que transforma a los minerales primarios en otros minerales que son más estables en la superficie de la corteza terrestre. (Tarbuck y Lutgens, 2005). La materia orgánica (MO) es un agente reductor y también una fuente de ácidos orgánicos que promueven el intemperismo y la migración de cationes en forma de quelatos. Los agentes que están involucrados en el intemperismo geoquímico son: agua de lluvia, oxígeno, dióxido de carbono, el metano y el ácido sulfhídrico, los minerales primarios se transforman en especies solubles (Cardona y Carrillo, 2006).

Ejemplos de reacciones químicas de intemperismo se presentan a continuación (Kodva, 1980; Fassbender, 1987; Cepeda, 2009; Mercado, 2011).



- Intemperismo de silicatos de calcio y de magnesio:



- Intemperismo de aluminosilicatos que contienen calcio:



- Intemperismo de silicatos magnésicos:



- Intemperismo de aluminosilicatos que contienen sodio:



- Intemperismo de aluminosilicatos que contienen potasio:



- Procesos de reducción de nitratos, sulfatos y óxidos de hierro debido a la actividad biológica de microorganismos, con participación de la materia orgánica (MO). Aquí el CH_2O representa a la materia orgánica.



Como consecuencia de esto en todas las reacciones de procesos de reducción se forman bicarbonatos (Thayalakumar et al., 2007).

4.2 Procesos de acumulación de sales

En los procesos de formación de suelos salinos es necesario distinguir los diferentes ciclos de acumulación de sales, los cuales de acuerdo a Kodva et al. (1967); Ortega (1993); Ramos (2006); Mendoza (2009) son los siguientes:

- a) Ciclos continentales. Estos ciclos están relacionados con el movimiento, redistribución y acumulación de sales: carbonatos, bicarbonatos, cloruros y sulfatos, éstas son las regiones interiores sin drenaje de los continentes y cuencas endorréicas. En función de las sales que se acumulan en suelos y en aguas como productos del Intemperismo, y durante la formación de los suelos en territorios que se formaron en rocas volcánicas o que están relacionadas con la redistribución de sales que se acumulan en los espesores de rocas sedimentarias que contienen sales solubles, los ciclos continentales se derivan en: ciclos primarios, y ciclos secundarios.
- b) Limitrofes a los mares. Éstos están relacionados con la acumulación de sales, fundamentalmente de cloruros de sodio en las partes bajas del continente que limitan con el mar y en las orillas de pequeños golfos.
- c) Ciclos deltaicos. Estos numerosos ciclos tienen gran importancia para el hombre, ya que desde tiempos muy antiguos los deltas de ríos se utilizan en el riego, como los de los ríos Amu-darya, Tigris, Éufrates, Nilo y río Colorado, etc. Se caracterizan por conjugar procesos que involucran el movimiento, redistribución y acumulación de sales traídas desde el continente por los ríos y por el flujo de aguas freáticas, por sales que ingresan en diferentes tiempos de los mares.

- d) Ciclos artesianos. Estos ciclos se deben a la evaporación de aguas subterráneas que ascienden a la superficie a través de fallas tectónicas y estructuras destruidas. Son aguas sometidas a subpresión.
- e) Ciclos antropogénicos. Estos ciclos se deben a errores del hombre en su actividad productiva por el desconocimiento de las leyes de acumulación de sales (INIFAP, 1990). Como ejemplos de acumulación de sales solubles en suelos y aguas freáticas debido a la actividad productiva del hombre, están los siguientes: Salinización de suelos bajo riego debido al ascenso de niveles freáticos; esto se observa cuando se aplican a los suelos grandes láminas de riego >1.0 m al año; como ha ocurrido en muchos distritos de riego de México, en particular en el Valle del Mezquital donde se riega con láminas >1.0 m al año; salinización de pastizales por su mala explotación; al riego con aguas de elevada concentración salina sin conocer y observar las concentraciones óptimas del agua y por desconocer los procesos involucrados en su utilización para regar cultivos agrícolas (Velázquez, 2001; Mendoza, 2009). Desde el punto de vista hidrológico, la acumulación de sales ocurre en regiones de drenaje restringido, y el balance de aguas freáticas se regula por la evaporación y la transpiración y no por el ingreso de aguas freáticas a la zona de acumulación (Martínez, 1986).

4.3 Composición química del suelo, del agua superficial y subterránea

La composición química del agua superficial y del agua subterránea es diferente en regiones áridas y semiáridas. En el Cuadro 1 se muestran datos que se seleccionaron de extractos de saturación de suelos salinos, agua de pozos y de ríos que se analizaron en el Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos (Jurinak y Suárez, 1990).

Las soluciones de extractos de saturación de suelos son más salinas y sódicas que las soluciones acuosas de aguas de pozos y ríos. Este aspecto, refleja los efectos de la evapotranspiración y el intemperismo, de minerales de rocas superficiales de la corteza terrestre, ya que con el aumento de contenidos salinos en las soluciones; el ion sodio (Na^+) predomina sobre el ion calcio (Ca^{2+}), debido a que las sales de sodio son más solubles que las sales de calcio. La importancia de esta consideración de que el ion Na^+ predomina sobre el ion Ca^{2+} se refleja también en el aumento de valores de la relación de adsorción de sodio. Estos datos también muestran que el ión cloro (Cl^-) es el anión predominante en aguas de mayor salinidad, mientras que el ión sulfato (SO_4^{2-}) prevalece en las soluciones acuosas diluidas. Este aspecto es, debido a los procesos de precipitación del yeso (CaSO_4).

El aumento en la relación Mg/Ca expresa el hecho de que las sales del ion magnesio (Mg^{2+}) son más estables que las sales del ion Ca^{2+} . En términos generales, la relación Ca/HCO_3 es mayor a 1. Y como el ion Ca^{2+} se precipita en los suelos en forma de CaCO_3 , la relación Mg/Ca también tiende a incrementarse.

Cuadro 1. Características químicas de los extractos de saturación de suelos salinos y sódicos, aguas de pozos y aguas de ríos que se analizaron por el Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos.

mmol, L ⁻¹	Número de muestras	Origen	Media	Mediana	10% menor que	90% menor que
Ca ²⁺	139	Extracto de saturación	27.80	10.50	1.40	71.80
	115	Pozos	5.90	3.10	0.80	14.50
	58	Ríos	4.70	3.40	1.00	10.90
Mg ²⁺	139	Extracto de saturación	22.20	8.00	1.10	79.10
	115	Pozos	4.30	1.50	0.50	15.30
	58	Ríos	3.60	2.20	0.60	9.20
Na ⁺	139	Extracto de saturación	93.20	53.50	1.80	219.00
	115	Pozos	15.80	6.60	0.60	44.80
	58	Ríos	7.50	3.70	0.70	18.90
K ⁺	128	Extracto de saturación	1.60	0.50	0.14	2.20
	101	Pozos	0.80	0.10	0.01	0.90
	30	Ríos	0.30	0.20	0.06	0.50
SO ₄ ²⁻	134	Extracto de saturación	400.0	29.40	3.70	94.10
	25	Pozos	3.60	3.60	0.40	5.40
	58	Ríos	8.70	4.10	0.30	9.00
Cl ⁻	139	Extracto de saturación	95.50	34.80	1.40	281.00
	115	Pozos	15.00	2.50	0.20	54.20
	58	Ríos	9.90	1.50	0.29	20.70
HCO ₃ ⁻	139	Extracto de saturación	8.30	3.00	1.20	16.30
	115	Pozos	4.90	4.10	1.90	8.20
	58	Ríos	3.30	3.00	1.70	5.70
CE (dS m ⁻¹)	134	Extracto de saturación	12.00	8.80	1.10	33.70
	115	Pozos	2.40	1.20	0.30	7.30
	58	Ríos	1.40	0.92	0.30	3.20
RAS (mmol, L ⁻¹)	139	Extracto de saturación	38.50	15.10	0.90	58.10
	115	Pozos	6.60	4.70	0.60	18.50
	58	Ríos	3.30	2.40	0.70	7.40

Fuente: Jurinak y Suarez, 1990.

En grandes áreas bajo riego, la cantidad de agua que se aplica a diferentes cultivos, casi siempre es en exceso en comparación con aquella cantidad que es necesaria para el uso consuntivo de diferentes cultivos.

El exceso de agua drena hacia fuera de la zona de riego a través de escurrimientos superficiales o se infiltra y percola hacia los horizontes subsuperficiales de suelos. Las percolaciones de agua de riego en exceso elevan los niveles freáticos de una zona bajo riego, y, además, una cantidad considerable de agua de riego que se aplica en exceso drena nuevamente hacia los cauces de ríos aguas abajo. Se debe mencionar que el ciclo de desviación del agua de un río para su almacenamiento, la aplicación de agua en una zona agrícola, la percolación del agua hacia las zonas profundas de suelos; el flujo de retorno hacia ríos aguas abajo se expresa en una cantidad grande de volúmenes de agua que pasa a través de una zona agrícola, ocasionando una pérdida de calidad del agua de riego. En las diferentes zonas de riego en cauces de escurrimiento de agua, en regiones agrícolas aguas abajo, la calidad del agua se tomará diferente (Velázquez, 2001; Mendoza, 2009)

Las aguas superficiales se clasifican en dos grupos: aguas que fluyen (ríos), y aguas estancadas (lagos). Los lagos que se encuentran en cuencas endorréicas poseen un alto contenido de sales y el agua de lagos abiertos de las zonas húmedas, poseen una baja salinidad (Kodva et al., 1967; Tarbuck y Lutgens, 2005).

Las aguas naturales, de acuerdo con las rocas que están en contacto poseen las siguientes características químicas (en equivalentes) (Kodva, 1980).

1. Aguas en contacto con rocas graníticas:

$Na + K > Ca + Mg$

$HCO_3 > SO_4 > Cl$

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

$Ca \geq Mg > Na + K$

$HCO_3 > SO_4 > Cl$

3. Aguas de acuíferos basálticos:

$Na > Ca > Mg > K$

$HCO_3 > SO_4 > Cl$

4. Aguas de mar:

$Na > Mg > Ca > K$

$Cl > SO_4 > HCO_3$

En estudios de muchos años Kovda et al. (1967); establecieron que existen ciertas relaciones específicas entre la cantidad de sales en aguas naturales y sus composiciones. Durante el proceso de aumento de concentración del agua, tienen ocurrencia en diferentes etapas de cambio cuantitativo, cualitativo y son las siguientes:

- a) Aguas naturales con contenidos de silicio. Son de baja concentración 0.01-0.1 mg L⁻¹. Se localizan en los trópicos y en regiones forestales boreales. Contienen silicio y sustancias orgánicas.
- b) Aguas bicarbonatadas-cálcicas con concentraciones de sales de 0.2-0.3 g L⁻¹.
- c) Aguas bicarbonatadas-sódicas con concentraciones de 0.5-0.7 g L⁻¹.
- d) Aguas bicarbonatadas y con carbonatos sódicos con concentraciones totales de sales de 0.5-3.0 g L⁻¹. Contienen sulfatos y a veces en menor cantidad cloruros.

- e) Aguas clorhídrico-sulfáticas con algunas cantidades de soda Na_2CO_3 , y con concentraciones totales de sales de 2.5-5 g L^{-1} .
- f) Aguas sulfático-clorhídricas con concentraciones de sales de 20.0-50.0 g L^{-1} . Por lo general no contienen carbonato de sodio en cantidades substanciales.
- g) Aguas clorhídricas. Son salmueras con concentraciones de sales de 100.0-300.0 g L^{-1} .

Este esquema general arriba señalado establece la existencia de aguas bicarbonatadas sódicas de yacimientos subterráneos y aguas superficiales con bajas concentraciones de sales (0.3-5 g L^{-1}) y se estableció con base en una gran cantidad de datos hidrogeoquímicos y geoquímicos.

La concentración y composición del agua natural superficial que se utiliza para riego varía considerablemente en diferentes regiones del mundo. En los Cuadros 2 y 3, se presentan las composiciones de diferentes aguas que se utilizan en el riego (Hoffman et al., 1990).

Un ejemplo de aguas de buena calidad para riego de una región fría y árida de la zona de los Himalayas son las que se presentan en el Cuadro 4 (Negi y Ghosh, 1980). Las cadenas montañosas de los altos Himalayas que bordean el Tibet comprenden la región de Kinnaur, Lahaul y Spiti y en las áreas contiguas de Himachal Pradesh, India representan las típicas regiones de gran altitud que son extremadamente frías y áridas. De acuerdo a la conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio, todas las aguas son de buena calidad, sin embargo, los valores del RAS, indican que solamente las aguas del manantial de Chango, India presentarían bajos peligros de sodicidad. Los contenidos de carbonatos en todas las aguas son de valores bajos.

Cuadro 2. Calidad de las aguas superficiales (ríos) que son utilizadas para riego.

No.	Fuente de agua y localización	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Total	CO ₃ ²⁻ +HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Total	θ	RAS		
		μS cm ⁻¹	mmol L ⁻¹					mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mmol L ⁻¹	mg L ⁻¹			
Aguas de ríos														
01	San Joaquín, Bolca, C.A.	60.0	0.20	0.10	0.20	0.10	0.60	0.40	0.10	0.80	53.0	0.06	0.10	
02	Festher, Nicolaus, C.A.	90.0	0.40	0.30	0.10	0.10	0.90	0.70	0.10	0.90	70.0	0.01	0.10	
03	Columbis, Canadise Border	150.0	1.10	0.40	0.10	0.00	1.60	1.30	0.00	0.30	1.80	87.0	-	0.20
04	Sacramento, Knights Landing, C. A.	150.0	0.70	0.50	0.40	0.00	1.60	1.20	0.20	0.20	1.80	11.0	0.05	0.60
05	Snake, King Hill, ID	500.0	2.30	1.60	1.30	0.10	5.30	3.50	0.70	1.10	5.30	312.0	0.04	2.00
06	Missouri, Williston, N. D.	650.0	2.90	1.60	2.30	0.10	6.90	2.80	0.30	3.80	6.90	426.0	0.11	2.80
07	Río Grande, Faison Dam, TX	670.0	3.00	1.00	2.60	0.10	6.70	2.40	1.90	2.40	6.70	419.0	0.15	3.50
08	South Platte, Julesburg, CO	1200.0	6.60	2.60	4.50	0.30	14.20	3.60	1.00	9.40	14.20	910.0	0.23	5.00
09	Colorado, Yuma, AZ	1400.0	5.20	2.60	6.40	0.20	14.40	2.60	4.00	7.60	14.40	914.0	0.18	7.10
10	Salt, Stewart Mtn Dam, AZ	1400.0	1.20	4.30	8.90	0.20	12.90	2.60	9.10	1.00	12.90	755.0	0.14	12.00
11	Arkansas, John Martin Dam, CO	1400.0	7.10	6.20	5.10	0.10	16.60	2.90	0.90	12.60	16.60	1130.0	0.15	4.90
12	Pecos, Artesia, NM	3400.0	20.40	12.00	13.30	0.60	36.90	2.30	13.80	23.60	39.90	2530.0	-	9.10
13	Gila, Gillespie Dam, AZ	7400.0	17.00	-	53.10	1.20	83.30	5.50	49.70	28.10	83.30	5120.0	0.28	40.00
Aguas de pozos														
01	Indio, CA	500.0	1.40	0.30	1.30	0.00	3.00	2.20	0.20	0.60	3.00	205.0	0.02	2.00
02	Bakersfield, CA	790.0	0.20	0.00	7.30	0.00	7.50	2.50	2.50	7.50	500.0	6.93	12.00	
03	Scottsdale, AZ	1200.0	3.20	2.70	6.60	-	12.70	3.20	6.20	3.10	12.50	716.0	-	6.30
04	Tolleson, AZ	4000.0	6.40	4.10	33.30	-	43.80	10.50	24.90	8.10	43.80	2878.0	-	38.00
05	Pecos, TX	4400.0	9.30	16.10	21.80	0.70	47.90	1.60	25.10	16.90	47.90	2793.0	-	14.00
06	Red, AZ	7200.0	14.80	11.70	48.00	0.30	74.50	6.30	55.40	13.10	74.80	4535.0	1.28	36.90

Fuente: Rotman et al., 1990.

Cuadro 3. Composición química de aguas fluviales usadas para riego en el Oeste de los Estados Unidos.

No.	Ríos	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$						TOTAL	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	TOTAL	RSE mg L ⁻¹	RAS*	PSS**
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	mmol L ⁻¹									
01	Columbia Winat. chic Washington	150	0.90	0.40	0.20	0.00	1.50	0.00	1.20	0.10	0.20	1.50	78	0.24	13.00	
			18.03	4.86	4.60	0.00	0.00	73.20	0.00	1.20	0.10	0.10	9.80			
			0.45	0.20	0.20	0.00	0.00	1.20	0.10	0.10						
02	Rio Grande Oliver Ba N. Mex.	340	1.90	0.70	0.90	0.00	3.40	0.00	1.80	1.50	0.10	3.40	227	0.70	24.00	
			38.07	8.50	18.40	0.00	0.00	109.80	53.17	4.80						
			0.95	0.35	0.80	0.00	0.00	1.80	1.50	0.05						
03	El Paso, Tex.	1160	4.20	1.40	6.00	0.00	11.60	0.00	3.60	3.10	5.00	11.70	754	3.58	52.00	
			84.16	17.01	138.00	0.00	0.00	219.60	109.69	240.15						
			2.10	0.70	6.00	0.00	0.00	3.80	3.10	2.50						
04	Gila, Florence, Ariz.	1720	3.60	2.00	11.30	0.00	16.90	0.00	3.70	10.00	3.30	17.00	963	6.75	67.00	
			72.14	24.30	258.90	0.00	0.00	225.70	354.90	156.49						
			1.80	1.00	11.30	0.00	0.00	3.70	10.00	1.68						
05	Pecos, Carlsbad N. Mex.	3210	17.30	9.20	11.50	0.00	38.00	0.00	3.20	12.00	23.00	38.20	2380	3.15	30.00	
			348.69	111.78	264.50	0.00	0.00	195.20	425.40	1104.69						
			8.65	4.60	11.50	0.00	0.00	3.20	12.00	11.50						
06	Humboldt Rye Patch N. Mex.	1170	1.70	1.90	7.90	0.00	11.50	0.00	5.20	4.50	2.20	11.90	658	5.68	68.00	
			34.06	23.06	161.70	0.00	0.00	317.20	159.52	105.86						
			0.85	0.95	7.90	0.00	0.00	5.20	4.50	1.10						

Fuente: Hoffman et al., 1990.

*RAS= Relación de adsorción de sodio. Las concentraciones están expresadas en mmol L⁻¹.

**PSS= Porcentaje de sodio soluble (tome sulfato) del total de cationes solubles.

Cuadro 4. Análisis químico de las aguas de riego de varias fuentes en Kinnaur región de Himachal Pradesh, India.

No.	Localización Ríos	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	$\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$	Na^+ mmol L ⁻¹	HCO_3^-	Cl^-	B mg L ⁻¹	RAS ^a
01	Tapri (Sutlej river)	7.9	300	2.6	0.4	1.6	2.2	0.20	0.35
02	Kalpa (Boktu canal)	6.8	100	0.3	0.7	0.1	1.8	0.15	1.56
03	Alpa (irrigation tank)	6.9	250	1.3	1.2	1.0	1.8	0.10	1.50
04	Labrang (spring water)	7.8	550	5.3	0.2	3.1	2.0	0.08	0.12
05	Labrang (stream)	7.4	550	5.0	0.5	3.1	2.4	0.05	0.31
06	Siaso Khad (rivulet water)	6.4	250	2.1	0.4	0.8	1.6	0.80	0.39
07	Sunam (irrigation channel)	7.9	550	5.0	0.5	2.8	1.6	0.15	0.32
08	Pooh (irrigation channel)	7.6	300	2.7	0.3	1.1	1.2	0.25	0.26
09	Dubling (irrigation channel)	7.4	700	6.4	0.6	2.2	1.6	0.15	0.34
10	Chango (spring and stream)	6.9	100	0.2	0.6	0.2	1.4	0.05	2.60

Fuente: Neji y Ghosh, 1960.

RAS^a Relación de Adsorción de sodio. Las concentraciones están expresadas en mmol L⁻¹.

4.4 Calidad del agua

Al determinar la calidad del agua de riego, se toman en cuenta ciertos parámetros como: pH, CE, CSR, RAS y los efectos de iones específicos (Yidana et al., 2008; Anku et al., 2009). Aunque por otro lado (Glover, 1993; Pizarro, 1985; Ayers y Wescot, 1987), mencionan que para evaluar la calidad del agua para riego agrícola se toman en cuenta tres criterios: salinidad, sodicidad y toxicidad. El criterio de salinidad evalúa el riesgo de que el uso del agua ocasione altas concentraciones de sales, con el correspondiente efecto osmótico y disminución del rendimiento de los cultivos. El criterio de sodicidad analiza el riesgo de que se induzca un elevado por ciento de sodio intercambiable (PSI), con deterioro de la estructura del suelo. El criterio de toxicidad estudia los problemas que pueden crear determinados iones. El tipo y cantidad de sal disuelta en el agua de riego agrícola determinará su calidad. Estas sales se encuentran presentes en cantidades muy pequeñas, pero significativas, y se originan del intemperismo de las rocas, por lo tanto, los procesos que intervienen en la calidad del agua son: los físicos, geoquímicos y bioquímicos (Appelo y Postma, 2005; Subramani et al., 2005; Anku et al., 2009; Dharendra et al., 2009). Aunque Silva (2004) menciona que la calidad del agua puede determinarse por la concentración total de sales solubles y la concentración de sodio con respecto al calcio y magnesio. Es importante conocer la calidad del agua para riego agrícola, para poder predecir los efectos de los iones que se encuentran presentes en el agua sobre el suelo y los cultivos (Rashidi y Seilsepour, 2011). Los problemas que se presentan al utilizar agua de mala calidad son: la salinización de los suelos, que tiene como consecuencia, efectos osmóticos en las plantas y la toxicidad por la presencia de determinados iones. Los problemas osmóticos son causados por concentraciones salinas elevadas, a mayor concentración, menor potencial osmótico y por consiguiente menor cantidad de agua para la planta (Caslierra y Rodríguez, 2006; Baccaro et al., 2006). La toxicidad se da por la presencia de ciertos iones, y esta va a depender del tipo de ion predominante (Strognov, 1964; Sánchez et al., 2002)

Existen mecanismos de defensa desarrollados por las plantas para contrarrestar el estrés salino, Silva et al. (2007) mencionan que la planta realiza un ajuste osmótico, que consiste en la acumulación de osmolitos (solutos) para disminuir su potencial hídrico, y así, en esta condición poder absorber agua y continuar con su actividad fisiológica, aunque este ajuste hace que la planta gaste más energía y como consecuencia disminuya su crecimiento y productividad.

4.5 Criterios de evaluación de la calidad del agua

Los criterios sirven para identificar los problemas debido a posibles restricciones derivadas del uso, tales como; la salinidad, la velocidad de infiltración del agua en el suelo, toxicidad de iones específicos u otros efectos. Los lineamientos de estos criterios, se refieren sobre todo a los efectos a mediano y largo plazo de la calidad del agua de riego, sobre la producción de cultivos, las condiciones del suelo y las prácticas culturales agrícolas. Cuando se utilizan aguas con valores menores a ninguna restricción, por lo general no se presentan problemas en los cultivos o en el suelo. En valores de restricción moderada, se requiere mayor cuidado en la selección de los cultivos y de las alternativas de manejo, para alcanzar el potencial máximo de rendimiento. La restricción severa, implica problemas en los suelos y en los cultivos, se presentan reducciones en los rendimientos, por lo que requiere un manejo efectivo y un plan de operación específicamente adaptado a la calidad del agua que ha de emplearse. Los lineamientos deben tener un carácter práctico, de tal manera que puedan ser aplicados por productores y técnicos. Estas recomendaciones se utilizan con éxito en la agricultura bajo riego, para evaluar el agua superficial, subterránea, de drenaje, efluentes de desagües y aguas residuales. Los criterios identifican los problemas potenciales y restricciones posibles en el uso de ciertas aguas, pero su adaptabilidad depende de las condiciones de uso y de la capacidad de manejo de los usuarios. Por otro lado, los criterios analizan los efectos de la calidad del agua, en perspectiva con los otros factores de producción, siendo su objetivo final, el obtener

una máxima producción con alta eficiencia del uso del agua disponible (Ayers y Wescot, 1987).

Cuadro 5. Criterios para evaluar la calidad del agua para riego.

Problema potencial	Unidades	Grado de restricción sobre el uso del agua					
		Ninguno	Leve o Moderado	Severo			
Salinidad							
<i>(afecta disponibilidad de agua para el cultivo)</i>							
CE	mS cm ⁻¹	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0			
TSS	mg L ⁻¹	< 450	450 - 2000	> 2000			
Infiltración							
<i>(reduce infiltración; evaluar usando a la vez la CE y el RAS)</i>							
RAS	×	0 - 3	y	CE =	> 0.7	0.7 - 0.2	< 0.2
	×	3 - 6		=	> 1.2	1.2 - 0.3	< 0.3
	×	6 - 12		×	> 1.9	1.9 - 0.5	< 0.5
	×	12 - 20		=	> 2.9	2.9 - 1.3	< 1.3
	×	20 - 40		=	> 5.0	5.0 - 2.9	< 2.9
Toxicidad de iones específicos							
<i>(afecta cultivos sensibles)</i>							
Sodio (Na⁺)							
Riego por superficie	RAS	< 3.0			3.0 - 9.0	> 9.0	
Riego por aspersión	mmol <subc< sub=""> L⁻¹</subc<>	< 3.0			> 3.0		
Cloro (Cl⁻)							
Riego por superficie	mmol <subc< sub=""> L⁻¹</subc<>	< 4.0			4 - 10.0	> 10.0	
Riego por aspersión	mmol <subc< sub=""> L⁻¹</subc<>	< 3.0			> 3.0		
Boro B	mg L ⁻¹	< 0.7			0.7 - 3.0	> 3.0	
Cloruros							
Varios							
<i>(afecta cultivos sensibles)</i>							
Nitrógeno (NO ₃ -N)	mg L ⁻¹	< 5.0			5.0 - 30.0	> 30.0	
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)							
(aspersión foliar únicamente)	mmol <subc< sub=""> L⁻¹</subc<>	< 1.5			1.5 - 8.5	> 8.5	
pH		Amplitud normal 8.5 - 8.4					
*CaSO ₄ >	Halofitismo						
	Suculencia						
*CaSO ₄ <	Leñocidad						
	Xerofitismo						
*HCO ₃ /CH ₃ SO ₄ > Viscosidad de las paredes celulares en rizos							

Fuente: Ayers y Westcot, 1987

4.6 Índices de salinidad

Los criterios para evaluar la salinidad del agua de riego son la conductividad eléctrica (CE) y los sólidos disueltos totales (SDT). Ayers y Wescot (1987), consideran que una $CE < 700 \mu S \text{ cm}^{-1}$ se presentan sin grado de restricción, CE de 700 a $3000 \mu S \text{ cm}^{-1}$ se consideran con restricción moderada, y se requiere mayor cuidado al seleccionar los cultivos a establecer con manejos alternativos para lograr el máximo rendimiento. $CE > 3000 \mu S \text{ cm}^{-1}$ se consideran con restricción severa, en este caso se presentan problemas en el suelo y en los cultivos reducción de rendimientos.

La salinidad es la concentración de sales minerales, presentes y disueltas en las aguas de riego y en las soluciones de suelos sobre un volumen o peso. Los solutos más comunes que comprenden las sales minerales disueltas son los cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ y los aniones CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} y se considera algunas veces el ion nitrato NO_3^- . También se señalan otros constituyentes que contribuyen a la salinidad en las aguas y en las soluciones de suelos hipersalinos y estas incluyen a: B^{3+} , Sr^{2+} , Li^+ , SO_3^{2-} , Rb^+ , F^- , Mn^{2+} , Ba^{2+} y Al^{3+} .

4.6.1 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica es uno de los índices que analiza el riesgo de salinidad, con base a la concentración de sales del agua de riego (Richards, 1954; Rhoades, 1992). El agua que se utiliza para riego agrícola tiene una conductividad eléctrica menor a $2250 \mu S \text{ cm}^{-1}$. Ocasionalmente se usa agua de mayor conductividad, pero los rendimientos obtenidos no son satisfactorios (Richards, 1954). Para fines de diagnóstico y de clasificación del agua de riego de acuerdo con su conductividad eléctrica, se debe tomar en cuenta lo siguiente (Richards, 1954; Bresler et al., 1982):

Agua con $CE < 250 \mu S \text{ cm}^{-1}$ (C1). Son satisfactorias para el riego por lo que respecta a la concentración de sales.

Agua con CE entre 250 y 750 $\mu S \text{ cm}^{-1}$ (C2). Los cultivos sensibles pueden ser afectados de manera adversa.

Agua con CE entre 750 y 2250 $\mu S \text{ cm}^{-1}$ (C3). Se obtiene un crecimiento adecuado de las plantas, siempre y cuando se realice un buen manejo de los suelos y se cuente con drenaje eficiente, sin embargo, si el lavado y drenaje no son adecuados se presentarán condiciones de salinidad.

Agua con $CE > 2250 \mu S \text{ cm}^{-1}$ (C4). El empleo de estas aguas es una excepción y en pocas ocasiones se tienen buenas cosechas. Únicamente los cultivos más tolerantes a las sales se pueden desarrollar sin problema alguno.

La salinidad reduce el crecimiento y desarrollo de las plantas porque la concentración de sales en la solución del suelo, disminuye la disponibilidad de agua para que sea absorbida por las raíces de las plantas.

4.6.2 Presión osmótica

Cuando las soluciones se ponen en contacto a través de una membrana semipermeable, la cual es una membrana que deja pasar las moléculas de disolvente, pero no la de los solutos, las moléculas del disolvente se difunden, pasando desde la solución con menor concentración de solutos a la de mayor concentración. Este fenómeno recibe el nombre ósmosis. Al darse este proceso, se crea una diferencia de presión en ambos lados de la membrana semipermeable. La presión osmótica (PO), es la presión que se debe aplicar a una solución para detener el flujo neto de disolvente a través de una membrana semipermeable, lo que indica que el fenómeno de la

ósmosis induce como consecuencia la presión osmótica (Alvarado, 2002; García, 2003; Del Castillo, 2003; Carmona, 2010; Mercado, 2011).

La presión osmótica es una de cuatro propiedades coligativas de las soluciones, la cual depende del número de partículas en disolución, sin importar su naturaleza. Se trata de una de las características principales a tener en cuenta en 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 lo rodea, ejerciendo de barrera de control. Se considera que una disolución está en equilibrio cuando no existe intercambio neto de soluto entre las diferentes partes de la misma. Si la disolución se encuentra rodeada por una membrana, el equilibrio se alcanza cuando la presión exterior (presión atmosférica) se iguala a la presión que el disolvente ejerce sobre la membrana (Alvarado, 2002; Valera, 2005; Carmona, 2010; Mercado, 2011).

Para el cálculo de la presión osmótica se utiliza la siguiente ecuación, que deriva de la ley de los gases ideales:

$$PV = \pi RT$$

Dónde: P: es la presión osmótica (atm), V: volumen ocupado por el gas (L), n: cantidad de sustancia en moles, R: es la constante universal de los gases ($0.08206 = \frac{\text{atm}\cdot\text{L}}{\text{mol}\cdot\text{K}}$); T, es la temperatura absoluta (°K).

Existe una correlación entre presión osmótica (π) y la conductividad eléctrica (CE), la cual se muestra en la siguiente ecuación (Richards, 1954; Bresler et al., 1982; Mercado, 2011).

$$\pi = 0.36 \times CE$$

Dónde: π , es la presión osmótica en atmosferas y CE, la conductividad eléctrica en dSm^{-1} .

Se puede establecer una igualdad entre la CE (conductividad eléctrica) y STD (Total de sólidos solubles), ya que la presión osmótica de una solución es directamente proporcional a la concentración de solutos.

$$PO = 0.36 CE$$

$$CE = \frac{PO}{0.36}$$

$$STD = 640 CE$$

$$CE = \frac{STD}{640}$$

Igualando las ecuaciones se tiene que:

$$\frac{PO}{0.36} = \frac{STD}{640}$$

$$PO = \frac{STD \cdot 0.36}{640}$$

Dónde: PO, es la presión osmótica (atm); CE, es la conductividad eléctrica (dS m^{-1}); STD, Total de sólidos solubles (mg L^{-1}) (Richards, 1954).

4.6.3 Salinidad efectiva

Este índice de clasificación estima el peligro que producen las sales más solubles del agua al formar parte de la solución del suelo. Y se calcula de acuerdo con las siguientes ecuaciones (Doneen, 1958; Palacios y Aceves, 1970; Coras, 2000):

- Si $\text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$

Entonces:

SE= suma de cationes - ($\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$)

- Si $\text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$; pero $\text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$

Entonces

SE= suma de cationes - Ca^{2+}

- Si $\text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$; pero $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$

Entonces

SE= suma de cationes - ($\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$)

- Si $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$

Entonces

SE= suma de cationes - ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$)

Dónde: Todos los iones están expresados en mmol/L^{-1} .

Cuadro 6. Clasificación del agua de riego de acuerdo con su salinidad efectiva.

Clase	Salinidad Efectiva (mmol/L^{-1})
Buena	< 3
Condicionada	3 a 15
No recomendable	> 15

Fuente: Coras, 2000.

4.6.4 Salinidad potencial

Este índice determina la cantidad de Cl^- y SO_4^{2-} que quedan en la solución del suelo cuando se presentan bajos contenidos de humedad. Se calcula mediante la siguiente ecuación (Doneen, 1958; Palacios y Aceves, 1970; Coras, 2000):

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

Dónde: Todos los iones están expresados en mmol/L^{-1} .

Cuadro 7. Clasificación del agua de riego de acuerdo con su salinidad potencial.

Clase	Salinidad Potencial (mmol/L ¹)
Buena	< 3
Condicionada	3 a 15
No recomendable	> 15

Fuente: Conas, 2000.

4.7 Índices de sodicidad

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

Los indicadores de sodicidad que se utilizan para evaluar la calidad del agua para riego son: la relación de adsorción de sodio (RAS) y el carbonato de sodio residual (CSR). Elevados valores de RAS, provocan disminución de la conductividad hidráulica, pérdida de estabilidad de la estructura del suelo y dispersión coloidal en las partes superficiales de los suelos (Suárez et al., 2006; Suárez, 2011), el CRS por su parte considera la precipitación del Ca^{2+} y Mg^{2+} , y la acumulación considerable de sodio intercambiable en el suelo (Eaton, 1950; Richards, 1954).

Respecto al contenido de sodio en las aguas de riego; las aguas se clasifican mediante la relación de adsorción de sodio (RAS) (Figura 1). Esta clasificación del agua de riego,

es con base al efecto que tiene el ion sodio adsorbido, sobre las condiciones físicas de los suelos (Richards, 1954):

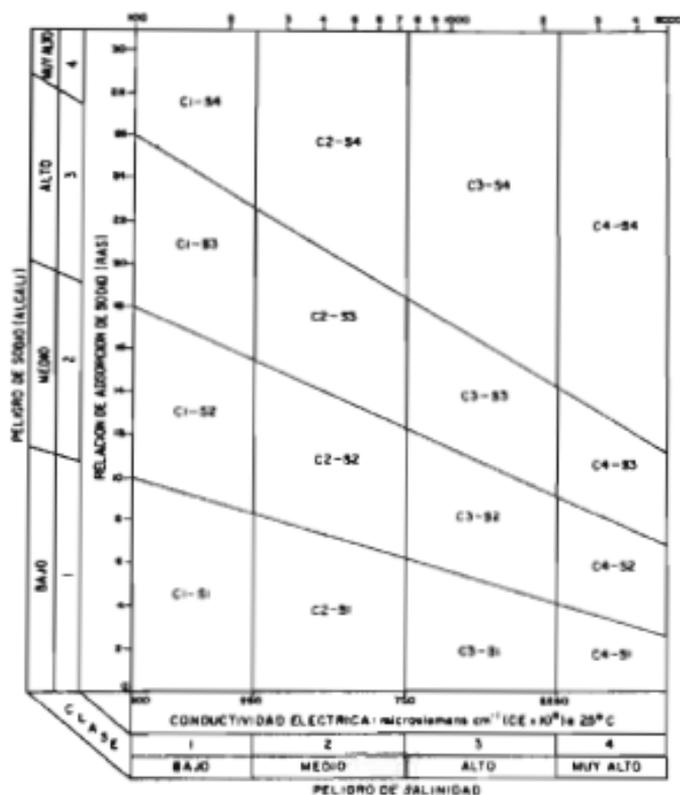
Aguas bajas en sodio (S1). Pueden utilizarse para riego agrícola en la mayoría de los suelos, con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable. Aunque, los cultivos sensibles, como algunos frutales y aguacates, pueden acumular cantidades perjudiciales de sodio.

Aguas medias en sodio (S2). En suelos de composición mecánica fina, el sodio representa un peligro considerable, y más aún, si dichos suelos poseen una alta capacidad de intercambio de catones, y 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.

Aguas con altos contenidos en sodio (S3). Estas aguas pueden producir niveles altos de sodio intercambiable en la mayoría de los suelos, por lo que éstos necesitarán prácticas especiales de manejo, es decir, buen drenaje, fácil lavado y suficientes 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 al sodio intercambiable. Sin embargo, no serán económicos si se usan aguas de muy alta salinidad.

Aguas con muy altos contenidos de sodio (S4). Estas aguas son inadecuadas para riego, excepto cuando su salinidad es baja o media y cuando la disolución del calcio del suelo o la aplicación de yeso u otros mejoradores no hace antieconómico el empleo de esta clase de aguas.



Fuente: Richards, 1954

Figura 1. Diagrama para la clasificación del agua para uso agrícola.

4.7.1 Relación de adsorción de sodio (RAS)

Para poder inferir sobre los valores de sodio intercambiable en suelos, que resultan de un estado de equilibrio entre el RAS de las aguas residuales de suelos y el porcentaje de sodio intercambiable de los mismos, se calcula el valor de la relación de adsorción de sodio de aguas de riego en sus valores originales o explícitos, es decir, sin considerar variaciones en las concentraciones de calcio y de magnesio. Estos valores de RAS son explícitos y son considerados por la siguiente ecuación:

$$RAS = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$$

Dónde: RAS, es la relación de adsorción de sodio explícita $[\text{mmol}_e \text{L}^{-1}]^{0.5}$, C_{Na^+} , $C_{Ca^{2+}}$, $C_{Mg^{2+}}$, son las concentraciones de iones expresados $(\text{mmol}_e \text{L}^{-1})$.

El RAS en su expresión explícita, asume implícitamente que los iones de calcio y magnesio poseen la misma selectividad para intercambiarse en el sistema superficie-solución (Suárez, 1981). Esta regularidad en el proceso de intercambio entre Ca^{2+} y Mg^{2+} tiene un gran significado geoquímico durante los procesos de migración de soluciones de los suelos y el agua superficial. En las soluciones se presenta un enriquecimiento de iones Mg^{2+} , en una determinada longitud de tiempo (Velázquez et al., 2002).

En las diferentes formulaciones de RAS se introducen los valores de las concentraciones analíticas, y por lo general, los coeficientes de actividad de los iones no se determinan. En valores de $RAS < 25$ y concentraciones electrolíticas de 0.1N es suficiente introducir los valores de las concentraciones de C_{Na^+} , $C_{Ca^{2+}}$ y $C_{Mg^{2+}}$ que se determinan analíticamente sin corregir por actividad (Gapon, 1933; Sposito y Mattigod, 1977). En esta formulación de RAS no se consideran las variaciones de las

concentraciones de Ca^{2+} debido a su precipitación en condiciones de una alcalinidad elevada $\text{pH} > 8.2$ (Velázquez et al., 2002).

4.7.2 Relación de adsorción de sodio ajustado (RAS_{aj})

Otro valor de RAS, es aquel que considera variaciones en la composición del agua de riego, en lo que concierne a la cuantificación de efectos de precipitación o disolución del carbonato de calcio (Bower et al., 1965).

$$\text{RAS}_{aj} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}} [1 + (8.4 - \text{pH}_c)]$$

Dónde: RAS_{aj} , son los valores que se obtienen al modificar los valores del RAS original o explícito de las aguas de riego expresados en mmol/L^{-1} ; RAS, son los valores que se obtienen de manera explícita de las determinaciones químicas del Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} de las aguas de riego expresadas en mmol/L^{-1} ; 8.4, es el valor del pH de un suelo calcáreo no sódico en equilibrio con el CO_2 con la atmósfera; pH_c , son los valores teóricos del pH del agua de riego que tendrá cuando esta agua esté en equilibrio con el CaCO_3 .

El término $(8.4 - \text{pH}_c)$ refleja la tendencia del agua de riego que se aplica a los suelos de precipitar o disolver la calcita CaCO_3 . Cuando $(8.4 - \text{pH}_c) > 0$ para una agua de riego, el carbonato de calcio precipita en el suelo y cuando $(8.4 - \text{pH}_c) < 0$, entonces, el agua de riego que se aplica a los suelos solubiliza el carbonato de calcio CaCO_3 que se encuentra en el suelo (Bower et al., 1965).

La precipitación de la calcita causa una disminución en la salinidad del suelo, @in embargo, también a su vez, aumenta la proporción de sodio en la solución del suelo, por consiguiente, se aumenta el sodio intercambiable en el complejo de intercambio catiónico de los suelos. Aunque la magnitud de la precipitación de los bicarbonatos de las aguas de riego, depende de una variedad de condiciones tales como: prácticas de manejo del agua de riego, de las condiciones y tipos de suelos, así como de las composiciones iónicas de las aguas de riego, es entonces necesario, contar con un índice que nos muestre la tendencia de la precipitación del carbonato de calcio o calcita (CaCO_3) de las aguas de riego ((Eaton, 1950; Bresler et al., 1982).

Langelier (1936); propuso un índice denominado "Índice de Saturación" que señala con que magnitud en las aguas que fluyen en un sistema cerrado (sin pérdida de CO_2), se precipita o se disuelve la calcita CaCO_3 .

El índice de saturación está definido como el pH actual del agua (pH_a) menos el pH teórico (pH_c) que el agua deberá tener, si @esta agua está en equilibrio con la calcita CaCO_3 (Langelier, 1936; Bower et al., 1965). Este índice de saturación se define como sigue:

$$\text{Índice de saturación (SI)} = \text{pH}_a - \text{pH}_c$$

Los valores positivos (+) indicarán que la calcita CaCO_3 se precipitará del agua de riego. Los valores negativos (-), indicarán que la calcita CaCO_3 se disolverá, es decir, el carbonato de calcio CaCO_3 , se encontrará en forma disociada formando iones de calcio Ca^{2+} e iones bicarbonato HCO_3^- . La ecuación de Langelier (Bower et al., 1965; Bower et al., 1968), para calcular el pH_c de los análisis químicos de las aguas de riego es:

$$\text{pH}_c = (\text{pk}_2' - \text{pk}_c') + \text{pCa} + \text{pAlk}$$

Dónde: $pCa+pAlk$, son los logaritmos negativos de la concentración molar del Ca^{2+} y de la concentración equivalente de las bases titulables ($CO_3^{2-}+HCO_3^-$) respectivamente; $pk_2'-pk_c'$, son los logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del ácido carbónico H_2CO_3 y la constante de solubilidad del carbonato de calcio $CaCO_3$ respectivamente, ambos corregidos por su fuerza iónica (I).

Bower (1965) y Pratt et al. (1969); en lisímetros experimentales de invernadero encontraron que una fracción de bicarbonatos HCO_3^- aplicados en aguas de riego se precipitaron en el suelo y que ampliamente esta precipitación está relacionada con una modificación del índice de saturación de Langelier.

Esta modificación del índice de saturación de Langelier; consiste simplemente en sustituir el pH de un suelo que tiene propiedades buffer, por el pH actual del agua de riego (pH_a) con propiedades buffer pequeñas, de tal manera que, aunque la ecuación de Langelier se derivó para un sistema cerrado. Bower (1965) y Pratt et al. (1969), en lisímetros de invernadero en un sistema abierto, señalan que la aplicación de un agua de riego a un suelo, de un valor de pH cualquiera, puede entonces por lo tanto calcularse los valores del pH teórico (pH_c), como una medida de la tendencia del carbonato de calcio $CaCO_3$ a precipitarse en la solución acuosa.

La corrección por fuerza iónica (I) de los valores de pk_2' y pk_c' , son los logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del ácido carbónico y la constante de solubilidad de la calcita $CaCO_3$, se llevó a cabo de acuerdo con la ecuación de Debye y Hückel con una determinada fuerza iónica (I). De tal manera que, para el cálculo de (pk_2' y pk_c') y el cálculo de (I) se utilizan las siguientes ecuaciones (Bower, 1965):

$$(pk_2' - pk_c') = \left\{ 2.0269 + \left[0.5092 \left(\frac{4.0(I)^{1/2}}{1.0 + 2.0(I)^{1/2}} + \frac{(I)^{1/2}}{1.0 + 1.45(I)^{1/2}} \right) \right] \right\}$$

El último término de esta ecuación expresa y proporciona la corrección de Debye y Hückel para una fuerza iónica determinada (1).

El número 2.0269 es la diferencia entre pK_2' y pK_c' ; utilizando $k_2=4.7 \times 10^{-11}$ y $k_c=5.0 \times 10^{-9}$ como los valores numéricos de estas constantes.

Para el cálculo de los valores del pH teórico (pH_c) del agua, en primer lugar, se calcula una serie de pH's teóricos (pH_c) para diferentes concentraciones expresadas en $mmol_c L^{-1}$ para los parámetros pK_2' , pK_c' , pCa y $pAlk$. Las concentraciones de cationes expresadas en $mmol_c L^{-1}$ que se utilizan en estos cálculos son: 0.1-100 $mmol_c L^{-1}$. En el Cuadro 8, se presentan los valores de las diferentes variables para construir una gráfica y así facilitar el cálculo del pH teórico (pH_c) derivado de los análisis químicos de las aguas (Bower et al., 1965). La construcción de esta gráfica teórica (Figura 2) se realizó en papel semilogarítmico, en el que en el eje logarítmico (y) se colocan las concentraciones molares de calcio y las concentraciones de las bases titulables ($CO_3^{2-} + HCO_3^-$) expresadas en $mmol_c L^{-1}$, y en el eje de las (x), escala aritmética en el sistema decimal, se colocan las concentraciones totales de cationes de las aguas de riego expresadas en $mmol_c L^{-1}$.

Cuadro 8. Cálculo de los valores de pH_c teórico de las aguas de riego.

Concentración (mmol L ⁻¹)	pH _c = (pK ₂ - pK ₁) + pCa ²⁺ / (pAR) ²		
	pK ₂ - pK ₁	pCa ²⁺	pAR
0.10	2.0897	4.3010	4.0000
0.20	2.0955	4.0000	3.6000
0.30	2.1007	3.8238	3.5029
0.40	2.1055	3.6990	3.3079
0.50	2.1100	3.6021	3.3010
0.60	2.1142	3.5228	3.2218
0.70	2.1182	3.4559	3.1549
0.80	2.1220	3.3979	3.0969
0.90	2.1256	3.3468	3.0458
1.00	2.1290	3.3010	3.0000
2.00	2.1578	3.0000	2.5000
3.00	2.1797	2.8238	2.5229
4.00	2.1980	2.6990	2.3979
5.00	2.2138	2.6021	2.3010
6.00	2.2281	2.5228	2.2218
7.00	2.2408	2.4559	2.1549
8.00	2.2525	2.3979	2.0969
9.00	2.2633	2.3468	2.0458
10.0	2.2733	2.3010	2.0000
11.0	2.2827	2.2590	1.9555
12.0	2.2915	2.2218	1.9208
13.0	2.2999	2.1871	1.8861
14.0	2.3078	2.1549	1.8539
15.0	2.3154	2.1249	1.8239
16.0	2.3226	2.0969	1.7959
17.0	2.3295	2.0706	1.7699
18.0	2.3361	2.0458	1.7447
19.0	2.3424	2.0223	1.7212
20.0	2.3486	2.0000	1.6990
21.0	2.3545	1.9788	1.6778
22.0	2.3602	1.9586	1.6576
23.0	2.3657	1.9393	1.6383
24.0	2.3710	1.9208	1.6198
25.0	2.3762	1.9031	1.6021
26.0	2.3813	1.8861	1.5850

Cuadro 8 (cont.)

Concentración (mmol·L ⁻¹)	pH: = (pk ₂ - pk _{Ca} - pCa ²⁺) (pA ²⁺) ²		
	pk ₂ - pk _{Ca}	pCa	pA ²⁺
27.0	2.3881	1.8697	1.5888
28.0	2.3909	1.8539	1.5528
29.0	2.3955	1.8386	1.5376
30.0	2.4000	1.8238	1.5229
31.0	2.4044	1.8097	1.5086
32.0	2.4087	1.7959	1.4949
33.0	2.4129	1.7826	1.4815
34.0	2.4170	1.7696	1.4685
35.0	2.4210	1.7570	1.4559
36.0	2.4249	1.7447	1.4437
37.0	2.4287	1.7328	1.4318
38.0	2.4325	1.7212	1.4202
39.0	2.4361	1.7100	1.4089
40.0	2.4397	1.6990	1.3979
41.0	2.4432	1.6882	1.3872
42.0	2.4467	1.6778	1.3768
43.0	2.4501	1.6676	1.3665
44.0	2.4534	1.6576	1.3565
45.0	2.4567	1.6478	1.3468
46.0	2.4598	1.6383	1.3372
47.0	2.4630	1.6289	1.3279
48.0	2.4661	1.6198	1.3188
49.0	2.4692	1.6108	1.3098
50.0	2.4722	1.6021	1.3010
51.0	2.4751	1.5935	1.2924
52.0	2.4780	1.5850	1.2840
53.0	2.4808	1.5766	1.2757
54.0	2.4837	1.5684	1.2676
55.0	2.4864	1.5607	1.2596
56.0	2.4891	1.5528	1.2518
57.0	2.4918	1.5452	1.2441

Cuadro 8 (cont.)

Concentración (mmol/L)	$pH_c = (pk_2 - pk_1 - pCa^{2+} / pAlk)^{-1}$		
	$pk_2 - pk_1$	pCa	$pAlk$
58.0	2.4945	1.5376	1.2366
59.0	2.4971	1.5302	1.2291
60.0	2.4997	1.5229	1.2216
61.0	2.5022	1.5157	1.2147
62.0	2.5047	1.5086	1.2078
63.0	2.5072	1.5017	1.2007
64.0	2.5098	1.4949	1.1938
65.0	2.5120	1.4881	1.1871
66.0	2.5144	1.4815	1.1805
67.0	2.5167	1.4750	1.1739
68.0	2.5190	1.4685	1.1675
69.0	2.5213	1.4622	1.1612
70.0	2.5235	1.4559	1.1549
71.0	2.5258	1.4498	1.1487
72.0	2.5280	1.4437	1.1427
73.0	2.5301	1.4377	1.1367
74.0	2.5323	1.4318	1.1308
75.0	2.5344	1.4260	1.1249
76.0	2.5365	1.4202	1.1192
77.0	2.5386	1.4145	1.1135
78.0	2.5406	1.4089	1.1079
79.0	2.5428	1.4034	1.1024
80.0	2.5448	1.3979	1.0969
81.0	2.5468	1.3925	1.0915
82.0	2.5488	1.3872	1.0862
83.0	2.5505	1.3820	1.0809
84.0	2.5525	1.3768	1.0757
85.0	2.5544	1.3716	1.0706
86.0	2.5562	1.3665	1.0655
87.0	2.5581	1.3615	1.0605
88.0	2.5599	1.3565	1.0555

Cuadro 8 (cont.)

Concentración (mmol L ⁻¹)	pH _c = (pk ₂ - pk ₁ - pCa + pAlk) ⁻¹		
	pk ₂ - pk ₁	pCa	pAlk
89.0	2.5618	1.3516	1.0506
90.0	2.5636	1.3468	1.0458
91.0	2.5654	1.3420	1.0410
92.0	2.5671	1.3372	1.0362
93.0	2.5689	1.3325	1.0315
94.0	2.5706	1.3279	1.0269
95.0	2.5723	1.3233	1.0223
96.0	2.5740	1.3188	1.0177
97.0	2.5757	1.3143	1.0132
98.0	2.5774	1.3098	1.0088
99.0	2.5791	1.3054	1.0044
100.0	2.5807	1.3010	1.0000

Fuente: Mendoza, 2000

* Entrando en la primera columna con las concentraciones en mmol L⁻¹: a. Ca²⁺+Mg²⁺+Na⁺; b. Ca²⁺; y, c. CO₃²⁻+HCO₃⁻, se obtienen los valores de (pk₂-pk₁), pCa y p(Alk) respectivamente.

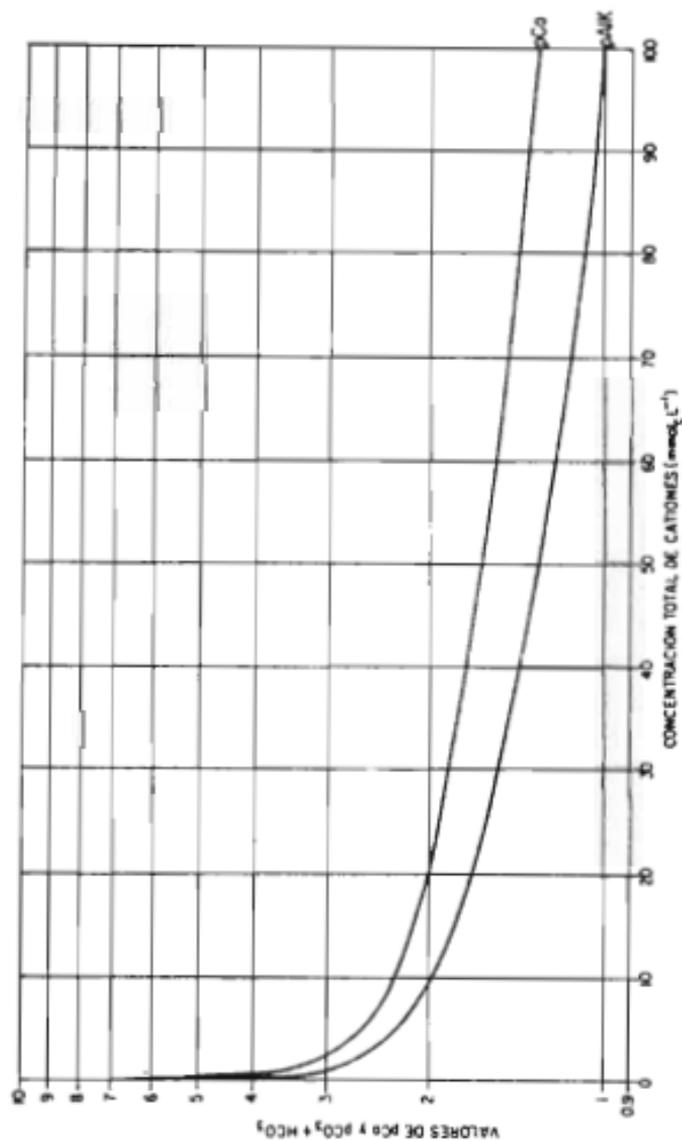


Figura 2. Valores de los logaritmos negativos de las concentraciones molares de pCa y equivalentes de pCO₃+HCO₃ con respecto a las concentraciones totales de cationes expresados en mmol L⁻¹.

Figura 2. Valores de los logaritmos negativos de las concentraciones molares de pCa y equivalentes de pCO₃+HCO₃ con respecto a las concentraciones totales de cationes expresados en mmol L⁻¹.

La fuerza iónica y la concentración total de las aguas naturales están ampliamente correlacionadas (Bower et al., 1965). En un estudio estadístico de estas variables se derivó en la siguiente ecuación de regresión:

$$1000(I) = 1.3477C + 0.5355$$

Dónde: C, es la concentración total de cationes de un agua de riego determinada y expresada en mmol L⁻¹; I, es la fuerza iónica de un agua expresada en M L⁻¹.

Los valores de la fuerza iónica (I) que se obtuvieron de esta ecuación, fueron introducidos en la ecuación expuesta arriba ($pk_2' - pk_2'$).

Las constantes de disociación del ácido carbónico H₂CO₃ son las siguientes:



$$K_1 = \frac{(H^+)(HCO_3^-)}{(H_2CO_3)} = 4.2 \times 10^{-7}$$



$$K_2 = \frac{(H^+)(CO_3^{2-})}{(HCO_3^-)} = 4.2 \times 10^{-11}$$

La segunda constante de disociación del H₂CO₃ es la que más nos interesa, porque es la que representa la disociación del HCO₃⁻ para formar CO₃²⁻, y que posteriormente este se asocia con el Ca²⁺ para formar el CaCO₃. La constante de solubilidad de la calcita (kc) es:



$$kc = [Ca^{2+}][CO_3^{2-}] = 5.0 \times 10^{-9}$$

La ecuación de equilibrio en soluciones acuosas en sistemas abiertos que contienen calcita es la siguiente: $\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$

4.7.3 Relación de adsorción de sodio corregido (RAS*)

Como la relación de adsorción de sodio RAS sigue siendo el único parámetro para predecir los niveles de sodio intercambiable en los suelos, y si se toman en cuenta, las consideraciones que han sugerido diferentes autores para señalar las variaciones de las cantidades de los iones de calcio en las soluciones acuosas y de los suelos, así como Suárez (1981) propuso una corrección a la forma de tomar en cuenta la concentración de los iones de calcio que llamo $\text{RAS}_{\text{corr}} = \text{RAS}^*$, cuando este valor se introduce en la fórmula del RAS. Este autor señala que la presión parcial del bióxido de carbono CO_2 del aire en los primeros milímetros del suelo debe tomarse en cuenta. Y propone que la presión parcial del bióxido de carbono debe ser de 0.0007 atmósferas ó 0.07 kPa.

La fórmula de la relación de adsorción de sodio o RAS que toma en cuenta la presión parcial del bióxido de carbono CO_2 se representa como sigue:

$$\text{RAS}^* = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}}$$

Dónde: RAS^* es el valor del RAS del agua de riego que toma en cuenta la presión parcial del CO_2 $P_{\text{CO}_2} = 0.0007$ atmósferas y una relación de HCO_3^-/Ca ; C_{Na^+} , $C_{\text{Ca}^{2+}}$, $C_{\text{Mg}^{2+}}$ que son las concentraciones de estos iones expresadas en mmol/L .

Para calcular la concentración de calcio (Ca^{2+}) que debe introducirse en la fórmula de la relación de adsorción de sodio, se toma en cuenta la relación $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$, en mmol .

L⁻¹ y la conductividad eléctrica, en mS cm⁻¹ de las aguas de riego que se aplican a los suelos (Ayers y Wescot, 1987). (Cuadro 9)

La solubilidad del dióxido de carbono en el agua de riego se representa como sigue:



Y en el sistema carbonato-bicarbonato, la disolución o precipitación de la calcita se representa como sigue:



Cuadro 9. Concentración de calcio (Ca^*) en el agua del suelo, contenido en el suelo cerca de la superficie, que resultaría de regar con aguas de determinado valor $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$ y conductividad del agua de riego (CE)^{a,b}.

		SALINIDAD DEL AGUA DE RIEGO APLICADA CE mS cm^{-1}												
		0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	6.0	8.0	
	0.05	13.2	13.61	13.92	14.4	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	7.9	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	7.57	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	4.06	4.12	4.21	4.36	4.45	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	4.45	4.72	4.91	5.21	5.45	
	0.40	3.30	3.40	3.48	3.60	3.70	3.82	3.96	4.11	4.32	4.49	4.77	4.98	
	0.45	3.05	3.14	3.22	3.33	3.42	3.53	3.66	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	2.7	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	
Valor de	1.25	1.54	1.59	1.63	1.68	1.73	1.78	1.86	1.92	2.02	2.1	2.23	2.33	
$\frac{\text{HCO}_3^-}{\text{Ca}^{2+}}$	1.50	1.37	1.41	1.44	1.49	1.53	1.58	1.63	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	1.56	1.63	1.70	
	2.25	1.04	1.08	1.10	1.14	1.17	1.21	1.26	1.3	1.37	1.42	1.51	1.57	
	2.50	0.97	1.00	1.02	1.06	1.09	1.12	1.17	1.21	1.27	1.32	1.4	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	0.76	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	0.66	0.68	0.69	0.72	0.74	0.76	0.79	0.82	0.86	0.9	0.95	0.99	
	5.00	0.61	0.63	0.65	0.67	0.69	0.71	0.74	0.76	0.8	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	0.16	0.19	0.20	0.20	0.21	0.21	0.22	0.23	0.24	0.25	0.27	0.28	

Fuente: Suárez, 1981

^a. Supone: a. Una fuente de calcio proveniente de silicatos o caliza CaCO_3 , b. no existe precipitación del magnesio y, c. la presión relativa del CO_2 de la superficie del suelo es de 0.0007 atmósfera.

^b. Ca^* , $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$ están expresados en mmol L^{-1} y la CE, está expresada en mS cm^{-1}

El RAS^o ajusta la concentración de calcio en el agua, al valor de equilibrio esperado después del riego, e incluye los efectos del dióxido de carbono (CO₂), y el bicarbonato (HCO₃⁻) y la salinidad sobre el calcio originalmente contenido en el agua de riego, y que no forma parte del suelo. Además, supone la existencia de una fuente de calcio en el suelo como la caliza (CaCO₃) u otros minerales como los silicatos, y la inexistencia de la precipitación del magnesio (Suárez, 1981; Velázquez et al., 2002; Can et al., 2008).

El RAS evalúa el peligro de sodicidad en relación a la concentración de sodio con respecto a la concentración del calcio y magnesio (Anku et al., 2009; Oinam et al., 2012). Cantidades excesivas de sodio en el agua de riego, provoca problemas en las propiedades físicas de los suelos, una reducción de la permeabilidad y puede causar daños a los cultivos sensibles. El ion Na⁺ presente en el agua de riego, reemplaza al calcio y al magnesio del suelo, y provoca una reducción en la permeabilidad de los suelos (Shaki y Adeloje, 2006; Oinam et al., 2012). Por lo que para evaluar la calidad del agua con fines de riego agrícola pueden utilizarse los parámetros como el porcentaje de sodio (% Na) y la Relación de Adsorción de Sodio (RAS), que se calculan a partir de las variables químicas analizadas en laboratorio de muestras de agua (Singh et al., 2005).

4.7.4 Problemas de infiltración de suelos bajo riego

Un problema de infiltración en los suelos se presenta cuando el agua de riego no atraviesa la superficie del suelo a una velocidad lo suficientemente rápida, como para no permitir que se restituya el agua que se consume por los cultivos agrícolas en diferentes riegos. Esta disminución en la velocidad de paso del agua a través del suelo se debe a modificaciones del medio poroso de los suelos (McNeal et al., 1968).

Los factores de calidad del agua que suelen influir en la infiltración son el contenido total de sales y el contenido de sodio en relación a los contenidos de calcio y magnesio. Una alta salinidad aumenta la velocidad de infiltración, mientras que una baja salinidad, o una proporción alta de sodio sobre el calcio, la disminuyen. Ambos factores (salinidad y proporción de sodio) pueden actuar al mismo tiempo.

Los problemas de infiltración que ocasiona la mala calidad del agua ocurren en los primeros centímetros del suelo y están ligados con la estabilidad estructural del suelo y con el contenido de sodio en relación al calcio (Ayers y Wescot, 1987).

Una velocidad de infiltración de 3 mm h^{-1} es considerada baja, mientras que una infiltración por encima de 12 mm h^{-1} es relativamente alta. Además de la cantidad de agua, la infiltración se determina por las características físicas del suelo, como la textura, estructura, grado de compactación, contenido de materia orgánica, tipo de minerales de la arcilla y por sus características químicas, incluyendo los cationes intercambiables.

La dispersión de los suelos y la destrucción de su estructura se producen únicamente cuando el contenido de sodio supera al del calcio en una proporción por encima de 3:1. Este contenido relativo de sodio provoca serios problemas de infiltración de la misma manera que una salinidad muy baja del agua. Esto se debe a la falta de suficiente calcio para contrarrestar los efectos dispersantes del sodio. La Figura 3 se utiliza para mostrar que tanto la salinidad del agua (CE) como su relación de adsorción de sodio (RAS) afectan la velocidad de infiltración (Ayers y Wescot, 1987; Kumar et al., 2008; Wienhold y Trooien, 1998).

El tipo y la cantidad de cationes adsorbidos influyen de manera importante en las propiedades físicas y químicas de los suelos, por ejemplo, el Ca^{2+} y el Na^+ tienen una influencia directa en la estructura de los suelos. De este modo, el Ca^{2+} al ser un buen coagulante favorece como consecuencia la formación de flocúlos, que permite que el

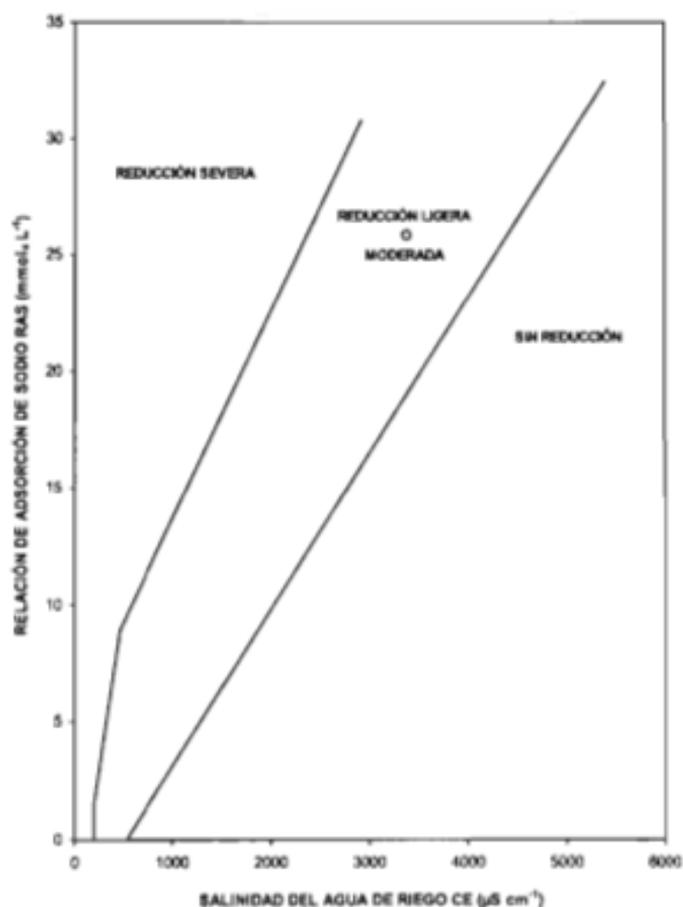
suelo tenga una estructura granulada, desarrollada y estable, en cambio el ion Na^+ dispersa a las partículas coloidales de los suelos (Gorbunov, 1967) (Cuadro 10).

Cuadro 10. Influencia de los cationes adsorbidos en las diferentes propiedades físicas de los suelos.

Propiedad de los suelos	Actividad relativa
1 Dispersión	$\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{Al}$
2 Máxima higroscopicidad	$\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{Al}$
3 Velocidad de infiltración	$\text{Na} < \text{K} < \text{Mg} < \text{Ca} < \text{Al}$
4 Ascensión capilar	$\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{Al}$
5 Plasticidad	$\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{Al}$
6 Resistencia de los agregados	$\text{Na} < \text{K} < \text{Mg} < \text{Ca} < \text{Al}$
7 Reacción de la solución (pH)	$\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{Al}$
8 Hinchamiento	$\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{Al}$
9 Velocidad de absorción del agua	$\text{Na} < \text{K} < \text{Mg} < \text{Ca} < \text{Al}$
10 Adherencia	$\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{Al}$
11 Disociación de coloides	$\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{Al}$
12 Compresibilidad cuando se tiene deshidratación	$\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{Al}$

Fuente: Gorbunov, 1967.

Por ejemplo, al analizar la dispersión, cuando el complejo de intercambio catiónico está saturado con un solo tipo de catión se observará que el suelo saturado con sodio (Na^+) se disemina más que el suelo que está saturado con potasio (K), y este suelo se esparcirá más que el suelo saturado con magnesio (Mg) y así sucesivamente. De esta misma manera se comporta la ascensión capilar, la compresibilidad cuando se tiene deshidratación, la plasticidad, el hinchamiento, etc. En dirección contraria cambia la velocidad de infiltración, la velocidad de absorción, etc.



Fuente: Ayers y Wescot, 1987.

Figura 3. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio.

4.7.5 Carbonato de sodio residual (CSR)

Este índice se utiliza para predecir la cantidad de carbonato de sodio que quedara en la solución del suelo, después que se precipiten los carbonatos de calcio y magnesio, de tal manera que la concentración de sodio aumenta en la solución del suelo, para desplazar al Ca^{2+} y al Mg^{2+} del complejo de Intercambio, coadyuvando a la sodificación secundaria a través del riego. Aunque el riesgo que representa la precipitación de los carbonatos, pueden eliminarse bajo aplicaciones de ácido sulfúrico (H_2SO_4), en los sistemas de fertirrigación, es indispensable su eliminación ya que provocan taponamiento de los emisores (Eaton, 1950)

El CSR se calcula mediante la siguiente fórmula.

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

Dónde: Todos los iones están expresados en $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$.

Wilcox et al. (1954) concluyeron que $2.5 \text{ mmol}_e \text{L}^{-1}$ de CSR en el agua, se considera como no recomendable para riego, de 1.25 a $2.5 \text{ mmol}_e \text{L}^{-1}$ el agua es condicionada, CSR menores $1.25 \text{ mmol}_e \text{L}^{-1}$, se considera buena.

Cuadro 11. Clasificación del agua de riego de acuerdo con el carbonato de sodio residual (CSR).

Clasificación	CSR ($\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$)
Buena	< 1.25
Condicionada	$1.25-2.5$
No recomendable	≥ 2.5

4.8 Criterios de toxicidad

Los problemas de toxicidad surgen cuando ciertos iones en el suelo o del agua, son absorbidos por las plantas y acumulados en sus tejidos, en concentraciones lo suficientemente altas como para provocar daños y reducir sus rendimientos. La magnitud de los daños dependerá de la cantidad y tipo de iones absorbidos (Munns y Tester, 2008). El efecto más común sobre las plantas es la reducción del desarrollo debido a una disminución del potencial osmótico del medio de crecimiento y en consecuencia de su potencial hídrico, la toxicidad iónica normalmente está asociada con la absorción de Na^+ y de Cl^- y un desequilibrio nutricional debido a la interferencia de los iones salinos con la absorción de los nutrientes esenciales que requiere la planta (Kaymakanova y Mincheva, 2009).

4.8.1 Sodio

El Sodio (Na^+), es un elemento altamente higroscópico, y en el suelo atrapa a las moléculas del agua, esto provoca que disminuya el agua de hidratación para otros nutrimentos. Sus principales efectos se observan en la estructura del suelo, al disgregar sus partículas. En suelos salinos reduce la absorción y translocación de potasio (K^+) y Calcio (Ca^{2+}), estos elementos se requieren para mantener la selectividad e integridad de la membrana celular de la raíz. Las sales sódicas, como el NaCl , provoca un mayor estrés salino y es el que más se presenta en las zonas áridas y semiáridas (Madueño et al., 2006).

La toxicidad metabólica del Na^+ se asocia con perturbaciones en la membrana celular y con la competencia por los sitios de enlace del K^+ esencial para el metabolismo. Una alta concentración de Na^+ desplaza a los iones de Ca^{2+} de los sitios de enlace de la membrana celular de la raíz y altera su permeabilidad, lo que causa una salida de K^+ de las células y favorece la entrada de Na^+ . (Dodd et al., 2010).

4.8.2 Cloro

El Cl por su parte, aun cuando es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas, puede causar toxicidad cuando su concentración en el tejido vegetal es excesiva (Zhu, 2001). Las altas concentraciones de Cl producen quemaduras en las hojas, disminuyen la fotosíntesis e inhiben la absorción de nutrientes.

4.8.3 Boro

El Boro es un elemento esencial y potencialmente tóxico para las plantas cuando excede el nivel óptimo. Se encuentra en casi todas las aguas naturales y es uno de los constituyentes más tóxicos del agua para riego. Su concentración puede variar desde algunas trazas hasta varias partes por millón (Elefteriou, 2001; Mancilla et al., 2014).

Los altos niveles de boro se asocian con las áreas salinas que se encuentran en zonas áridas y semiáridas (Yermiyahu et al., 2003). y se pueden encontrar de igual manera en zonas de regadío, donde el boro proviene principalmente del agua subterránea, que adquiere de la actividad volcánica y de los materiales parentales con los que tiene contacto (Gmeling et al., 2001). Los valores altos de boro en agua se asocian con la actividad geotérmica. Velázquez et al. (2011) en un estudio de una cuenca exorreica de uso agrícola, encontraron valores altos de boro en el agua subterráneas y su origen se atribuye a los flujos geotérmicos. Sin embargo, en el agua superficial el contenido de boro proviene principalmente del vertido de agua proveniente de zonas con influencia volcánica, del contacto del agua con las rocas ricas en boro, y en menor proporción del vertido del agua residual (Can et al., 2014).

La toxicidad por B se presenta en concentraciones arriba de 1.25 mg L^{-1} para la mayoría de las plantas (Brady y Weil, 2002; Muns y Tester, 2008). Las plantas pueden crecer con concentraciones de 0.03 a 0.04 mg L^{-1} , sin presentar problemas de

toxicidad, el problema se presenta cuando los niveles llegan a 1.0 mg L^{-1} (Richards, 1954; Ayers y Wescot, 1987).

Los valores de referencia para el B y los criterios de ecológicos de calidad, indican un máximo permisible de 0.50 mg L^{-1} (WHO, 2008).

4.8.4 Fosfatos

El fósforo existe en solución, suspensión o en estado mineral y orgánico y bajo diferentes formas de compuestos. La interacción del fósforo con los problemas de salinidad es altamente dependiente de la especie y etapa de desarrollo de la planta, concentración y tipo de salinidad, así como la concentración de P en el suelo.

Ayers y Wescot (1987), mencionan que el límite permisible de fosfatos para el agua para riego es de 0 a 2 mg L^{-1} .

4.8.5 Sulfatos

Los sulfatos son los principales aniones presentes en las soluciones acuosas y son aportes importantes en los suelos salinos, las plantas pueden presentar sensibilidad a concentraciones altas de sulfatos, ya que puede limitar la absorción del sodio y alterar el balance catiónico óptimo dentro de la planta. Se encuentra asociado con los aumentos en la absorción de sodio y potasio, de tal manera que los efectos de la alta concentración de sulfatos en el suelo pueden estar relacionados a una alteración del balance catiónico óptimo dentro de la planta (Richards, 1954).

4.8.6 Nitratos

El nitrógeno contenido en el agua de riego se encuentra disponible para las plantas y, por lo tanto, debe considerarse como parte integral del nitrógeno total requerido por las plantas. Las formas iónicas del nitrógeno más comunes en los ecosistemas acuáticos son el amonio (NH_4^+), el nitrito (NO_2^-) y el nitrato (NO_3^-). Estos iones pueden estar de forma natural en el agua, a consecuencia de diversos factores como son: la descomposición de la materia orgánica, la disolución de depósitos geológicos ricos en nitrógeno (Camargo y Alonso, 2007). Se establecieron una serie de criterios de calidad del agua con relación a la carga de nutrientes. Dodds et al. (1998) sugieren límites superiores de nitrógeno total dentro de los rangos de 1.26 a 1.5 mg L^{-1} , para prevenir la eutrofización de lagos y ríos. Aunque Ayers y Wescot (1987), establecen que un agua para riego con contenidos menores de 5.0 mg L^{-1} , es considerada buena.

5 MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Localización geográfica del área de estudio

La región comprendida en la cuenca Lerma-Chapala se ubica en la porción centro occidental de México y comprende al norte, las sierras de Pénjamo, Guanajuato y Sierra Gorda; en su parte central comprende la planicie de Chapala, el Bajío Guanajuatense y la Sierra de San Andrés; al sur se encuentra la Sierra de Amealco y la región de los lagos Pátzcuaro, Yuriria y Cuitzeo; al sureste la Sierra de las Cruces y una porción de la región del Nevado de Toluca (FAO, 2015).

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

5.2 Región Hidrológica Lerma-Chapala-Santiago

Fisiográficamente la región se conforma por tres grandes provincias: Eje Neovolcánico que cubre el 49 % de la superficie de la región, Sierra Madre Occidental el 38 % y la Meseta Central 13 %. El uso del suelo del área, el manejo agrícola, pecuario y forestal ocupa el 70.54 %, el matorral espinoso ocupa el 11.83 %, bosque de encino ocupa el 5.83 % y el pastizal natural ocupa el 5.40 % (FAO, 2015)

5.3 Marco geológico

La evolución geológica dentro de la cuenca Lerma-Chapala es resultado de la sobreexposición de eventos de metamorfismo, intemperismo, erosión y sedimentación, volcanismo e intrusiones ígneas que ocurrieron desde finales del Mesozoico y hasta nuestros días. Así mismo, los eventos de deformación de rocas y materiales de la corteza terrestre desarrollaron estructuras como pliegues, fracturas y fallas que contribuyeron a la definición del relieve actual. La sobreposición de estos fenómenos geológicos en el espacio que cambian a lo largo del tiempo geológico desde hace 163 millones de años, durante el Jurásico Tardío, hasta llegar a la configuración actual de la morfología característica de la cuenca. El conjunto de rocas y materiales sin consolidar se describen con base en sus características litológicas y en su posición relativa en el tiempo y en el espacio. En general se clasifican como rocas sedimentarias, ígneas, metamórficas y volcanosedimentarias y se agrupan para su descripción en unidades cronoestratigráficas que van del Jurásico Superior al Reciente. El Jurásico Superior se representa por rocas volcanosedimentarias que comprenden areniscas, caliza, limolita, filita, toba andesítica en estratos o capas delgadas, así como mantos o cuerpos irregulares de rocas ultramáficas como son: serpentinita, piroxenita y gabro. El conjunto de rocas volcanosedimentarias se presenta con un metamorfismo regional de bajo grado. Se localizan en la porción norte de la cuenca, en la Sierra de Guanajuato. El Jurásico superior se representa también por rocas ígneas intrusivas como son diques de diorita y tonalita que tiene una estructura cortante porque intrusionan a las rocas volcanosedimentarias. También podemos encontrar diques y mantos de basalto que intrusionan de igual manera a las rocas volcanosedimentarias. Este conjunto de rocas representa al Jurásico Tardío, en un rango de edad de 163 a 144 millones de años. Las estructuras geológicas regionales dentro de la Cuenca Lerma-Chapala comprenden pliegues, foliación, fallas y fracturas. Para el Jurásico se tienen estructuras del tipo sinclinal y anticlinal que afectan a las rocas sedimentarias. Planos de foliación y esquistosidad se presentan en las rocas volcanosedimentarias, así como estructuras menores de falla y fractura.

Estas estructuras menores favorecieron la intrusión de rocas de composición intermedia y básica como en la región de la Sierra de Guanajuato. Para el Cretácico inferior y Superior se presentan estructuras de pliegues como: anticlinales, sinclinales y cabalgaduras que son estructuras relacionadas a la deformación Laramide y son características del Terreno Guerrero. Se encuentran en la región de Sierra Gorda y Amealco (INE, 2003; Cotler et al., 2006).

La geología en la región de la cuenca Lerma-Chapala comprende eventos vulcanosedimentarios, sedimentarios e ígneos intrusivos que representan un tiempo geológico que va del Jurásico al Reciente, en un registro de más de 140 millones de años. Las rocas más antiguas se encuentran al norte de la cuenca, en la sierra de Guanajuato y corresponden a depósitos sedimentarios continentales y marinos del Jurásico, cubiertas por rocas sedimentarias continentales y marinas del Cretácico en la porción centro-norte de la cuenca (Cotler et al., 2006). Las rocas ígneas extrusivas del Neógeno representan eventos volcánicos intensos y muy extendidos dentro de la cuenca. Las rocas con mayor expresión superficial corresponden al Eje Neovolcánico Transversal de edad Pleistoceno, en la porción centro-sur de la cuenca. En el registro más reciente, en el Holoceno, corresponde a los últimos eventos volcánicos y los suelos derivados de ellos, en las partes topográficas bajas del Bajío guanajuatense y de los valles Altos y Medio Lerma.

5.4 Clima

Se identifican tres climas dominantes: semicálido templado, templado subhúmedo y semiárido templado con lluvias en verano. Con una temperatura media anual de 18.3 °C. La precipitación anual es de 769 mm, mostrando una concentración del 87 % en los meses de junio a octubre. La distribución espacial de la precipitación en el área de estudio, muestra un gradiente longitudinal en la dirección este-oeste. Los municipios que reciben mayor cantidad de precipitación se encuentran en su totalidad en el Estado de Jalisco. La evaporación media anual varía desde 600 mm para los municipios del

estado de Guanajuato hasta los 1800 mm para los municipios del estado de Jalisco, concentrándose el 44 % en los meses de marzo a junio. La temperatura media anual es de 18.3 °C, con variaciones mensuales de ± 3 °C, registrándose la máxima en los meses de mayo y junio, y la mínima en el mes de enero (FAO, 2015).

5.5 Distribución espacio temporal de los sitios de muestreo

Con la finalidad de conocer mejor la amplitud de las variaciones de las diferentes mediciones y parámetros de las características físico-químicas de la población del agua, se realizaron dos muestreos: muestreo otoño 2014 con 59 estaciones de muestreo y muestreo primavera 2015 con 93 estaciones de muestreo.

En las Figuras 4 y 5, se presenta la localización de las diferentes estaciones de muestreo del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, correspondientes a los muestreos de Otoño 2014 y Primavera 2015.

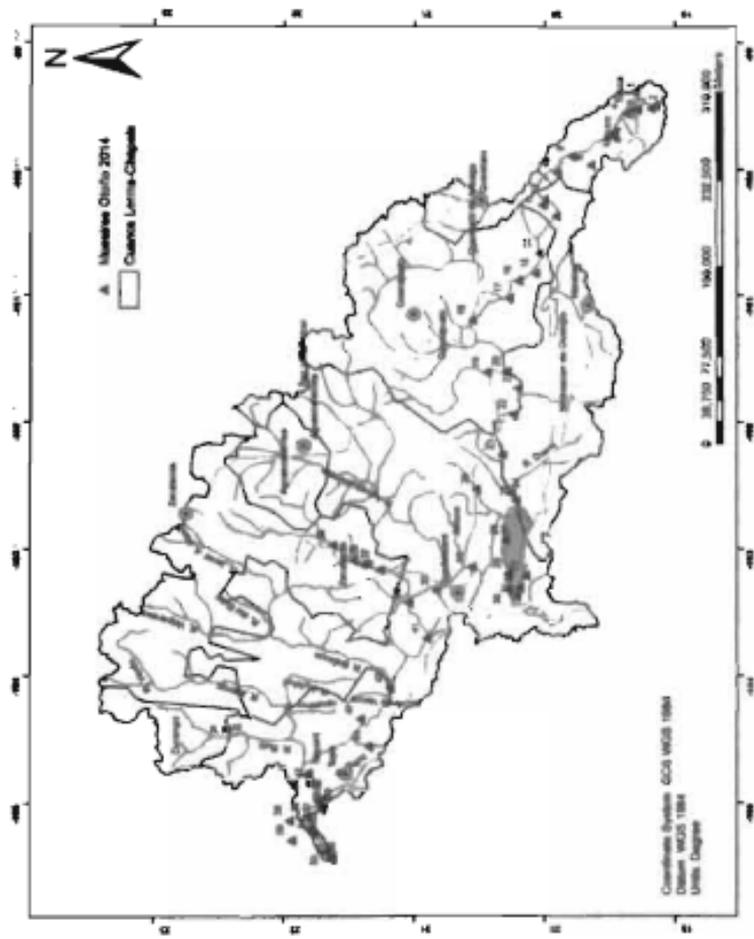


Figura 4. Mapa de localización de las estaciones de muestreo del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

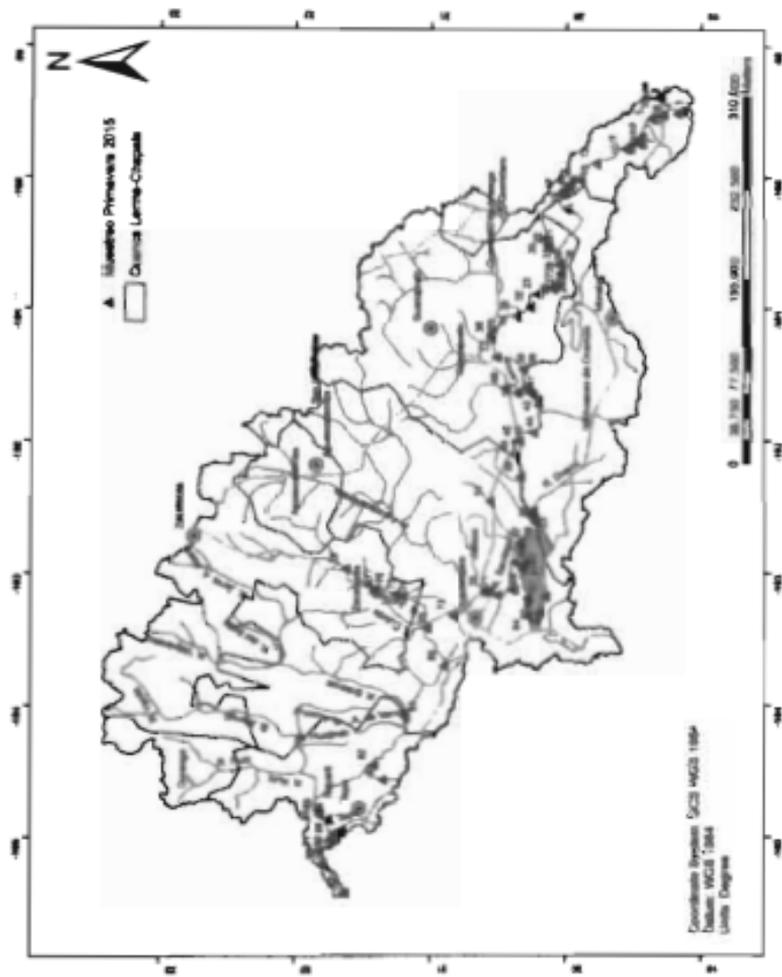


Figura 5. Mapa de localización de las estaciones de muestreo del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.

Cuadro 12. Localización geográfica de las estaciones de muestreo del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

Muestra	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altura (mnm)	Temperatura (°C)
1	Ocoyoacac (Laguna)	-96.3967	19.3054	3004	15.0
2	Laguna de Chignahuapan (Afluente del Río)	-96.4930	19.1562	2586	21.5
3	Río Lerma después de las Lagunas	-99.5139	19.1854	2594	18.0
4	Río Lerma antes Kintacasán	-99.5554	19.3781	2589	18.0
5	Río Lerma Cd. Lerma	-99.5214	19.2981	2965	17.0
6	Presa Aizate	-99.7059	19.4889	2553	19.5
7	Río Lerma Bñahuaca	-99.7335	19.4753	2564	19.0
8	Presa Tepetitán	-99.9030	19.6442	2509	22.0
9	Atacomulco, Río Lerma	-99.8941	19.7628	2530	19.0
10	Compuertas Tamescalcingo	-100.0222	19.9031	2354	19.0
11	Presas Tepicadepic	-100.2834	20.0345	2386	21.0
12	Compuertas Tepicadepic	-100.2334	19.9998	2314	21.0
13	Tlalgarán	-100.3679	19.5076	2035	20.0
14	Presa Solís	-100.6703	20.0611	1843	21.0
15	Inchahuacán, Actopan, Gro.	-100.8286	20.0612	1852	20.0
16	Salinas Viejas	-100.8856	20.2110	1774	20.0
17	Cruce Santiago Coatlán	-101.0314	20.2838	1745	20.5
18	Salamanca	-101.1979	20.4644	1713	21.0
19	Río Turbio	-101.6075	20.4521	1690	25.0
20	Pastor Ortiz Río Lerma	-101.8903	20.4008	1609	22.0
21	El Marmol	-101.7307	20.2149	1605	23.0
22	Numarán	-101.9401	20.2511	1684	24.0
23	Yumécuaro, Yumécuaro	-102.2839	20.3359	1534	24.0
24	Carrizal Zahuayo-Bñahuaca, Río Lerma	-102.4450	20.3488	1531	23.0
25	Estación Isami, Río Duero	-102.8242	20.4337	1536	23.0
26	Río Atotonilco el Alto	-102.5199	20.5340	1579	19.0
27	Agua caliente junto a la Ribera del Lago Chapala	-102.9311	20.3122	1518	65.0
28	Lago de Chapala, surgencias de agua caliente	-102.9311	20.3122	1518	32.0
29	Melacán Chapala	-103.1939	20.2887	1524	25.0
30	Jocotepic, Chapala	-103.3196	20.2878	1522	27.0
31	San Cristóbal Zapotlán, Chapala	-103.3718	20.2277	1526	29.0
32	San Nicolás Joycetlán	-103.3084	20.2023	1531	26.0
33	Turcovera, Chapala	-103.2130	20.1586	1533	25.0
34	Puente grande	-103.1480	20.5701	1434	22.0

Cuadro 12 (cont.)

Muestra	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altura (metros)	Temperatura (°C)
35	Icañán (Paso de Gpe.) Río Santiago	-103.3289	20.8391	911	23.0
36	Moythua, Juchipila	-103.1664	21.2685	1171	25.0
37	Juchipila, Juchipila	-103.1218	21.4057	1231	24.0
38	Apozol, Juchipila	-103.0889	21.4767	1279	25.0
39	Jajpa, Juchipila	-102.9722	21.6335	1372	24.0
40	Sn. Cristóbal de la Benemérita, Río Santiago	-103.4261	21.0484	806	25.0
41	Amatlán, Presa Sta. Rosa, Río Santiago	-103.7117	20.9121	655	25.0
42	Presa la Yesca, Río Santiago	-104.0960	21.1935	576	29.0
43	Presa el Cajón, Río Santiago	-104.3615	21.4237	261	30.0
44	Lago Orster, Sto. Ma. Del Oro	-104.5701	21.3618	731	31.0
45	Amayo El Chito	-104.8612	21.7563	60	25.5
46	Presa Aguamiño, Río Santiago	-104.7929	21.8335	212	29.5
47	Río Santiago debajo de la cortina	-104.8515	21.8033	62	30.0
48	El Jicote	-104.8791	21.7106	65	29.0
49	Estación Perí, Río Santiago	-105.0109	21.7364	38	30.0
50	Canal de riego margen izquierdo, Río Santiago	-105.0369	21.7296	34	29.0
51	El Capomat, Río Santiago	-105.1146	21.8326	2.9	29.0
52	Canal de riego margen derecha, entronque estación Yago	-105.1133	21.8339	25	30.0
53	Santiago Incañita, Río Santiago	-105.2066	21.8034	13	29.5
54	Ahuacut, Río Santiago	-105.2469	21.7903	10	30.0
55	Villa Juárez, Río Santiago	-105.3691	21.6643	1.8	30.0
56	Boca del Asadero, Río Santiago	-105.4270	21.6407	14	31.0
57	Desembocadura al mar, Boca del Asadero	-105.4438	21.6359	3.7	31.0
58	Risiz, Río San Pedro	-105.1468	21.9641	26	30.0
59	Tuzapan, Río San Pedro	-105.2971	21.9659	18	30.0



Cuadro 13 Localización geográfica de las estaciones de muestreo del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.

Muestra	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altitud (metros)	Temperatura (°C)
1	Mariental, La Marquesa (Restaurant)	-99.3754	19.3014	3025	13.50
2	Ocoyozac (Laguna)	-99.3908	19.3054	2295	17.90
3	Laguna de Chiquahuapán (Almoleza del Río)	-99.4934	19.1551	2577	23.30
4	Río Lerma, Ex Hacienda Añasco	-99.5136	19.1853	2580	22.20
5	Río Lerma, Xonacatlán	-99.5551	19.3775	3578	20.20
6	Río Lerma, Lerma de Villada	-99.5214	19.2981	2585	17.00
7	Presa Alzate 1	-99.7089	19.4069	2553	19.90
8	Presa Alzate 2	-99.7059	19.4059	2553	19.40
9	Río Lerma, Ixtlahuaca 1	-99.7336	19.4753	2554	19.50
10	Río Lerma, Ixtlahuaca 2	-99.7849	19.5021	2534	17.90
11	Río Lerma, salida de Ixtlahuaca	-99.7770	19.5739	2534	18.30
12	Río Lerma, Atzacomulco	-99.8941	19.7888	2630	18.60
13	Presas derivadas, Temascalcingo	-100.0222	19.9031	2354	19.40
14	Río Lerma, Ex Hacienda Góts	-100.0522	19.9799	2367	19.40
15	El Borbollón I, San José Itlapa, Temascalcingo	-100.1027	20.0267	2362	55.00
16	El Borbollón II, San José Itlapa, Temascalcingo	-100.1023	20.0259	2365	35.90
17	Pozo de Viento, San José Itlapa, Temascalcingo	-100.1243	20.0393	2369	22.50
18	Presas de Tepuztepec, Contepec	-100.2334	19.9996	2314	21.50
19	El Frío, Nacimiento de agua, Jerezcuero, Gto.	-100.4647	20.1740	2008	24.00
20	Río Frío, Jerezcuero, Gto.	-100.4647	20.1740	2008	15.30
21	Río El Tigre, Jerezcuero	-100.5092	20.1476	1931	16.40
22	Río Lerma, Puente La Merced	-100.5383	20.1374	1924	19.30
23	Río Lerma, Salvatierra	-100.6857	20.2106	1775	17.80
24	Río Lerma, Obrajuelo, Gto.	-100.8500	20.1114	1827	17.00
25	Río Lerma, Chimecuero Gto.	-100.8313	20.1056	1866	17.00
26	Río Lerma, Inchamaquero, Gto.	-100.8284	20.0812	1861	17.10
27	Río Lerma, Acambato; Salida Puente Ferrocarril	-100.7307	20.0491	1862	17.30
28	Agua Caliente, Cortina de Presa, Gto.	-100.8707	20.0514	1867	19.00
29	Agua Caliente, Gto, nacimiento 1	-100.8788	20.0480	1873	26.80
30	Agua Caliente, Gto, nacimiento 2	-100.8772	20.0478	1878	31.10
31	Presas Solís, Gto.	-100.6823	20.0681	1904	26.80
32	San Nicolás, el Sebino, Gto.	-100.9435	20.2702	1743	18.30
33	Jeral del Progreso, Gto.	-101.0567	20.3782	1729	28.40
34	Salamanca, rumbo a Celaya	-101.1727	20.5835	1711	23.10
35	Puente de Salamanca	-101.1992	20.6993	1728	24.00
36	Puente Lerma II, Salamanca	-101.2238	20.6837	1736	24.00

Cuadro 13 (cont.)

Muestra	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altitud (mnm)	Temperatura (°C)
37	Pueblo Nuevo, Gto.	-101.3688	20.5232	1717	25.50
38	Labor de Perilla, Las compuertas, aguas arriba	-101.4807	20.3241	1719	24.70
39	Labor de Perilla, Las compuertas, aguas abajo	-101.4811	20.3251	1698	25.00
40	Río Lerma, Pastor Ortiz, Gto.	-101.8027	20.2960	1870	26.00
41	Río Lerma, Hacienda La Calle	-101.8311	20.2833	1897	25.70
42	Ojo de Agua Caliente, Gto.	-101.8900	20.2141	1980	27.80
43	Puente El Mírmol, Gto.	-101.7307	20.2147	1882	21.40
44	Numarán, hacia Mich.	-101.9388	20.2514	1582	23.30
45	La Piedad, Mich.	-102.0099	20.3572	1679	27.30
46	Puerta quinta de Guadalupe, La Piedad Mich.	-102.0066	20.3579	1701	23.40
47	El Verde, Pénjamo, Gto.	-101.6393	20.3809	1699	26.80
48	Río Turbio, San Gabriel	-101.6068	20.4515	1871	21.80
49	Río Lerma, Puente Degollado, Jal.	-102.1191	20.3783	1630	23.10
50	Río Lerma, Yurécuaro, Mich.	-102.2809	20.3448	1539	23.70
51	Puerta Chapines, rumbo a Acolotlán, Jal.	-102.4655	20.5678	1627	20.60
52	La Barca, Jal.	-102.5601	20.2748	1529	27.50
53	Río Duero, Ibarra, Jal.	-102.5888	20.2541	1565	34.10
54	Cruce Río Duero y Lerma, Ibarra Jal.	-102.6237	20.2333	1633	26.30
55	Río Duero, Ibarra, Jal.	-102.6237	20.2333	1533	23.50
56	Río Zula, Coatlán, Jal.	-102.7736	20.3454	1544	34.00
57	Pocintán, Jal.	-102.7799	20.3471	1538	34.50
58	Hidrotermal 1, Cuizaco	-102.9311	20.3122	1527	67.00
59	Lago de Chapala, Cuizaco	-102.9311	20.3122	1527	26.40
60	Hidrotermal 2, Cuizaco.	-102.9311	20.3122	1527	65.90
61	Hidrotermal 3, San Pedro Itzican, Pocintán	-102.9503	20.3188	1606	51.50
62	San Pedro Itzican, Lago de Chapala	-102.9817	20.3295	1543	27.30
63	Chapala, Lago de Chapala	-103.1931	20.2887	1544	27.00
64	San José Cosala, Lago de Chapala	-103.3328	20.2835	1536	34.30
65	San Cristóbal, Zapotlán, Jal.	-103.3699	20.2271	1535	30.00
66	Soyatlán, Jal.	-103.3080	20.2023	1534	31.90
67	Tuxcuera, Jal.	-103.1844	20.1573	1520	27.20
68	Río Santiago, Zapotlán del Rey	-102.9230	20.3887	1540	23.00
69	Río Santiago, Alotlánquillo	-103.1289	20.4122	1520	21.30
70	Río Santiago, El Salto, Juanaoatlán	-103.1739	20.5129	1518	23.70
71	Río Santiago, Puente Grande	-103.1484	20.5698	1470	25.60
72	Fernando Espinoza, Puente GDL	-103.1480	20.6020	1465	26.50

Cuadro 13 (cont.)

Muestra	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altitud (mm)	Temperatura (°C)
73	Río Santiago, Pico de Guadalupe	-103.3275	20.8419	1374	28.20
74	Río Juchipila, Cerco de Moyahua, Zac.	-103.1801	21.2155	1168	34.20
75	Río Juchipila, Moyahua, Zac.	-103.1686	21.2666	1167	31.50
76	Río Juchipila, Juchipila	-102.1215	21.4152	1239	31.50
77	Juchipila, salida a Apoztló, Zac.	-103.0888	21.4754	1283	30.60
78	Río Juchipila, Jalpa, Zac.	-102.9721	21.6334	1375	28.00
79	San Cristóbal de la Barranca, Zac.	-103.4258	21.0392	824	29.00
80	Presa Santa Rosa, Jal.	-103.7119	20.9119	647	27.00
81	Presas La Yesca, Nay.	-104.0964	21.1944	532	37.10
82	Presas el Crujón, Nay.	-104.4566	21.4238	400	32.50
83	Laguna Cráter, Santa María del Oro, Nay.	-104.5698	21.3815	742	29.80
84	El Chilita, Cerco de Aguamiño, Nay.	-104.8610	21.7569	83	32.10
85	Presas Aguamiño, Nay.	-104.7935	21.8056	217	27.00
86	Agua Abajo, Presas Aguamiño, Nay.	-104.8277	21.8274	64	27.70
87	Río Molino, Nay.	-104.9791	21.7108	88	37.70
88	Estación Parí, Río Santiago, Nay.	-105.4109	21.7384	38	38.00
89	El Jilote, Nay.	-105.0300	21.7901	37	28.99
90	Estación Yajo, Canal de riego, Río Santiago, Nay.	-105.1133	21.8339	25	27.20
91	El Capatzen, Río Santiago, Puente, Nay.	-105.1148	21.8308	3	27.90
92	Boca del Asadero, Nay.	-105.4270	21.8407	14	32.50
93	La Presa, Santiago Ixcotelma, Nay.	-105.2068	21.8034	13	28.60

5.6 Métodos analíticos para las determinaciones físico-químicas de las muestras de agua

Cuadro 14. Métodos analíticos empleados para las diferentes mediciones.

Determinación	Método	Referencia
pH	Potenciométrico	APHA, 1995. 4500-H+B
Conductividad eléctrica	Conducimétrico	APHA, 1995. 2510B
Residuo seco evaporado	Gravimétrico	APHA, 1995. 2540D
Calcio y magnesio	Volumétrico	APHA, 1995. 3500 Ca D
Sodio y potasio	Flamometría	APHA, 1995. 3500. Na y K, D
Carbonatos	Volumétrico	APHA, 1995. 2320 B
Bicarbonatos	Volumétrico	APHA, 1995. 2320 D
Cloruros	Volumétrico	APHA, 1995. 4500-Cl B
Sulfatos	Turbidimetría	APHA, 1995. 4500- SO ₄ E
Ortofosfato	Espectrofotometría	Rodier, 1978
Nitratos	Espectrofotometría	Rodier, 1978
Boro	Espectrofotometría	Rodier, 1978
Silice	Espectrofotometría	APHA, 1995. 4500 Si-E

5.7 Análisis estadístico

Para establecer la dependencia funcional entre la concentración total electrolítica (mg L^{-1}), los mmol L^{-1} de cationes o de aniones y la presión osmótica (MPa) con respecto a la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) de las soluciones acuosas de las aguas residuales, se calibró un modelo lineal ajustado por el origen, mediante la técnica del análisis de regresión lineal el cual relaciona la concentración de las soluciones expresadas en mmol L^{-1} o mg L^{-1} y la presión osmótica con respecto a la conductividad eléctrica de las soluciones acuosas.

El modelo en forma general tiene la estructura siguiente: $Y=B_1X$

Dónde: Y representa la concentración de la solución en mg L⁻¹ o ppm, en un primer caso; la concentración de la solución en mmol L⁻¹ de cationes y aniones; en un segundo caso, y la presión osmótica en MPa desarrollada por la solución en un tercer caso; B₁ es la pendiente de la recta, es decir, el número de unidades (ppm o mg L⁻¹, mmol L⁻¹ o atm) que aumenta la solución (Y) por cada unidad de conductividad eléctrica expresada en μS cm⁻¹ o dS m⁻¹ que aumenta la misma solución; X es la conductividad eléctrica de la solución en mS cm⁻¹ (CEx10³) o μS cm⁻¹ (CEx10⁶).

El ajuste del modelo se realizó al relacionar primero la conductividad eléctrica (mS cm⁻¹ o μS cm⁻¹) con la concentración de las soluciones (ppm o mg L⁻¹), luego con la concentración (mmol L⁻¹), y finalmente con la presión osmótica (MPa) empleando el método de mínimos cuadrados.

5.8 Balance de cationes y aniones

En principio, las soluciones acuosas son electro neutrales, es decir, en las soluciones se tiene una igualdad de cargas tanto positivas como negativas $\Sigma n^+ = \Sigma n^-$. El porcentaje de la diferencia absoluta entre la suma de cationes y aniones es el siguiente.

$$\% \text{ Diferencia} = \left[\frac{\sum \text{Cationes} - \sum \text{Aniones}}{\sum \text{Cationes} + \sum \text{Aniones}} \right] 100$$

Y los criterios para aceptar este porcentaje son:

Σ aniones (mmol L ⁻¹)	% Diferencia aceptable
0.0 – 3.0	± 0.2
3.0 – 10.0	± 2.0
10.0 – 800.0	± 2.0-5.0

6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Composición iónica del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago

La salinidad total del agua se determina por cuatro cationes principales, calcio, magnesio sodio y potasio, y por aniones de carbonato, bicarbonato, sulfato y cloruro. El agua en condiciones de equilibrio con los suelos debido a su diferente quimismo, desarrollan distintos procesos físico-químicos en los suelos. Los tipos de agua que desarrollan diferentes tipos de salinización son:

1. Clorhídricas	Cl/SO ₄	>2.0
2. Sulfático-clorhídricas	Cl/SO ₄	=1.0-2.0
3. Clorhídrico-sulfáticas	Cl/SO ₄	=0.2-1.0
4. Sulfáticas	Cl/SO ₄	<0.2
5. Sulfático-sódicas	HCO ₃ /Cl+SO ₄	=2.0

En el Cuadro 15: se presenta la composición iónica del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago correspondiente al muestreo de Otoño 2014, y el Cuadro 16, la composición iónica correspondiente al muestreo de Primavera 2015. La composición iónica está en estrecha relación con la geología del Sistema Hidrográfico, ya que el cauce de Río Lerma y el Río Santiago, recorren rocas volcánicas del tipo riolítico, andesítico y basáltico (Demant, 1979), estas van a ser intemperadas durante su recorrido, por ello adquieren una composición similar a la de los minerales con los que tiene contacto, esto se da durante largos periodos de millones de años, en este estudio la variación que se presenta entre las concentraciones de calcio y magnesio, con respecto al sodio, es debido principalmente al vertido de aguas urbano industriales a los cauces de los ríos del Sistema Hidrográfico, como mencionan Velázquez et al. (2010); Chávez et al. (2011); Sánchez et al. (2014), que el agua presenta variación en

su composición debido al vertido de aguas residuales, provenientes de actividades humanas.

Cuadro 15. Composición iónica del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, Otoño 2014.

No.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mg L ⁻¹	RSE	% Error	
													μS cm ⁻¹	mmol L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹
1	6.65	115	0.35	0.40	0.29	0.06	1.12	0.00	0.68	0.33	0.06	1.08		79.67	1.38	
			7.01	4.86	6.67	3.13	21.67	0.00	41.48	11.70	3.04	57.02	78.69			
			0.18	0.20	0.29	0.08	0.75	0.00	0.68	0.33	0.04	1.05	1.80			
2	6.65	1039	1.95	2.70	4.37	1.14	10.16	0.00	5.49	3.97	0.42	9.88		742.92	1.40	
			39.08	32.81	100.51	44.57	216.97	0.00	334.89	140.74	20.17	495.80	712.77			
			0.08	1.35	4.37	1.14	7.84	0.00	5.49	3.97	0.21	9.67	17.51			
3	6.57	397	0.74	1.03	1.75	0.26	3.78	0.00	2.03	1.52	0.33	3.88		421.20	1.31	
			14.83	12.51	40.25	10.17	77.76	0.00	123.83	83.86	15.65	193.56	271.32			
			0.37	0.52	1.75	0.26	2.90	0.00	2.03	1.52	0.17	3.72	6.62			
4	6.44	702	1.32	1.42	3.70	0.36	6.80	0.00	3.13	2.49	0.96	6.58		481.46	1.64	
			26.45	17.25	85.10	14.06	142.88	0.00	190.93	88.27	46.11	325.31	468.19			
			0.06	0.71	3.70	0.36	5.43	0.00	3.13	2.49	0.48	6.10	11.53			
5	6.72	697	1.25	1.35	3.85	0.34	6.82	0.00	3.87	2.17	0.60	6.64		472.12	1.34	
			25.05	16.40	89.24	13.29	143.08	0.00	236.07	78.93	26.82	341.82	485.80			
			0.63	0.68	3.88	0.34	5.53	0.00	3.87	2.17	0.30	6.34	11.87			
6	6.57.00	452	0.81	0.88	2.51	0.22	4.42	0.00	2.45	1.42	0.39	4.26		336.80	1.84	
			16.23	10.69	57.73	8.80	98.25	0.00	140.48	50.34	18.73	218.92	311.77			
			0.42	0.44	2.51	0.22	3.58	0.00	2.45	1.42	0.20	4.07	7.66			
7	6.23	459	0.78	0.84	2.65	0.24	4.48	0.00	2.59	1.36	0.42	4.37		339.33	1.35	
			15.23	10.21	60.95	9.38	98.77	0.00	157.89	48.12	20.17	226.28	322.05			
			0.38	0.42	2.65	0.24	3.69	0.00	2.59	1.36	0.21	4.16	7.85			
8	6.31	150	0.18	0.32	0.68	0.05	1.47	0.00	0.89	0.48	0.13	1.44		101.42	1.03	
			3.61	3.89	20.24	3.52	31.26	0.00	51.85	16.31	6.25	74.41	105.67			
			0.09	0.18	0.68	0.09	1.22	0.00	0.85	0.46	0.07	1.38	2.60			
9	6.28	367	0.64	0.78	2.01	0.16	3.59	0.00	2.15	1.02	0.32	3.49		265.40	1.41	
			12.83	9.48	46.23	6.36	74.90	0.00	131.15	36.16	15.37	182.68	257.48			
			0.32	0.39	2.01	0.16	2.89	0.00	2.15	1.02	0.16	3.33	6.21			
10	6.31	335	0.62	0.71	1.78	0.17	3.28	0.00	1.97	0.93	0.29	3.19		233.13	1.39	
			12.42	8.63	40.94	6.65	68.64	0.00	120.17	32.87	13.93	167.07	235.71			
			0.31	0.36	1.78	0.17	2.62	0.00	1.97	0.93	0.15	3.05	5.67			
11	6.42	148	0.27	0.31	0.78	0.11	1.45	0.00	1.97	0.93	0.29	3.19		81.67	1.40	
			5.41	3.77	17.48	4.30	30.96	0.00	50.63	14.89	7.20	72.72	103.66			
			0.14	0.16	0.76	0.11	1.17	0.00	0.83	0.42	0.08	1.33	2.50			

Cuadro 15 (cont.)

No.	pH	CE µS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mg L ⁻¹ mol L ⁻¹	RSE	% Error
12	6.68	403	0.73	0.85	2.14	0.22	3.04	0.00	2.29	1.14	0.41	3.84		278.10	1.71
			14.83	10.33	49.22	8.80	82.78	0.00	139.69	40.41	1989.00	2149.10	2231.88		
			0.37	0.43	2.14	0.22	3.18	0.00	2.29	1.14	0.22	3.85	8.81		
13	6.92	395	0.74	0.62	2.07	0.23	3.68	0.00	2.30	0.96	0.48	3.63		279.48	1.31
			14.83	9.90	47.81	8.99	81.39	0.00	141.52	34.03	23.05	198.90	279.99		
			0.37	0.41	2.07	0.23	3.08	0.00	2.32	0.96	0.24	3.52	6.80		
14	7.06	406	0.66	0.55	2.02	0.24	3.97	0.00	2.39	0.98	0.47	3.84		285.97	1.88
			17.20	10.33	46.48	9.38	83.40	0.00	145.79	34.74	22.57	203.10	286.50		
			0.43	0.43	2.02	0.24	3.12	0.00	2.39	0.98	0.24	3.81	6.73		
15	7.06	398	0.83	0.81	1.87	0.24	3.85	0.00	2.27	0.98	0.48	3.73		281.82	1.58
			16.83	11.06	43.01	9.38	80.98	0.00	138.47	34.74	23.05	198.26	278.34		
			0.42	0.48	1.87	0.24	2.99	0.00	2.27	0.98	0.24	3.49	6.48		
16	7.05	405	0.87	0.86	1.89	0.24	3.90	0.00	2.33	1.05	0.47	3.85		282.93	1.41
			17.43	11.86	43.47	9.38	81.84	0.00	142.13	37.22	22.57	201.92	283.86		
			0.44	0.48	1.89	0.24	3.05	0.00	2.33	1.05	0.24	3.82	6.87		
17	7.08	416	0.89	1.01	1.91	0.28	4.07	0.00	2.38	1.07	0.49	3.94		292.49	1.62
			17.84	12.27	43.99	10.17	84.21	0.00	145.18	37.93	23.54	208.65	290.86		
			0.46	0.51	1.91	0.28	3.13	0.00	2.39	1.07	0.26	3.70	6.83		
18	6.93	528	1.40	1.28	2.12	0.32	5.12	0.00	3.02	1.35	0.82	4.99		372.42	1.29
			28.06	15.55	48.76	12.81	104.88	0.00	184.22	47.88	28.78	281.88	388.74		
			0.70	0.84	2.12	0.32	3.78	0.00	3.02	1.35	0.31	4.68	8.40		
19	6.83	875	1.92	0.78	5.63	0.29	8.56	0.00	4.83	2.53	0.99	8.32		582.49	1.30
			38.48	9.11	125.49	10.17	187.25	0.00	294.53	89.80	46.11	430.43	617.88		
			0.90	0.38	5.63	0.28	7.23	0.00	4.83	2.53	0.48	7.84	15.07		
20	6.82	528	1.15	0.88	2.94	0.22	5.18	0.00	2.86	1.52	0.85	5.03		358.17	1.28
			23.05	10.33	67.82	8.80	109.90	0.00	174.46	93.88	31.22	259.56	369.18		
			0.58	0.43	2.94	0.22	4.17	0.00	2.86	1.52	0.33	4.71	8.80		
21	6.98	500	1.10	0.90	2.81	0.28	4.95	0.00	2.98	1.44	0.88	4.78		357.70	1.14
			22.04	10.84	80.03	10.66	103.68	0.00	183.48	51.05	31.70	248.23	350.19		
			0.55	0.45	2.81	0.28	3.89	0.00	2.88	1.44	0.33	4.45	8.34		

Cuadro 15 (cont.)

No.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mg L ⁻¹	RSE	% Error
			mmol L ⁻¹												
μS cm ⁻¹															
22	6.49	525	1.35	1.05	2.48	0.27	5.13	0.00	2.87	1.51	0.01	4.89		365.59	1.56
			27.05	12.78	98.58	10.56	106.95	0.00	175.07	53.53	29.30	257.90	364.85		
			0.88	0.53	2.48	0.27	3.94	0.00	2.87	1.51	0.31	4.69	6.83		
23	6.52	610	1.25	1.15	2.31	0.28	4.99	0.00	2.77	1.48	0.02	4.85		351.60	1.42
			25.05	13.97	53.13	10.96	103.10	0.00	188.97	51.78	29.78	250.81	353.81		
			0.63	0.58	2.31	0.28	3.80	0.00	2.77	1.48	0.31	4.54	6.34		
24	6.52	412	1.05	0.98	1.75	0.25	4.03	0.00	2.20	1.18	0.55	3.93		291.60	1.28
			21.04	11.91	40.25	9.78	82.98	0.00	134.20	41.83	26.42	202.45	285.43		
			0.53	0.49	1.75	0.25	3.02	0.00	2.20	1.18	0.28	3.69	6.58		
25	6.50	307	0.78	0.76	1.28	0.18	3.00	0.00	1.81	0.80	0.42	2.92		215.10	1.35
			15.63	9.23	29.44	7.04	61.34	0.00	98.21	31.55	20.17	148.93	211.27		
			0.30	0.38	1.28	0.18	2.23	0.00	1.81	0.89	0.21	2.71	4.94		
26	6.56	248	0.63	0.95	0.74	0.11	2.43	0.00	1.81	0.62	0.13	2.56		178.20	1.46
			12.63	11.54	17.02	4.30	45.48	0.00	98.21	21.98	8.34	126.53	172.02		
			0.32	0.48	0.74	0.11	1.65	0.00	1.81	0.62	0.07	2.30	3.95		
27	7.73	488	0.20	0.85	3.58	0.34	4.77	0.00	2.74	1.85	0.08	4.65		368.36	1.27
			4.01	7.90	82.34	13.23	107.54	0.00	187.14	85.58	2.85	235.60	343.14		
			0.10	0.33	3.58	0.34	4.36	0.00	2.74	1.85	0.08	4.62	9.97		
28	7.85	974	1.62	1.96	4.88	0.73	8.79	0.00	4.92	3.11	1.18	9.21		682.85	1.66
			32.47	18.95	112.24	28.54	182.20	0.00	300.12	110.25	56.98	487.05	659.25		
			0.51	0.78	4.88	0.73	7.30	0.00	4.92	3.11	0.98	6.82	15.82		
29	8.54	1068	0.98	2.55	6.02	0.89	10.54	0.84	4.73	3.35	1.36	10.08		706.72	1.75
			19.84	30.68	138.48	34.60	203.60	19.20	258.53	118.78	65.02	491.81	715.89		
			0.48	1.28	6.02	0.89	8.68	0.32	4.73	3.35	0.68	9.08	17.76		
30	8.48	1107	0.98	2.85	6.94	0.98	11.71	0.58	6.24	3.83	1.52	11.99		822.15	1.30
			19.24	34.83	150.42	37.54	251.03	17.40	380.84	129.38	73.01	600.44	851.47		
			0.48	1.43	6.94	0.98	9.81	0.29	6.24	3.85	0.76	10.84	20.75		
31	7.75	1233	2.08	2.85	6.23	0.60	12.06	0.00	6.95	3.86	1.78	11.67		855.82	1.64
			41.68	35.84	143.29	31.26	252.09	0.00	389.05	138.94	84.53	590.42	842.51		
			1.04	1.48	6.23	0.60	9.38	0.00	6.05	3.68	0.88	10.79	20.34		

Cuadro 15 (cont.)

No.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mg L ⁻¹	RSE	% Error
			mmol L ⁻¹												
32	8.04	1090	1.85	2.10	5.89	0.87	10.71	0.00	5.53	5.34	1.49	10.43		731.18	1.32
			37.07	25.52	135.47	34.02	232.08	0.00	335.90	121.95	71.56	529.01	751.09		
			0.93	1.05	5.89	0.87	9.74	0.00	5.50	3.44	0.75	9.89	18.43		
33	7.54	1443	2.45	3.75	6.91	0.86	13.97	0.00	7.10	4.54	1.07	13.81		973.22	1.31
			49.10	45.56	158.93	33.83	287.22	0.00	433.10	160.94	94.62	698.66	975.58		
			1.23	1.88	6.91	0.86	10.88	0.00	7.10	4.54	0.99	12.60	23.51		
34	7.00	724	1.22	1.15	4.20	0.51	7.08	0.00	3.72	2.30	0.87	6.39		485.57	1.38
			24.45	13.97	96.50	19.94	154.96	0.00	228.92	81.54	41.79	350.25	505.21		
			0.91	0.58	4.20	0.51	9.90	0.00	3.72	2.30	0.44	6.46	12.36		
35	6.50	400	0.72	0.64	2.18	0.38	3.93	0.00	2.05	1.29	0.49	3.83		290.64	1.29
			14.43	7.78	50.37	14.88	87.44	0.00	125.05	49.73	25.53	194.31	281.75		
			0.36	0.32	2.19	0.38	3.25	0.00	2.05	1.29	0.25	3.59	6.84		
36	6.80	400	1.28	0.82	2.57	0.29	4.91	0.00	2.78	1.32	0.48	4.78		349.00	1.34
			25.25	9.96	58.11	10.17	104.49	0.00	189.58	53.88	23.68	246.51	351.00		
			0.83	0.41	2.57	0.29	3.87	0.00	2.78	1.32	0.24	4.56	8.41		
37	7.39	534	1.33	0.96	2.71	0.32	5.22	0.00	2.64	1.71	0.53	5.08		358.68	1.36
			26.65	11.68	62.33	8.60	109.24	0.00	173.24	60.82	25.48	259.32	368.56		
			0.87	0.48	2.71	0.22	4.56	0.00	2.64	1.71	0.27	4.82	6.50		
38	7.40	415	1.00	0.98	1.68	0.23	3.95	0.00	2.36	1.34	0.33	4.03		281.73	1.37
			21.24	11.91	38.84	8.99	80.78	0.00	143.98	47.50	15.85	207.31	288.09		
			0.53	0.49	1.68	0.12	2.42	0.00	2.36	1.34	0.17	3.87	6.69		
39	7.26	442	1.24	1.18	1.58	0.30	4.38	0.00	2.69	1.32	0.21	4.22		306.30	1.54
			24.85	14.24	35.68	11.73	86.80	0.00	159.82	46.79	19.09	216.70	309.50		
			0.82	0.59	1.58	0.30	3.67	0.00	2.62	1.32	0.11	4.05	7.12		
40	7.57	361	0.86	0.76	1.78	0.15	3.55	0.00	2.24	0.92	0.26	3.44		255.25	1.29
			17.23	9.23	40.48	5.47	72.81	0.00	137.86	32.61	12.49	182.86	255.77		
			0.43	0.38	1.78	0.15	2.72	0.00	2.26	0.92	0.13	3.31	6.03		
41	6.41	415	1.12	0.64	1.78	0.31	4.02	0.00	2.14	1.33	0.42	3.96		280.05	1.26
			22.44	10.21	49.25	12.12	85.02	0.00	132.37	47.15	20.17	159.69	284.71		
			0.58	0.42	1.75	0.31	3.94	0.00	2.17	1.33	0.21	3.71	6.75		

Cuadro 15 (cont.)

No.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mg L ⁻¹	RSE	% Error
			μS cm ⁻¹										mmol L ⁻¹		
			mmol L ⁻¹										mmol L ⁻¹		
42	7.35	533	1.42	0.95	2.50	0.30	5.08	0.00	2.95	1.89	0.57	5.21		374.45	1.28
			29.48	10.45	57.50	11.73	108.14	0.00	179.95	59.91	27.38	287.24	375.38		
			0.71	0.43	2.50	0.30	3.94	0.00	2.95	1.89	0.29	4.53	5.57		
43	8.01	542	1.46	0.98	2.60	0.26	5.30	0.00	2.87	1.72	0.57	5.16		375.32	1.34
			29.28	11.21	59.80	10.17	111.14	0.00	175.07	60.97	27.38	263.42	374.08		
			0.73	0.49	2.60	0.26	4.08	0.00	2.87	1.72	0.29	4.88	5.90		
44	8.47	1824	0.85	5.82	8.93	0.48	15.88	1.28	9.08	8.25	0.12	16.71		1010.21	1.37
			13.03	70.71	205.30	16.77	307.95	37.80	553.88	221.83	5.78	819.07	1126.97		
			0.33	2.91	8.93	0.48	12.85	0.83	9.08	8.25	0.06	16.02	26.87		
45	8.09	172	0.85	0.40	0.40	0.03	1.68	0.00	1.04	0.42	0.14	1.64		120.01	1.20
			17.03	4.88	9.20	1.17	32.26	0.00	65.88	14.99	6.72	87.49	119.75		
			0.43	0.20	0.40	0.03	1.06	0.00	1.06	0.42	0.07	1.57	2.63		
46	7.41	217	0.98	0.32	0.72	0.10	2.12	0.00	1.38	0.55	0.14	2.07		146.36	1.19
			19.64	3.69	16.56	3.91	44.00	0.00	84.18	10.50	5.72	109.40	153.40		
			0.46	0.16	0.72	0.10	1.44	0.00	1.38	0.58	0.07	2.00	3.44		
47	7.11	294	1.05	0.70	0.98	0.17	2.89	0.00	1.86	0.78	0.19	2.81		207.78	1.23
			21.04	8.51	22.08	6.65	58.28	0.00	113.48	26.94	9.13	149.53	207.81		
			0.53	0.35	0.98	0.17	2.01	0.00	1.86	0.76	0.10	2.72	4.73		
48	6.93	305	1.09	0.78	0.98	0.13	2.98	0.00	1.95	0.82	0.13	2.90		213.84	1.36
			21.84	9.46	22.54	8.06	58.94	0.00	118.95	29.07	6.24	154.26	213.20		
			0.55	0.39	0.98	0.13	2.05	0.00	1.95	0.82	0.07	2.84	4.89		
49	7.03	306	1.10	0.75	0.98	0.18	2.95	0.00	1.87	0.88	0.16	2.91		215.51	1.36
			22.04	9.11	22.54	8.28	59.95	0.00	114.07	31.20	7.58	152.85	212.90		
			0.55	0.38	0.98	0.16	2.07	0.00	1.87	0.88	0.08	2.83	4.90		
50	7.01	299	0.98	0.78	1.03	0.16	2.92	0.00	1.77	0.82	0.23	2.82		213.20	1.74
			19.64	9.23	23.69	5.97	58.43	0.00	107.97	29.07	11.05	148.09	206.52		
			0.49	0.38	1.03	0.15	2.05	0.00	1.77	0.82	0.12	2.71	4.78		
51	6.94	222	0.88	0.59	0.79	0.12	2.17	0.00	1.33	0.60	0.18	2.11		152.72	1.40
			8.81	7.05	18.17	4.89	38.72	0.00	81.13	21.27	8.65	111.05	147.77		
			0.34	0.29	0.79	0.12	1.54	0.00	1.33	0.60	0.09	2.02	3.56		

Cuadro 15 (cont.)

No.	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ mmol, L ⁻¹					Σ	mg L ⁻¹ mol L ⁻¹	RBE	% Error
							CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻					
52	6.86	278	0.89	0.74	0.99	0.14	2.72	0.00	1.66	0.75	0.32	2.65		190.74	1.30
			17.03	8.99	22.77	5.47	54.26	0.00	102.48	26.59	10.57	138.64	193.90	4.47	
53	6.86	299	0.98	0.76	1.02	0.16	2.90	0.00	1.89	0.77	0.23	2.83		206.80	1.22
			19.24	9.22	23.46	6.36	56.19	0.00	111.63	27.30	11.05	149.98	206.17	4.76	
54	6.92	278	0.89	0.71	0.95	0.15	2.70	0.00	1.66	0.76	0.21	2.63		191.37	1.31
			17.84	8.63	21.85	6.87	54.19	0.00	101.26	26.94	10.09	138.29	192.48	4.44	
55	6.97	277	0.91	0.73	0.91	0.16	2.71	0.00	1.67	0.74	0.22	2.64		192.47	1.31
			18.24	8.87	20.93	6.26	54.30	0.00	101.87	26.23	11.06	138.15	193.46	4.43	
56	6.99	1334	1.80	1.75	9.06	0.30	12.71	0.00	6.93	5.32	0.80	13.05		964.38	1.32
			32.06	21.26	208.38	11.73	273.43	0.00	422.73	168.59	38.42	648.74	923.17	23.89	
57	7.10	1734	1.85	2.65	12.30	0.35	17.15	0.00	8.49	6.97	1.22	16.68		1246.56	1.39
			37.07	32.20	262.90	13.69	365.86	0.00	517.69	247.06	56.60	823.55	1189.41	30.98	
58	7.15	105	0.83	1.33	12.30	0.35	14.91	0.00	6.49	6.97	0.61	16.07		77.70	1.47
			2.81	2.92	13.80	1.96	21.49	0.00	36.58	11.34	4.80	61.52	73.01	1.79	
59	6.75	100	0.07	0.12	0.60	0.05	0.84	0.00	0.58	0.32	0.05	0.95		66.65	1.03
			3.01	2.87	13.11	1.56	20.35	0.00	34.16	10.99	4.32	48.47	69.82	1.72	
			0.08	0.11	0.57	0.04	0.80	0.00	0.56	0.31	0.05	0.92			

Cuadro 16. Composición iónica del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, Primavera 2015.

No.	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	mmol L ⁻¹				Σ	mg L ⁻¹ mol L ⁻¹	RSE	% Error	
								CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻					
1	8.92	93	0.36	0.35	0.12	0.06	0.91	0.00	0.44	0.25	0.10	0.88			62.81	1.68
			7.62	4.25	2.09	2.35	17.21	0.00	26.84	8.86	8.13	44.63	82.04			
			0.19	0.18	0.12	0.06	0.50	0.00	0.44	0.25	0.10	0.79	1.54			
2	8.73	150	0.74	0.45	0.19	0.09	1.47	0.00	0.72	0.40	0.31	1.43			102.12	1.38
			14.83	5.47	4.37	3.52	26.19	0.00	43.92	14.18	14.89	72.99	101.18			
			0.37	0.23	0.19	0.00	0.86	0.00	0.72	0.40	0.10	1.28	2.16			
3	7.21	1263	2.84	2.80	8.10	0.81	12.35	0.00	7.10	4.10	0.63	12.03			865.85	1.31
			52.91	34.02	140.30	31.87	258.90	0.00	433.10	145.35	30.29	818.30	877.20			
			1.32	1.40	8.10	0.81	6.82	0.00	7.10	4.10	0.42	11.82	21.25			
4	7.41	768	2.91	1.50	2.60	0.50	7.51	0.00	4.02	2.52	0.75	7.29			532.00	1.49
			56.32	18.92	59.80	19.58	156.59	0.00	348.22	89.33	36.02	370.57	527.19			
			1.46	0.79	2.60	0.50	5.31	0.00	4.02	2.52	0.38	6.92	12.23			
5	7.20	1180	2.78	2.05	5.72	0.85	11.40	0.00	6.49	3.78	0.82	11.09			822.34	1.58
			55.71	24.91	131.96	33.24	245.42	0.00	395.89	134.00	38.38	569.27	614.69			
			1.39	1.03	5.72	0.85	8.99	0.00	6.49	3.78	0.41	10.66	16.87			
6	7.04	772	2.90	1.82	2.84	0.52	7.48	0.00	3.96	2.82	0.72	7.30			509.13	1.22
			46.09	22.11	64.32	2.03	135.55	0.00	241.56	92.88	34.56	369.02	504.57			
			1.15	0.91	2.84	0.52	5.42	0.00	3.96	2.82	0.38	6.94	12.36			
7	6.98	795	2.08	1.80	3.26	0.54	7.77	0.00	3.97	2.82	0.76	7.55			544.14	1.44
			41.88	23.08	74.75	21.11	186.83	0.00	242.17	89.97	34.50	376.64	539.27			
			1.04	0.95	3.25	0.54	5.78	0.00	3.97	2.82	0.34	7.17	12.95			
8	6.82	797	2.02	1.88	3.35	0.58	7.79	0.00	3.94	2.83	0.82	7.59			547.06	1.30
			40.48	22.86	77.20	21.04	189.09	0.00	240.34	100.32	39.38	380.04	542.13			
			1.01	0.93	3.35	0.58	6.80	0.00	3.94	2.83	0.41	7.18	13.03			
9	6.90	798	1.98	1.64	3.23	0.52	7.40	0.00	3.22	2.82	0.84	7.88			543.63	1.43
			39.88	22.38	75.35	39.43	181.02	0.00	239.12	89.97	30.38	479.44	541.56			
			1.00	0.92	3.45	0.52	6.89	0.00	3.22	2.82	0.42	7.18	13.05			
10	6.82	817	1.52	1.41	2.88	0.42	6.23	0.00	3.08	2.12	0.82	5.82			422.27	1.77
			30.46	17.13	81.84	18.42	135.85	0.00	187.88	78.15	29.78	292.81	418.46			
			0.78	0.71	2.88	0.42	4.87	0.00	3.08	2.12	0.31	5.51	10.08			
11	6.81	817	1.83	1.36	2.58	0.48	6.03	0.00	3.18	2.08	0.80	5.87			427.33	1.34
			32.87	18.62	58.34	17.99	128.52	0.00	194.59	73.74	28.82	297.15	423.87			
			0.82	0.88	2.88	0.40	4.48	0.00	3.18	2.08	0.30	5.57	10.05			
12	6.79	805	1.30	1.08	2.18	0.38	4.94	0.00	2.82	1.73	0.46	4.81			350.52	1.33
			26.05	13.12	50.14	14.80	104.17	0.00	159.82	81.33	22.09	243.24	347.41			
			0.65	0.54	2.18	0.38	3.79	0.00	2.82	1.73	0.23	4.58	8.33			

Cuadro 16 (cont.)

Mo.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mg L ⁻¹	HSE	% Error
13	8.91	600	1.84	1.24	2.55	0.48	3.87	0.00	5.15	2.03	0.34	8.72		420.18	1.28
			32.87	18.07	96.19	17.90	124.12	0.00	192.55	71.99	28.94	290.06	414.17		
			0.82	0.82	2.53	0.40	4.43	0.00	3.15	2.03	0.27	6.45	9.49		
14	8.96	615	1.84	1.28	2.88	0.52	5.02	0.00	3.14	2.12	0.59	6.85		427.38	1.43
			30.86	15.05	81.64	20.33	128.38	0.00	191.54	78.18	28.34	295.03	423.41		
			0.77	0.84	2.88	0.52	4.61	0.00	3.14	2.12	0.30	5.96	10.17		
15	7.18	14120	18.85	9.50	102.80	9.30	138.00	0.00	16.70	114.90	2.74	136.43		8474.55	1.31
			333.87	158.93	2387.50	365.83	3170.83	0.00	1018.70	4078.40	131.00	5224.70	8397.53		
			8.30	4.78	102.50	0.30	124.91	0.00	16.70	114.90	1.37	133.08	297.87		
16	8.77	14420	18.25	9.85	103.50	9.40	141.01	0.00	15.90	118.90	2.78	137.38		8671.75	1.31
			365.93	155.68	2380.50	387.84	3233.85	0.00	1068.00	4133.47	132.56	5364.03	8597.88		
			9.13	4.93	103.50	9.40	125.95	0.00	16.00	116.80	1.38	135.88	282.84		
17	7.20	762	1.92	1.51	3.36	0.98	7.45	0.00	3.85	2.03	0.76	7.24		529.91	1.43
			38.48	18.35	77.28	25.81	159.92	0.00	234.85	83.93	38.50	365.28	525.20		
			0.96	0.76	3.36	0.98	5.74	0.00	3.85	2.83	0.38	6.56	12.80		
18	7.47	528	1.35	1.12	2.26	0.40	5.18	0.00	2.64	1.88	0.48	5.01		383.08	1.47
			27.88	13.61	51.80	15.84	108.89	0.00	181.04	66.65	23.53	281.22	380.11		
			0.69	0.58	2.36	0.40	3.91	0.00	2.84	1.88	0.28	4.77	8.88		
19	8.04	303	0.79	0.82	1.35	0.22	2.98	0.00	1.50	1.11	0.29	2.90		259.78	1.38
			15.83	7.53	31.05	8.60	63.01	0.00	81.50	38.35	14.01	144.86	207.87		
			0.40	0.31	1.35	0.22	2.28	0.00	1.90	1.11	0.15	2.78	5.04		
20	6.73	106	0.22	0.38	0.33	0.10	1.04	0.00	0.82	0.38	0.11	1.01		71.91	1.46
			4.41	4.74	7.89	3.91	20.88	0.60	31.72	12.47	5.28	50.47	71.12		
			0.11	0.20	0.33	0.10	0.74	0.00	0.82	0.38	0.08	0.96	1.70		
21	7.07	331	0.85	0.68	1.47	0.21	3.24	0.60	1.63	1.20	0.32	3.18		228.72	1.41
			17.03	8.26	35.84	2.38	63.51	0.60	99.43	42.64	15.37	157.34	228.59		
			0.43	0.34	1.47	0.21	2.48	0.90	1.83	1.20	0.18	2.99	5.47		
22	7.43	469	1.39	0.96	2.08	0.35	4.78	0.00	2.39	1.78	0.48	4.61		334.58	1.81
			27.88	11.68	47.61	13.82	101.85	0.00	145.79	62.39	22.09	230.27	331.32		
			0.70	0.48	2.08	0.35	3.81	0.60	2.39	1.78	0.23	4.38	7.88		
23	7.39	400	1.12	0.80	1.85	0.30	3.87	0.00	1.90	1.44	0.40	3.80		273.73	0.91
			22.44	9.72	37.85	11.79	81.84	0.00	118.88	51.05	19.21	182.42	271.88		
			0.66	0.40	1.85	0.30	2.81	0.00	1.95	1.44	0.20	3.60	6.51		

Cuadro 16 (cont.)

No.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mg L ⁻¹	RSE	% Err	
		μS cm ⁻¹	mmol L ⁻¹										mol L ⁻¹	mg L ⁻¹		
24	7.44	401	1.24	0.78	1.82	0.30	3.82	0.00	1.96	1.42	0.43	3.80		278.02	1.98	
			24.85	9.23	37.28	11.73	83.07	0.00	118.86	50.34	20.85	189.94	273.01			
25	7.47	367	0.82	0.38	1.82	0.30	2.92	0.00	1.95	1.42	0.22	3.59	6.51			
			1.21	0.79	1.80	0.28	3.88	0.00	1.93	1.43	0.40	3.76		271.48	1.87	
26	7.49	395	24.25	9.80	36.89	10.95	87.90	0.00	117.73	50.69	19.21	187.63	219.23			
			0.81	0.40	1.80	0.28	2.28	0.00	1.93	1.43	0.20	3.56	6.41			
27	7.50	380	1.14	0.78	1.85	0.29	2.98	0.00	1.94	1.42	0.37	3.73		270.31	1.71	
			22.85	9.48	37.86	11.34	85.02	0.00	118.34	50.34	17.77	186.47	268.07			
28	7.50	380	0.57	0.30	1.85	0.29	2.98	0.00	1.94	1.42	0.19	3.55	6.45			
			1.13	0.78	1.98	0.26	3.81	0.00	1.91	1.31	0.36	3.58		266.47	1.74	
29	7.57	390	22.85	9.23	38.10	10.17	80.23	0.00	118.51	49.28	18.25	184.04	264.27			
			0.57	0.30	1.98	0.26	2.87	0.00	1.91	1.36	0.19	3.45	6.36			
30	7.67	390	1.13	0.78	1.94	0.28	3.80	0.00	1.91	1.38	0.36	3.58		266.03	1.60	
			22.85	9.48	37.72	0.78	79.93	0.00	118.51	49.52	18.73	184.18	263.79			
31	7.62	471	0.57	0.30	1.84	0.25	2.85	0.00	1.91	1.38	0.20	3.49	6.34			
			1.49	0.94	1.86	0.30	4.61	0.00	2.33	1.67	0.48	4.48		323.19	1.43	
32	7.62	471	29.86	11.42	43.24	11.73	99.25	0.00	142.13	59.25	23.05	224.38	326.83			
			0.75	0.47	1.88	0.30	3.40	0.00	2.33	1.67	0.24	4.24	7.64			
33	7.81	456	1.47	0.60	1.90	0.29	4.48	0.00	2.34	1.82	0.47	4.33		312.03	1.48	
			29.48	10.94	41.40	11.34	103.14	0.00	138.64	57.43	22.87	210.98	309.79			
34	7.78	401	0.74	0.48	1.90	0.29	3.70	0.00	2.50	1.82	0.24	4.10	7.38			
			1.21	0.85	1.90	0.29	3.95	0.00	2.06	1.45	0.41	3.80		273.04	1.65	
35	7.78	401	24.25	10.33	36.89	10.17	81.59	0.00	118.51	51.40	19.69	189.43	270.98			
			0.81	0.43	1.90	0.28	3.62	0.00	1.94	1.45	0.21	3.60	6.50			
36	7.84	402	1.52	0.78	1.38	0.27	2.98	0.00	1.87	1.41	0.43	3.61		274.97	1.66	
			30.48	9.23	31.74	10.55	81.91	0.00	120.17	49.98	20.85	180.80	272.79			
37	7.82	600	0.78	0.38	1.38	0.27	2.70	0.00	1.87	1.41	0.22	3.60	6.39			
			1.79	1.32	2.41	0.30	2.96	0.00	2.92	2.17	0.83	5.75		412.85	1.26	
38	7.82	600	35.87	10.04	58.43	14.86	122.20	0.00	178.96	78.03	30.38	287.14	409.34			
			0.90	0.60	2.41	0.30	4.26	0.00	2.98	2.17	0.32	5.44	9.79			
39	7.07	805	1.74	1.34	2.38	0.40	6.96	0.00	2.81	2.12	0.82	5.85		407.15	1.82	
			34.87	18.28	54.74	15.88	121.53	0.00	177.51	75.16	29.78	282.44	403.87			
			0.87	0.87	2.38	0.40	4.32	0.00	2.81	2.12	0.31	5.34	9.86			

Cuadro 16 (cont.)

No.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mg L ⁻¹	RSE	% Error	
			mmol L ⁻¹										mg L ⁻¹	mg L ⁻¹		
			μS cm ⁻¹													
36	6.90	850	1.95	1.43	2.54	0.44	8.36	0.00	3.19	2.28	0.86	6.15		443.81	1.81	
			39.05	17.37	59.42	17.20	132.87	0.00	194.59	69.53	32.65	305.08	440.15			
			0.96	0.72	2.54	0.44	4.89	0.00	3.19	2.28	0.86	6.15	10.83			
36	7.00	858	1.92	1.46	2.57	0.46	8.43	0.00	3.24	2.32	0.89	6.25		450.31	1.42	
			38.48	17.98	59.11	17.99	133.56	0.00	197.64	62.24	33.14	313.02	446.58			
			0.96	0.74	2.57	0.46	4.73	0.00	2.74	2.32	0.35	5.91	10.64			
37	6.94	764	2.24	1.72	2.98	0.53	7.47	0.00	3.79	2.69	0.80	7.28		524.52	1.29	
			44.99	20.90	68.54	20.72	155.05	0.00	231.19	85.24	38.42	264.97	520.50			
			1.12	0.98	2.98	0.53	5.49	0.00	3.79	2.69	0.40	6.89	12.37			
36	7.07	749	2.14	1.74	2.92	0.52	7.32	0.00	3.61	2.72	0.79	7.11		508.71	1.46	
			42.89	21.14	67.17	20.33	151.53	0.00	220.21	96.42	37.67	264.30	505.83			
			1.07	0.87	2.92	0.52	5.38	0.00	2.61	2.72	0.39	6.72	12.10			
36	6.97	911	2.59	2.14	3.56	0.63	9.91	0.00	4.40	3.22	0.90	8.67		623.32	1.37	
			51.90	26.00	81.85	24.63	164.18	0.00	273.80	114.15	46.11	434.15	616.33			
			1.30	1.07	3.56	0.63	6.55	0.00	4.40	3.22	0.48	6.19	16.74			
40	7.45	1321	2.89	2.87	6.35	0.92	12.92	0.00	6.29	4.85	1.42	12.56		902.77	1.41	
			53.71	36.09	146.05	35.97	271.82	0.00	383.69	171.85	68.20	627.82	896.94			
			1.34	1.49	6.35	0.92	10.10	0.00	6.29	4.85	0.71	11.65	21.95			
41	7.42	1181	3.09	2.80	4.95	0.81	11.30	0.00	5.99	4.08	1.30	11.04		796.79	1.38	
			61.92	31.98	111.55	31.87	236.73	0.00	345.20	144.84	62.44	552.34	789.07			
			1.50	1.30	4.95	0.81	6.91	0.00	5.99	4.08	0.65	10.29	18.90			
42	7.42	390	1.62	1.40	0.52	0.27	3.81	0.00	1.98	1.35	0.36	3.70		250.36	1.46	
			32.46	17.01	11.86	10.56	71.89	0.00	120.79	45.21	17.29	196.28	258.27			
			0.81	0.70	0.52	0.27	2.30	0.00	1.90	1.35	0.18	3.52	5.82			
43	7.29	381	1.58	1.40	0.49	0.26	3.73	0.00	1.90	1.34	0.32	3.61		254.62	1.63	
			31.66	17.01	11.27	10.17	70.11	0.00	116.95	47.50	15.37	181.82	251.93			
			0.79	0.70	0.49	0.26	2.24	0.00	1.90	1.34	0.18	3.45	5.99			
44	7.58	378	1.87	1.40	0.46	0.27	3.70	0.00	1.83	1.30	0.33	3.58		251.95	1.85	
			31.46	17.01	10.58	10.58	69.81	0.00	117.73	45.79	15.85	190.37	249.86			
			0.79	0.70	0.46	0.27	2.27	0.00	1.83	1.30	0.17	3.42	5.94			
45	7.44	487	1.42	1.10	1.90	0.34	4.76	0.00	2.39	1.72	0.51	4.62		332.10	1.49	
			28.46	13.37	43.70	13.29	96.82	0.00	145.79	69.67	24.62	231.20	330.21			
			0.71	0.55	1.90	0.34	3.90	0.00	2.39	1.72	0.26	4.57	7.87			

Cuadro 16 (cont.)

No.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mg L ⁻¹	RSE	% Err	
		µS cm ⁻¹	mmol L ⁻¹										mol L ⁻¹	mg L ⁻¹		
46	7.50	363	1.12	0.96	1.48	0.28	3.75	0.00	1.92	1.32	0.40	3.64	263.47	1.48		
			22.44	10.45	34.27	10.95	78.11	0.00	117.20	46.79	19.21	193.20	261.21			
47	7.20	1063	0.96	0.43	1.49	0.28	2.76	0.00	1.92	1.32	0.20	3.44	6.20			
			2.24	1.68	5.20	0.60	9.81	0.00	4.31	3.53	1.68	9.53	688.98	1.45		
48	7.18	921	44.88	20.41	119.60	28.98	211.88	0.00	262.90	125.14	81.17	469.21	681.89			
			1.12	0.84	5.20	0.60	7.85	0.00	4.31	3.53	0.85	8.69	16.54			
48	7.18	921	1.87	1.70	4.80	0.84	9.01	0.00	4.53	3.25	0.97	8.75	540.84	1.46		
			37.47	20.66	110.40	25.02	193.55	0.00	276.33	115.21	48.59	436.13	631.88			
48	7.15	413	0.94	0.85	4.80	0.84	7.23	0.00	4.53	3.25	0.49	8.27	15.50			
			1.20	0.80	1.82	0.29	4.04	0.00	2.08	1.48	0.38	3.62	263.81	1.51		
50	7.13	785	24.05	11.30	37.26	11.34	83.95	0.00	126.88	51.78	18.25	196.89	290.94			
			0.80	0.47	1.62	0.29	2.98	0.00	2.08	1.48	0.19	3.73	6.71			
51	7.20	377	2.22	1.85	3.06	0.55	7.68	0.00	3.79	2.76	0.62	7.47	537.87	1.36		
			44.49	22.48	70.38	21.51	158.98	0.00	231.19	97.84	44.19	373.22	532.08			
51	7.20	377	1.11	0.93	3.06	0.55	5.65	0.00	3.79	2.76	0.48	7.01	12.86			
			1.13	0.84	1.46	0.26	3.69	0.00	1.87	1.32	0.36	3.57	258.00	1.65		
52	7.35	837	22.65	10.21	33.58	10.26	76.89	0.00	114.07	46.79	18.25	179.11	256.80			
			0.57	0.42	1.46	0.26	2.71	0.00	1.87	1.32	0.19	3.38	6.08			
52	7.35	837	2.57	1.88	3.20	0.48	8.19	0.00	4.14	2.95	0.97	7.96	572.86	1.42		
			51.90	23.84	74.98	18.77	168.08	0.00	252.54	104.98	41.79	398.91	567.00			
53	7.32	426	1.29	0.94	3.26	0.48	5.97	0.00	4.14	2.95	0.44	7.53	13.90			
			1.25	0.95	1.67	0.30	4.17	0.00	3.02	1.51	0.48	4.94	291.28	1.58		
54	7.85	805	28.05	11.54	38.41	11.73	86.72	0.00	125.05	53.53	23.07	201.65	288.30			
			0.83	0.48	1.67	0.30	3.08	0.00	2.08	1.51	0.24	3.80	6.88			
54	7.85	805	1.98	1.80	3.95	0.56	7.87	0.00	3.96	2.83	0.84	7.63	998.01	1.42		
			31.26	21.87	90.85	21.90	168.88	0.00	242.78	100.22	40.76	383.48	549.33			
55	7.36	428	0.78	0.90	3.95	0.56	6.19	0.00	3.96	2.85	0.43	7.23	13.42			
			1.11	1.10	1.87	0.30	4.18	0.00	2.10	1.61	0.45	4.96	291.49	1.48		
56	7.40	1138	22.24	13.37	38.41	11.73	85.75	0.00	128.10	53.53	21.81	203.24	288.98			
			0.96	0.86	1.87	0.30	3.08	0.00	2.10	1.61	0.23	3.94	6.92			
56	7.40	1138	2.03	2.36	6.85	0.80	11.03	0.00	5.29	4.01	1.42	10.72	774.96	1.43		
			40.68	25.55	134.55	31.28	235.08	0.00	322.86	142.15	68.20	533.04	766.10			
			1.02	1.18	5.85	0.80	8.85	0.00	5.29	4.01	0.71	10.01	18.88			

Cuadro 16 (cont.)

No.	pH	CE	Ca ²⁺						Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mg L ⁻¹	RSE	% Error
			μS cm ⁻¹														
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺								mol L ⁻¹	RSE		
57	7.50	1138	2.39	2.56	5.25	0.92	11.12	0.00	5.36	4.03	1.40	10.82			189.40	1.37	
			47.81	31.10	120.75	33.97	233.72	0.00	328.79	152.44	87.52	548.75	782.47				
			1.20	1.28	5.25	0.92	8.85	0.00	5.13	4.03	0.70	10.12				18.77	
58	8.32	474	1.30	1.06	1.85	0.38	4.59	0.90	1.71	1.37	0.40	4.48			304.82	1.44	
			26.05	12.86	42.55	14.96	96.34	27.00	128.19	48.57	19.21	203.87	306.31				
			0.85	0.83	1.85	0.38	3.41	0.45	1.79	1.37	0.20	3.81				7.22	
59	8.52	1088	2.18	2.10	5.90	0.78	10.54	1.35	3.87	3.83	1.38	10.20			700.84	1.84	
			43.89	25.52	129.50	29.72	225.43	40.50	225.57	135.77	84.84	494.98	690.41				
			1.08	1.05	5.50	0.76	8.40	0.88	3.87	3.83	0.88	8.58				17.28	
60	9.33	477	1.48	1.02	1.86	0.30	4.86	0.90	1.82	1.35	0.42	4.52			307.57	1.93	
			29.98	12.39	42.78	11.77	96.90	27.00	111.02	48.02	20.17	207.11	303.71				
			0.74	0.51	1.86	0.30	3.41	0.45	1.82	1.38	0.21	3.86				7.27	
61	8.36	513	1.56	1.10	2.01	0.32	5.02	0.90	1.97	1.46	0.53	4.58			331.59	1.82	
			31.86	13.37	46.23	12.81	103.97	27.00	120.17	51.78	28.48	224.39	328.36				
			0.80	0.68	2.01	0.32	3.68	0.45	1.97	1.48	0.27	4.15				7.83	
62	8.45	1101	2.79	2.35	4.95	0.68	10.77	1.38	4.52	3.12	1.40	10.40			724.75	1.75	
			55.91	26.69	113.84	26.69	224.90	40.80	275.72	110.80	87.24	494.08	719.28				
			1.40	1.18	4.95	0.68	8.21	0.88	4.52	3.12	0.70	9.02				17.23	
63	8.50	1153	2.36	2.08	6.80	0.78	11.28	1.32	4.91	3.25	1.50	10.88			768.66	1.78	
			47.29	31.10	128.80	29.72	236.81	36.00	269.51	118.28	72.05	523.84	780.75				
			1.18	1.28	5.60	0.76	8.82	0.60	4.91	3.25	0.75	9.54				18.36	
64	8.81	1189	2.19	2.86	8.90	0.65	11.82	1.20	4.88	4.38	0.87	11.31			781.38	1.35	
			43.89	32.56	130.70	33.24	245.39	36.00	296.40	159.27	41.79	629.52	774.91				
			1.10	1.34	6.90	0.65	9.19	0.60	4.88	4.35	0.44	10.28				19.47	
65	8.30	1185	2.15	2.82	6.78	0.64	11.82	0.80	4.88	4.25	0.85	11.02			770.78	1.65	
			43.09	31.83	132.84	32.84	240.79	27.00	269.79	182.08	40.83	629.68	761.30				
			1.08	1.37	6.78	0.64	9.01	0.45	4.88	4.25	0.43	10.15				19.19	
66	8.44	1131	2.38	2.90	6.60	0.80	11.88	1.30	4.40	4.16	0.53	10.89			736.12	1.70	
			47.29	27.85	128.80	31.28	235.32	36.00	268.40	147.47	50.88	484.72	730.56				
			1.18	1.15	6.60	0.80	8.73	0.85	4.40	4.16	0.42	9.83				18.38	
67	7.86	1217	2.34	2.80	6.79	1.10	11.70	0.00	5.82	4.29	1.30	11.41			830.28	1.84	
			48.89	31.56	132.36	49.91	283.74	0.00	355.62	152.98	82.44	589.54	823.28				
			1.17	1.30	6.74	1.10	9.32	0.00	5.82	4.29	0.55	10.78				20.08	

Cuadro 16 (cont.)

No.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mg L ⁻¹	NBE	% Error	
			mmol L ⁻¹										mg L ⁻¹			
			μS cm ⁻¹										mg L ⁻¹			
66	7.25	1218	2.72	2.60	5.60	0.82	11.80	0.00	5.74	4.18	1.58	11.50		812.28	1.87	
			54.51	32.20	128.80	35.97	251.48	0.00	380.14	143.18	75.89	574.21	825.69			
			1.36	1.33	5.60	0.92	9.21	0.00	5.74	4.18	0.79	10.71	16.92			
66	7.37	1526	2.36	3.10	8.30	1.16	14.94	0.00	6.95	5.27	2.20	14.42		1045.82	1.77	
			47.70	37.67	190.90	45.38	321.63	0.00	423.95	196.82	105.67	716.44	1038.07			
			1.18	1.35	8.30	1.18	12.20	0.00	6.95	5.27	1.10	13.32	25.52			
70	7.23	1486	2.08	3.86	7.70	1.05	14.48	0.00	6.87	5.28	1.86	14.01		1007.39	1.85	
			41.68	44.35	177.19	41.08	304.19	0.00	418.07	187.18	89.25	895.90	990.79			
			1.04	1.83	7.70	1.05	11.82	0.00	6.87	5.28	0.93	13.08	24.70			
71	7.71	1494	1.81	3.38	8.25	1.05	14.47	0.00	7.00	5.26	1.82	14.08		1018.85	1.37	
			36.27	40.82	169.75	41.06	307.90	0.00	427.00	186.47	87.41	700.88	1068.78			
			0.91	1.68	8.25	1.05	11.80	0.00	7.00	5.26	0.91	13.17	25.08			
72	7.53	1475	2.00	3.30	8.05	1.04	14.42	0.00	6.99	5.19	1.75	13.93		1000.00	1.73	
			40.88	40.10	185.15	40.88	306.59	0.00	426.30	183.98	84.05	894.42	1001.01			
			1.02	1.85	8.05	1.04	11.76	0.00	6.99	5.19	0.58	13.06	24.52			
73	7.43	1588	2.58	3.80	8.75	1.18	16.31	0.00	8.21	5.96	1.82	15.99		1153.78	0.99	
			51.70	48.17	201.25	46.14	345.26	0.00	500.81	211.28	87.41	799.90	1144.78			
			1.29	1.90	8.75	1.18	13.12	0.00	8.21	5.96	0.91	15.08	28.20			
74	7.76	870	1.35	1.53	9.16	0.40	8.43	0.00	4.33	2.96	0.92	8.21		587.91	1.32	
			27.05	18.59	118.45	16.64	179.73	0.00	264.13	104.93	44.19	413.25	552.88			
			0.88	0.77	5.15	0.40	7.00	0.00	4.33	2.96	0.48	7.75	14.75			
75	8.91	812	1.01	1.51	5.75	0.46	8.69	0.00	4.52	3.11	0.96	8.59		627.32	1.38	
			20.24	19.56	132.25	17.99	190.04	0.00	275.72	110.25	48.11	432.08	622.12			
			0.51	0.81	5.75	0.46	7.53	0.00	4.52	3.11	0.48	8.11	15.84			
76	8.10	938	1.78	2.11	4.85	0.54	9.08	0.00	4.34	3.36	1.12	8.82		629.19	1.45	
			35.67	28.84	131.26	13.29	188.15	0.00	264.74	119.11	53.79	437.84	623.79			
			0.89	1.05	4.85	0.54	7.14	0.00	4.34	3.36	0.56	8.26	15.40			
77	8.11	825	1.20	0.98	3.70	0.23	8.11	0.00	2.95	2.03	0.92	5.90		420.42	1.75	
			24.05	11.81	85.10	8.99	130.85	0.00	176.95	71.96	44.19	296.10	428.15			
			0.80	0.48	3.70	0.23	5.02	0.00	2.95	2.03	0.48	5.44	10.45			
78	7.57	589	1.32	1.10	3.10	0.34	5.86	0.00	2.85	2.25	0.50	5.71		410.48	1.30	
			26.45	13.37	71.30	11.28	128.41	0.00	173.85	80.12	28.42	282.79	407.20			
			0.86	0.56	3.10	0.34	4.85	0.00	2.85	2.25	0.30	5.41	10.06			

Cuadro 16 (cont.)

No.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mg L ⁻¹	RSE	% Error	
		μS cm ⁻¹	mmol L ⁻¹										mol L ⁻¹	mg L ⁻¹		
79	7.26	1583	2.06	3.53	8.55	1.16	15.33	0.00	7.33	5.55	1.90	14.78		1070.89	-2.88	
			41.86	42.89	196.05	45.36	326.78	0.00	447.13	106.75	91.77	735.85	1062.43			
			1.05	1.77	8.38	1.16	12.53	0.00	7.33	5.55	0.95	13.83	28.36			
80	7.16	1228	2.04	3.10	5.95	0.92	12.01	0.00	4.76	4.25	2.70	11.71		879.08	1.26	
			40.88	37.87	136.88	35.87	251.37	0.00	290.36	150.86	129.86	570.70	822.07			
			1.02	1.55	5.95	0.92	9.44	0.00	4.76	4.25	1.35	10.36	19.80			
81	7.70	825	2.17	1.35	2.15	0.49	6.11	0.00	2.93	2.18	0.84	5.95		427.14	1.33	
			43.49	18.40	48.30	19.16	127.35	0.00	178.73	77.28	40.35	296.36	323.71			
			1.00	0.86	2.15	0.49	4.36	0.00	2.93	2.18	0.42	5.83	5.69			
82	8.16	470	1.54	0.92	2.02	0.20	4.68	0.00	2.25	1.70	0.57	4.52		324.86	1.74	
			30.86	11.18	46.46	7.82	96.32	0.00	137.25	80.27	27.38	224.90	321.22			
			0.77	0.46	2.02	0.20	3.45	0.00	2.25	1.70	0.29	4.24	7.69			
83	8.80	1614	0.19	6.05	8.80	0.59	15.63	1.65	7.52	7.45	0.14	16.76		1090.47	-3.49	
			3.81	73.51	202.40	23.07	302.79	49.50	456.72	264.10	8.72	779.04	1081.63			
			0.10	6.05	8.80	0.59	15.54	0.83	7.52	7.45	0.07	15.87	31.41			
84	7.84	283	0.95	1.20	0.40	0.22	2.77	0.00	1.52	0.95	0.22	2.69		189.47	1.47	
			19.04	14.58	8.20	8.80	51.42	0.00	82.72	33.68	10.57	136.97	168.39			
			0.48	0.60	0.40	0.22	1.70	0.00	1.52	0.95	0.22	2.69	4.39			
85	7.76	360	0.70	0.99	1.80	0.28	3.57	0.00	2.01	1.31	0.16	3.46		252.83	1.28	
			14.03	12.03	36.80	10.45	73.81	0.00	122.61	46.46	7.68	176.75	250.58			
			0.35	0.50	1.60	0.28	2.73	0.00	2.01	1.31	0.01	3.33	6.06			
86	7.48	327	1.03	0.72	1.28	0.17	3.20	0.00	1.65	1.15	0.32	3.12		224.84	1.27	
			20.64	8.75	29.44	6.85	65.48	0.00	100.05	40.77	19.37	156.79	222.27			
			0.52	0.36	1.26	0.17	2.33	0.00	1.65	1.15	0.16	2.96	5.29			
87	7.97	620	2.18	1.45	2.25	0.27	6.15	0.00	3.14	2.22	0.81	6.97		429.16	1.49	
			43.69	17.82	51.75	10.56	123.82	0.00	181.54	78.70	29.30	299.54	423.16			
			1.09	0.73	2.25	0.27	4.34	0.00	3.14	2.22	0.31	5.87	10.01			
88	8.14	367	1.18	0.72	1.47	0.22	3.80	0.00	1.80	1.29	0.30	3.46		249.60	1.56	
			23.65	8.75	33.81	8.80	74.81	0.00	112.29	45.73	14.41	172.43	247.24			
			0.59	0.36	1.47	0.22	2.64	0.00	1.80	1.29	0.15	3.33	5.97			
89	8.10	385	1.14	0.85	1.34	0.24	3.57	0.00	1.92	1.24	0.28	3.44		250.60	1.85	
			22.85	10.33	30.82	9.38	73.38	0.00	117.12	43.98	13.45	174.53	247.91			
			0.57	0.43	1.34	0.24	2.58	0.00	1.92	1.24	0.14	3.30	5.86			

Cuadro 16 (cont.)

No.	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	mmol L ⁻¹					mg L ⁻¹	RSE mg L ⁻¹	% Sinar
							Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻			
90	8.03	365	1.06	0.88	1.38	0.24	3.53	0.00	1.90	1.26	0.28	3.44	248.75	1.29
			21.04	10.45	31.74	8.38	72.81	0.00	115.90	44.87	13.45	174.02	248.63	
			0.53	0.43	1.38	0.24	2.58	0.00	1.90	1.26	0.14	3.30	5.88	
91	8.10	387	1.12	0.80	1.38	0.25	3.55	0.00	1.83	1.29	0.31	3.43	248.47	1.72
			22.44	9.72	31.74	8.78	73.68	0.00	111.83	45.73	14.89	172.25	245.90	
			0.58	0.40	1.38	0.25	2.58	0.00	1.83	1.29	0.16	3.28	5.87	
92	8.01	1501	2.64	2.15	8.65	1.10	14.54	0.00	8.99	5.27	1.81	14.07	1031.80	1.64
			52.91	28.12	198.98	43.01	320.89	0.00	428.39	186.82	86.93	700.14	1021.13	
			1.32	1.08	8.65	1.10	12.15	0.00	8.99	5.27	0.91	13.17	25.32	
93	8.03	383	1.22	0.84	1.43	0.26	3.75	0.00	1.94	1.36	0.32	3.86	255.55	1.21
			24.45	10.21	32.89	1.02	68.57	0.00	120.78	48.21	15.37	184.36	252.60	
			0.81	0.42	1.43	0.26	2.72	0.00	1.98	1.36	0.18	3.50	6.22	

6.2 Distribución de cationes y aniones

La importancia de conocer la composición del agua para riego, es porque el exceso del ion sodio, carbonatos, bicarbonatos y cloruros aumentarán el pH, la conductividad eléctrica y el porcentaje de sodio intercambiable del suelo en donde se aplique.

En las Figuras 6 y 7, se presentan las distribuciones de los cationes y aniones, correspondientes a los muestreos de otoño 2014 y primavera 2015. Se observa que en los 2 periodos de muestreo el catión que ocupa mayor superficie es el sodio (Na^+) y para los aniones es el bicarbonato (HCO_3^-), por lo tanto, en el agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago predominan las sales de bicarbonatos de sodio (Na^+).

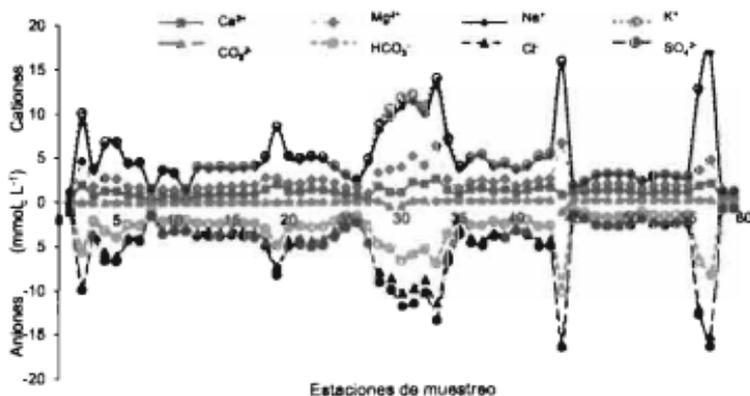


Figura 6. Composición iónica del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

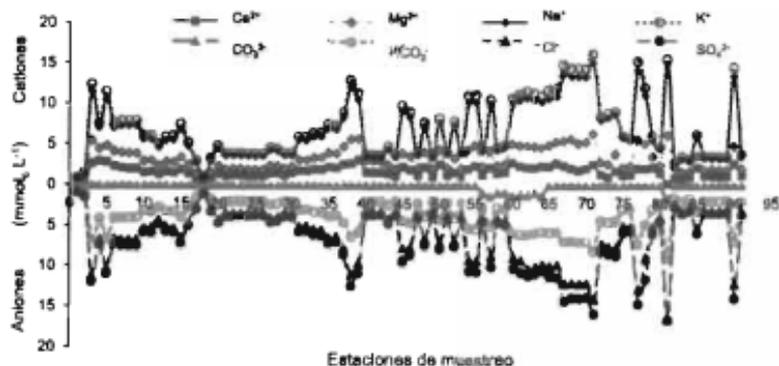


Figura 7. Composición iónica del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.

Es importante mencionar que los picos en las Figuras de la composición iónica (Figura 6 y 7) representan los sitios donde se descargan grandes cantidades de agua residual, provenientes de las actividades antropogénicas e industriales.

6.3 Distribución por clases de la conductividad eléctrica y suma de cationes

La calidad del agua de riego fundamentalmente se establece por la concentración total electrolítica y por la composición relativa de los diferentes iones. En la Figura 8, se presenta la distribución de frecuencias del agua del Sistema Hidrográfico Lerma Chapala-Santiago para el muestreo Otoño 2014. Respecto a la conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$), en el diagrama de Richards (1954), se encontró que el 15.25 % de las muestras fue C1 ($< 250 \mu\text{S cm}^{-1}$), el 66.10 % de las muestras se clasifica como C2 ($250 - 750 \mu\text{S cm}^{-1}$) y el 18.64 % se ubica en ($750 - 2250 \mu\text{S cm}^{-1}$).

La distribución de la suma de cationes en $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$, se presenta en la Figura 9, se encontró que el 66.10 % presentó una concentración $< 5 \text{ mmol}_e \text{L}^{-1}$, el 18.64 % de $5 - 10 \text{ mmol}_e \text{L}^{-1}$, el 11.86 % de $10 - 15 \text{ mmol}_e \text{L}^{-1}$ y el 3.39 % de $15 - 20 \text{ mmol}_e \text{L}^{-1}$.

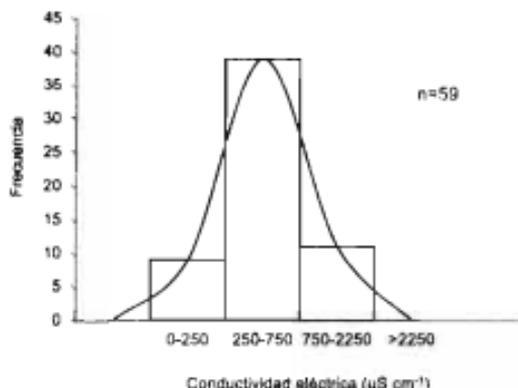


Figura 8. Distribución de frecuencias en función de la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

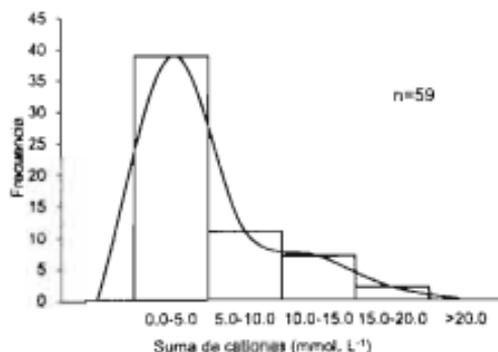


Figura 9. Distribución de frecuencias en función de la suma de cationes en $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

En la Figura 10, se presenta la distribución de frecuencias del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago para el muestreo de Primavera 2015. Con respecto a la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), se encontró que el 3.30 % de las muestras fue C1 ($< 250 \mu\text{S cm}^{-1}$), el 53.85 % de las muestras se clasifica como C2 ($250 - 750 \mu\text{S cm}^{-1}$) y el 42.86% se ubica en ($750 - 2250 \mu\text{S cm}^{-1}$).

La distribución de la suma de cationes en mmolc L^{-1} , se presenta en la Figura 11, se encontró que el 40.66 % presentó una concentración $< 5 \text{ mmolc L}^{-1}$, el 34.07 % de $5 - 10 \text{ mmolc L}^{-1}$, el 21.98 % de $10 - 15 \text{ mmolc L}^{-1}$ y el 3.30% de $15 - 20 \text{ mmolc L}^{-1}$.

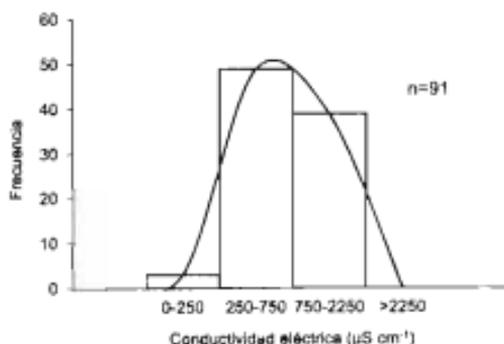


Figura 10. Distribución de frecuencias en función de la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.

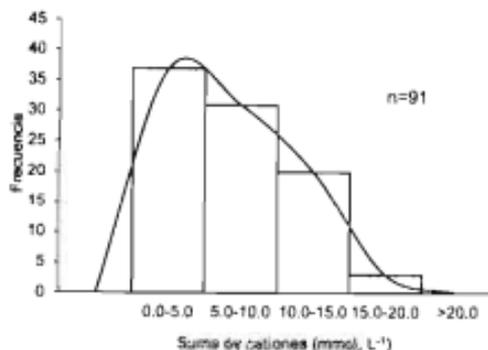


Figura 11. Distribución de frecuencias en función de la suma de cationes en mmol, L^{-1} del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.

6.4 Relación entre la concentración de sales analíticas y conductividad eléctrica

En muchas investigaciones específicas (Richards, 1954; Jurinak y Suárez, 1990, Velázquez, 2001) sobre numerosas determinaciones de la conductividad eléctrica (en $\mu\text{S cm}^{-1}$) y su relación con la cantidad en peso de los distintos iones disociados, se establecieron que las mediciones de la conductividad eléctrica, es proporcional a la masa de las sales disociadas y que la relación funcional, $\text{mg L}^{-1} = fa (CE_{\text{exp}})$, en su proporcionalidad depende del tipo de salinidad. Para diferentes tipos de sales puras y tipos de salinidad los valores de la pendiente de esta relación funcional varían de 0.580 – 1.250, cuando la conductividad eléctrica es expresada en $\mu\text{S cm}^{-1}$.

En las Figuras 12 y 13, se presenta la relación funcional, entre la concentración de las sales solubles expresada en mg L^{-1} y sus correspondientes valores de conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$. El valor de la pendiente para el muestreo de Otoño 2014 fue de 0.6913, corresponde a soluciones bicarbonatadas sódicas de baja concentración electrolítica, el valor de la pendiente para el muestreo de Primavera 2015 fue de

0.6741, correspondiente a soluciones bicarbonatadas sódicas de baja concentración electrolítica.

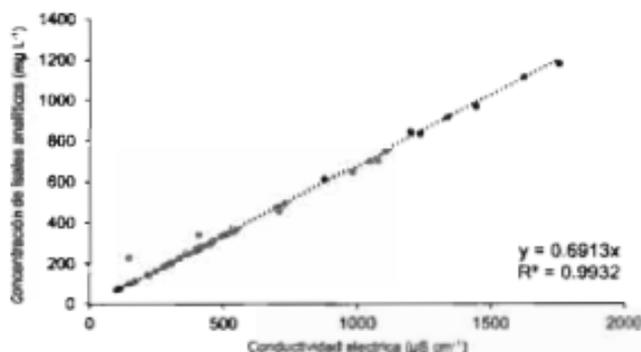


Figura 12. Relación entre la concentración de sales analíticas en mg L⁻¹ y la conductividad eléctrica en µS cm⁻¹ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

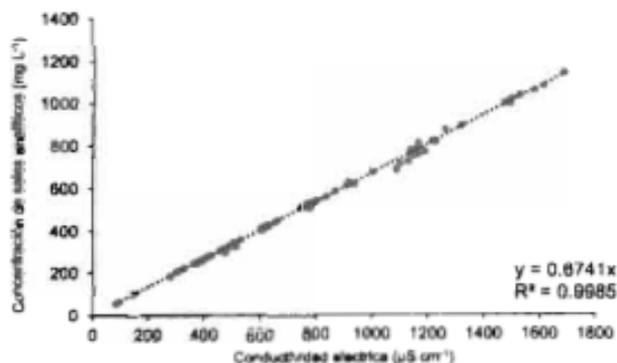


Figura 13. Relación entre la concentración de sales analíticas en mg L⁻¹ y la conductividad eléctrica en µS cm⁻¹ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.

6.5 Relación entre suma de cationes y conductividad eléctrica

En las propiedades de las soluciones salinas, aguas naturales superficiales y subterráneas, y de los suelos, la medición de la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) de las diferentes soluciones acuosas está en función directamente proporcional a la concentración de cationes o de aniones (mmol L^{-1}). El conocimiento de los valores de la relación funcional, $\text{mmol L}^{-1} = fa (CE_{\text{exp}})$, es importante, ya que, en las determinaciones analíticas, la suma de cationes y aniones deben ser aproximadamente igual. Teniendo en cuenta los porcentajes de error permisible (APHA, 1995). En la Figuras 14 y 15, se presentan la relación funcional entre la suma de cationes y conductividad eléctrica, el valor de la pendiente para el muestreo de Otoño 2014 fue de 0.0097. para el muestreo Primavera 2015, el valor de la pendiente fue de 0.0097.

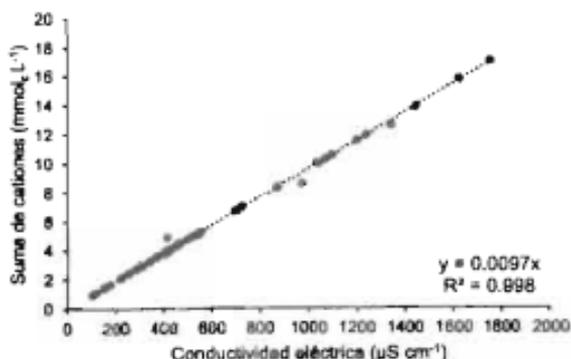


Figura 14. Relación entre la suma de cationes en mmol L^{-1} y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

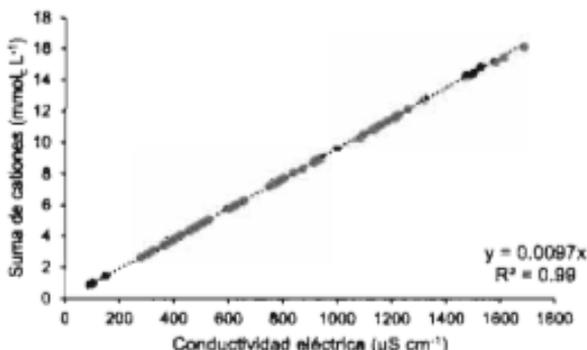


Figura 15. Relación entre la suma de cationes en mmol L^{-1} y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.

6.6 Relación entre presión osmótica y conductividad eléctrica

En las Figuras 16 y 17, se presenta la relación funcional, presión osmótica PO (atm) y la conductividad eléctrica CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$).

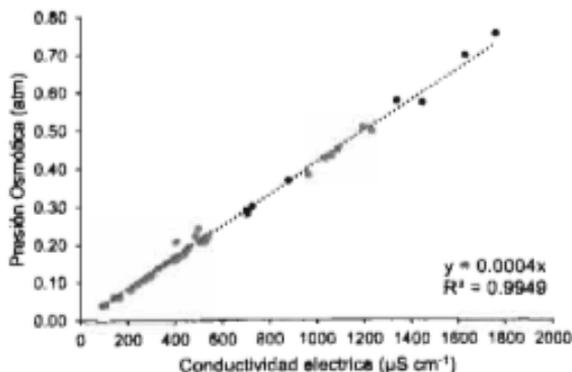


Figura 16. Relación entre la presión osmótica en atmósferas y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

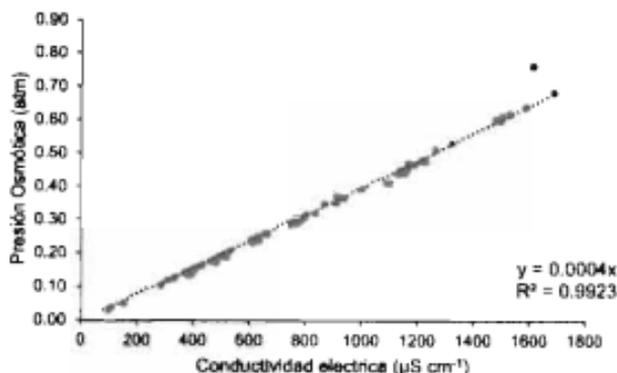


Figura 17. Relación entre la presión osmótica en atmosferas y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.

6.7 Clasificación del agua de riego con base a su salinidad

6.7.1 Índice de salinidad efectiva

La salinidad efectiva (SE) es una forma de peligro real que presentan las sales solubles del agua de riego al pasar a formar parte de la solución del suelo ya que toma en cuenta la precipitación de las sales más nocivas que tienen elevada solubilidad y que dan lugar a soluciones salinas muy concentradas.

Este índice de clasificación estima el peligro que producen las sales más solubles del agua al formar parte de la solución del suelo. Y se calcula de acuerdo con las siguientes ecuaciones (Doneen, 1958; Palacios y Aceves, 1970; Coras, 2000):

- Si $\text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$

Entonces:

$\text{SE} = \text{suma de cationes} - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$

- Si $\text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$; pero $\text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$

Entonces

$\text{SE} = \text{suma de cationes} - \text{Ca}^{2+}$

- Si $\text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$; pero $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$

Entonces

$\text{SE} = \text{suma de cationes} - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$

- Si $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$

Entonces

$\text{SE} = \text{suma de cationes} - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$

Dónde: Todos los iones están expresados en mmol L^{-1} .

La clasificación del agua de acuerdo con el índice de salinidad efectiva para el muestreo Otoño 2014 se presenta en el Cuadro 17, para el muestreo de Primavera 2015 se presenta en el Cuadro 18:

Cuadro 17. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con su salinidad efectiva. Otoño 2014.

Salinidad efectiva (mmol L^{-1})	Clase	Muestreo 1 No. de muestras
< 3	Buena	43
3-15	Condicionada	16
>15	No recomendable	0

Cuadro 18. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con su salinidad efectiva. Primavera 2015.

Salinidad efectiva (mmol L^{-1})	Clase	Muestreo 2 No. de muestras
< 3	Buena	42
3-15	Condicionada	49
>15	No recomendable	0

De acuerdo con este índice de clasificación, para el muestreo de Otoño 2014, el 73% (43 sitios de muestreo) del agua que conduce el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, es agua de buena calidad y el 23% (16 sitios de muestreo) se consideran como condicionadas, para el riego. Para el muestreo de Primavera 2015, el 46 % (42 sitios de muestreo) son de buena calidad y el 54 % (49 sitios de muestreo) se consideran como condicionadas para riego.

6.7.2 Índice de salinidad potencial

El criterio de salinidad efectiva tiene el inconveniente de considerar que se precipitan todos los carbonatos, bicarbonatos y sulfatos, cosa que no siempre ocurre. Debido a esto, se propuso otro criterio, el de salinidad potencial (SP), este es con base a la consideración de que las sales que se precipitarán serán los carbonatos y bicarbonatos, pero solo parte de los sulfatos, fundamentalmente el sulfato de calcio, permaneciendo solubles los sulfatos de sodio, sulfato de potasio y sulfato de magnesio.

Este índice determina la cantidad de Cl^- y SO_4^{2-} que quedan en la solución del suelo cuando se presentan bajos contenidos de humedad. Se calcula mediante la siguiente ecuación (Doneen, 1958; Palacios y Aceves, 1970; Coras, 2000):

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

Dónde: Las concentraciones de estos iones se expresan en $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$.

De acuerdo con el índice de salinidad potencial para el muestreo Otoño 2014, la clasificación se presenta en el Cuadro 19, para el muestreo de Primavera 2015, se presenta en el Cuadro 20.

Cuadro 19. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo a su salinidad potencial. Otoño 2014.

Salinidad Potencial (mmol L ⁻¹)	Clase	Muestreo 1 No. de muestras
<3	Buena	48
3-15	Condicionada	11
>15	No recomendable	0

Cuadro 20. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo a su salinidad potencial. Primavera 2015.

Salinidad Potencial (mmol L ⁻¹)	Clase	Muestreo 2 No. de muestras
<3	Buena	53
3-15	Condicionada	38
>15	No recomendable	0

De acuerdo con este índice de clasificación, para el muestreo de Otoño 2014, el 81% (48 sitios de muestreo) se consideran como de buena calidad y el 19% (11 sitios de muestreo) se consideran como condicionadas. para el riego agrícola, para el muestreo de Primavera 2015, el 58 % (53 sitios de muestreo), presentaron buena calidad del agua, y el 42 % (38 sitios de muestreo) se consideran como condicionadas.

Cuadro 21. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo a su salinidad efectiva y salinidad potencial. Otoño 2014.

No.	Salinidad efectiva		Salinidad potencial	
	mmol L ⁻¹	Clasificación	mmol L ⁻¹	Clasificación
1	0.44	B	0.37	B
2	5.51	C	4.18	C
3	2.01	B	1.69	B
4	4.08	C	2.97	B
5	4.22	C	2.47	B
6	2.73	B	1.82	B
7	2.89	B	1.57	B
8	0.97	B	0.53	B
9	2.17	B	1.18	B
10	1.95	B	1.08	B
11	0.87	B	1.08	B
12	2.36	B	1.35	B
13	2.30	B	1.20	B
14	2.26	B	1.22	B
15	2.11	B	1.22	B
16	2.13	B	1.29	B
17	2.17	B	1.32	B
18	2.44	B	1.66	B
19	5.89	C	3.01	C
20	3.16	C	1.85	B
21	2.89	B	1.77	B
22	2.73	B	1.82	B
23	2.59	B	1.77	B
24	2.00	B	1.46	B
25	1.46	B	1.10	B
26	0.85	B	0.69	B
27	3.92	C	1.88	B
28	5.61	C	3.70	C
29	6.91	C	4.03	C
30	7.90	C	4.41	C
31	7.03	C	4.74	C
32	6.78	C	4.19	C

Cuadro 21 (cont.)

No.	Salinidad afectiva		Salinidad potencial	
	mmol/L ⁻¹	Clasificación	mmol/L ⁻¹	Clasificación
33	7.77	C	5.53	C
35	2.57	B	1.54	B
36	2.83	B	1.76	B
37	2.93	B	1.98	B
38	1.91	B	1.51	B
39	1.86	B	1.43	B
40	1.91	B	1.05	B
41	2.06	B	1.54	B
42	2.80	B	1.98	B
43	2.86	B	2.01	B
44	9.41	C	6.31	C
45	0.60	B	0.49	B
46	0.82	B	0.62	B
47	1.13	B	0.86	B
48	1.11	B	0.89	B
49	1.14	B	0.96	B
50	1.18	B	0.94	B
51	0.91	B	0.69	B
52	1.13	B	0.86	B
53	1.18	B	0.89	B
54	1.10	B	0.87	B
55	1.07	B	0.86	B
56	9.38	C	5.72	C
57	12.65	C	7.58	C
58	0.65	B	0.37	B
59	0.61	B	0.36	B

Buena (B); Condicionable (C); No recomendable (NR)

Cuadro 22. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago de acuerdo a su salinidad efectiva y salinidad potencial. Primavera 2015.

No.	Salinidad efectiva		Salinidad potencial	
	mmol L ⁻¹	Clasificación	mmol L ⁻¹	Clasificación
1	0.47	B	0.35	B
2	0.73	B	0.56	B
3	6.91	C	4.52	C
4	3.49	C	2.90	B
5	8.57	C	4.19	C
6	3.52	C	2.98	B
7	3.80	C	3.20	C
8	3.91	C	3.24	C
9	3.97	C	3.24	C
10	3.10	C	2.43	B
11	3.04	C	2.38	B
12	2.56	B	1.96	B
13	2.99	B	2.30	B
14	3.20	C	2.42	B
15	4.02	C	3.01	C
16	2.66	B	2.13	B
17	1.57	B	1.26	B
18	0.52	B	0.44	B
19	1.71	B	1.36	B
20	2.43	B	1.99	B
21	1.95	B	1.64	B
22	1.97	B	1.84	B
23	1.95	B	1.63	B
24	1.94	B	1.61	B
25	1.92	B	1.58	B
26	1.89	B	1.58	B
27	2.28	B	1.91	B
28	2.22	B	1.86	B
29	1.98	B	1.66	B
30	1.96	B	1.63	B
31	2.94	B	2.49	B
32	2.95	B	2.43	B
33	3.17	C	2.62	B
34	3.19	C	2.67	B

Cuadro 22 (cont.)

No.	Salinidad efectiva		Salinidad potencial	
	mmol L ⁻¹	Clasificación	mmol L ⁻¹	Clasificación
35	3.68	C	3.09	C
36	3.71	C	3.11	C
37	4.42	C	3.70	C
38	7.27	C	5.56	C
39	5.69	C	4.73	C
40	1.83	B	1.54	B
41	1.78	B	1.50	B
42	1.77	B	1.49	B
43	2.37	B	1.98	B
44	1.83	B	1.52	B
45	5.89	C	4.38	C
46	5.44	C	3.74	C
47	1.96	B	1.65	B
48	3.89	C	3.22	C
49	1.82	B	1.51	B
50	4.05	C	3.39	C
51	2.12	B	1.75	B
52	4.51	C	3.25	C
53	2.08	B	1.74	B
54	6.65	C	4.72	C
55	6.17	C	4.73	C
56	2.23	B	1.57	B
57	6.26	C	4.51	C
58	2.16	B	1.59	B
59	2.33	B	1.73	B
60	5.63	C	3.82	C
61	6.36	C	4.03	C
62	8.75	C	4.82	C
63	6.62	C	4.72	C
64	6.40	C	4.58	C
65	8.85	C	4.94	C
66	6.52	C	4.97	C
67	9.48	C	6.37	C
68	8.75	C	6.21	C
69	8.30	C	6.17	C
70	9.09	C	6.07	C
71	9.93	C	6.67	C
72	5.55	C	3.42	C

Cuadro 22 (cont.)

No.	Salinidad efectiva		Salinidad potencial	
	mmol L ⁻¹	Clasificación	mmol L ⁻¹	Clasificación
73	6.21	C	3.59	C
74	5.19	C	3.92	C
75	3.93	C	2.49	B
76	3.44	C	2.56	B
77	9.71	C	6.50	C
78	7.25	C	5.60	C
79	3.18	C	2.60	B
80	2.43	B	1.99	B
81	9.39	C	7.52	C
82	1.25	B	1.06	B
83	1.88	B	1.39	B
84	1.55	B	1.31	B
85	3.01	C	2.53	B
86	1.70	B	1.44	B
87	1.65	B	1.38	B
88	1.63	B	1.40	B
89	1.72	B	1.45	B
90	9.75	C	6.18	C
91	1.77	B	1.52	B

Buena (B); Condicionada (C); No recomendable (NR)

6.8 Clasificación del agua de riego con base a su sodicidad

El agua de riego contiene cantidades considerables de sodio en solución, por lo que es importante estimar los índices de sodicidad, ya que es un parámetro que está estrechamente relacionado con el Porcentaje de Sodio Intercambiable (Velázquez et al., 2002; Suárez et al., 2006; Suárez et al., 2011). Basándose en los resultados obtenidos en los cálculos de la relación de adsorción de sodio (RAS), mediante el diagrama de Richards (1954) que grafica los valores de la relación de adsorción de sodio (RAS) con respecto a la conductividad eléctrica (CE), se obtuvo la clasificación del agua del muestreo para Otoño 2014 (Figura 22) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, obteniendo que el 66 % del agua muestreada y analizada, se clasifica como C2S1 (agua de salinidad media, baja en sodio), el 15 % se clasifica como C1S1 (agua de salinidad baja, baja en sodio), el 13.5 % se ubica como C3S1 (agua altamente salina, baja en sodio) y el 5.5 % se clasifica como C3S2 (agua altamente salina, media en sodio). Para el muestreo de Primavera de 2015 (Figura 23), se obtuvo que el 53.85 % se clasifica como C2S1 (agua de salinidad media, baja en sodio), el 35.16 % se ubica como C3S1 (agua altamente salina, media en sodio), el 7.69 % se clasifica como C3S2 (agua altamente salina, media en sodio) y el 3.3 % se clasifica como C1S1 (agua de salinidad baja, baja en sodio). Hem (1989) menciona que la CE y la RAS pueden usarse para determinar la calidad del agua de riego, y reporta que valores de CE de $2000 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ y $\text{RAS} > 10$, representan alta peligrosidad de sodificación de suelos. Por otra parte, Edet y Okereke (2005), sugieren que valores de $\text{CE} < 200 \mu\text{S cm}^{-1}$ y $\text{RAS} < 1.5$, es agua de riego excelente para la mayoría de los suelos.

Existe la tendencia de que, la relación de adsorción de sodio (RAS), presente diferentes valores numéricos, debido al proceso de precipitación o solubilización de ciertas fracciones de la calcita (CaCO_3); este proceso está determinado por las constantes de equilibrio de los iones, calcio, carbonato y bicarbonato (Langelier, 1936).

En las Figuras 18 y 19, se presentan las relaciones funcionales, $RAS_{ajust} = f_a(RAS)$ y $RAS^* = f_b(RAS)$. Con los valores numéricos de las diferentes conceptualizaciones del RAS, se estiman los valores de sodio intercambiable (PSI). El conocimiento de valores extremos de PSI_{min} y PSI_{max} , es muy útil para el manejo de fuentes de calcio, y para el mejoramiento de suelos sódicos.

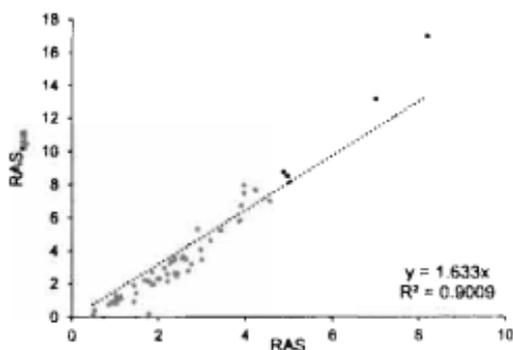


Figura 18. Relación entre RAS_{ajust} y RAS, del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

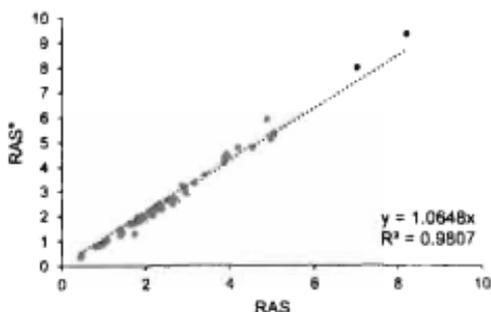


Figura 19. Relación entre RAS^* y RAS, del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

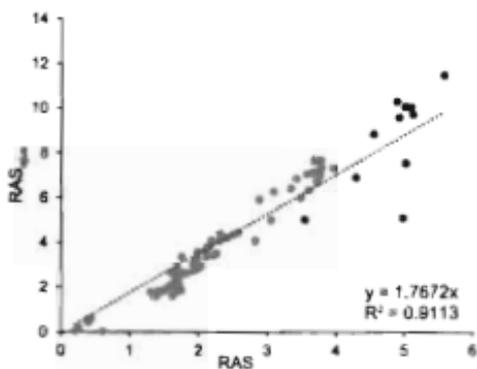


Figura 20. Relación entre RAS_{ajus} y RAS, del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.

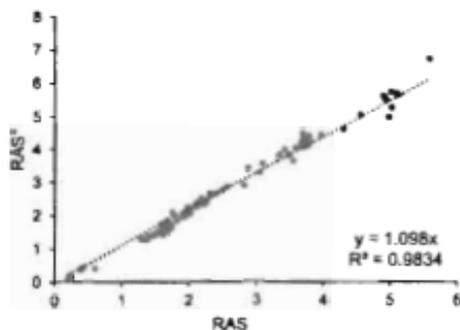


Figura 21. Relación entre RAS* y RAS, del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.

La clasificación del agua en los dos periodos de muestreo de acuerdo a su salinidad y sodicidad se presenta en los Cuadros 23 y 24.

Cuadro 23. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con las diferentes formulaciones de Relación de Adsorción de Sodio (RAS). Otoño 2014.

RAS	Muestreo	C1S1	C2S1	C3S1	C3S2	C3S3	C3S4	C4S2	C4S3	C4S4
		Número de muestras								
$RAS = \frac{C_{Na}^+}{\sqrt{\frac{C_{Ca}^{2+} + C_{Mg}^{2+}}{2}}}$	1	9	38	8	3	-	-	-	-	-
$RAS_{aj} = \frac{C_{Na}^+}{\sqrt{\frac{C_{Ca}^{2+} + C_{Mg}^{2+}}{2}}} [1.0 + (8.4 - pH_e)]$	1	9	39	1	8	1	1	-	-	-
$RAS_{corr} = \frac{C_{Na}^+}{\sqrt{\frac{C_{Ca}^{2+} + C_{Mg}^{2+}}{2}}}$	1	9	39	8	3	-	-	-	-	-

Cuadro 24. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, de acuerdo con las diferentes formulaciones de Relación de Adsorción de Sodio (RAS). Primavera 2015.

RAS	Muestreo	C1S1	C2S1	C3S1	C3S2	C3S3	C3S4	C4S2	C4S3	C4S4
		Número de muestras								
$RAS = \frac{C_{Na}^+}{\sqrt{\frac{C_{Ca}^{2+} + C_{Mg}^{2+}}{2}}}$	2	3	48	32	7	-	-	-	-	-
$RAS_{aj} = \frac{C_{Na}^+}{\sqrt{\frac{C_{Ca}^{2+} + C_{Mg}^{2+}}{2}}} [1.0 + (8.4 - pH_e)]$	2	3	48	12	26	2	-	-	-	-
$RAS_{corr} = \frac{C_{Na}^+}{\sqrt{\frac{C_{Ca}^{2+} + C_{Mg}^{2+}}{2}}}$	2	3	48	34	6	-	-	-	-	-

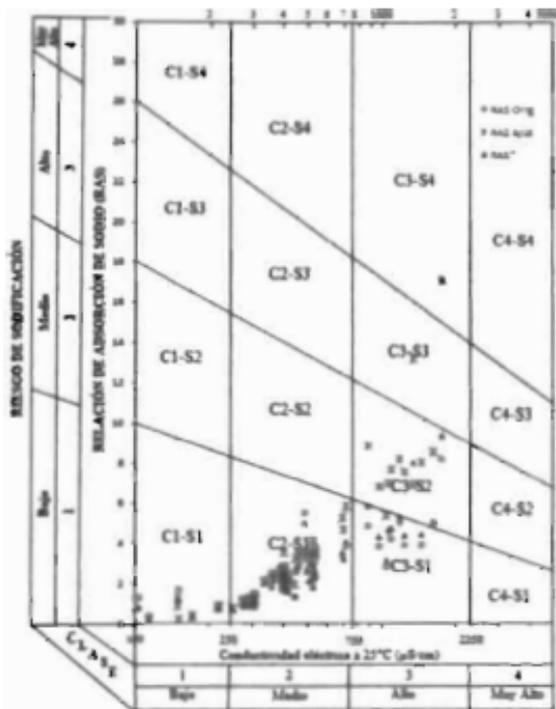


Figura 22. Diagrama de clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago RAS-CE; RAS_{QUI}-CE; RAS*-CE. Otoño 2014.

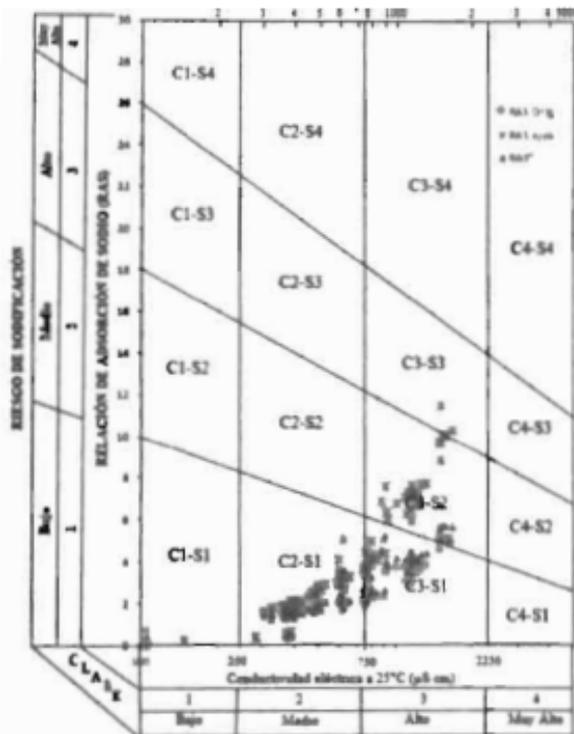


Figura 23. Diagrama de clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago Santiago RAS-CE; RAS_{Mar}-CE; RAS'-CE. Primavera 2015.

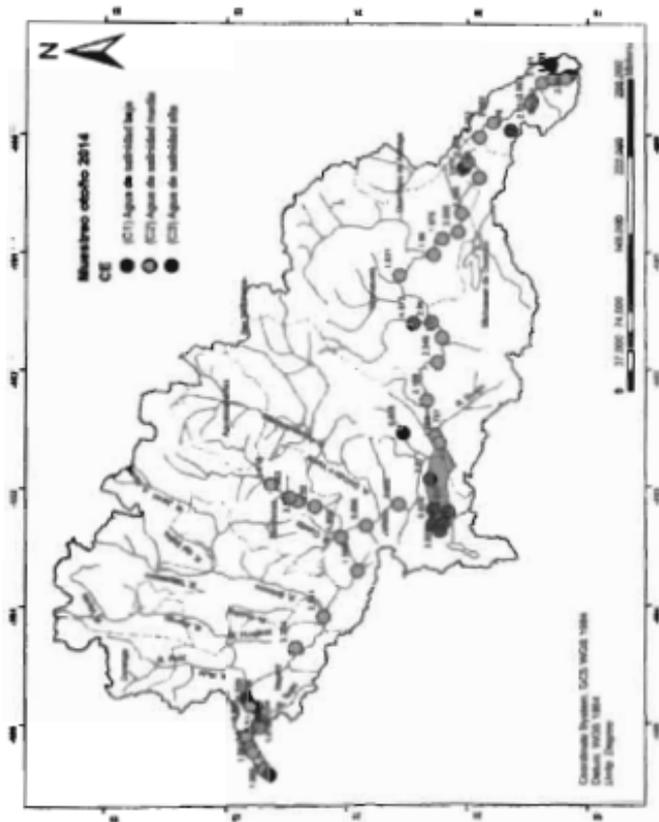


Figura 24. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica (CE) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Octubre 2014.

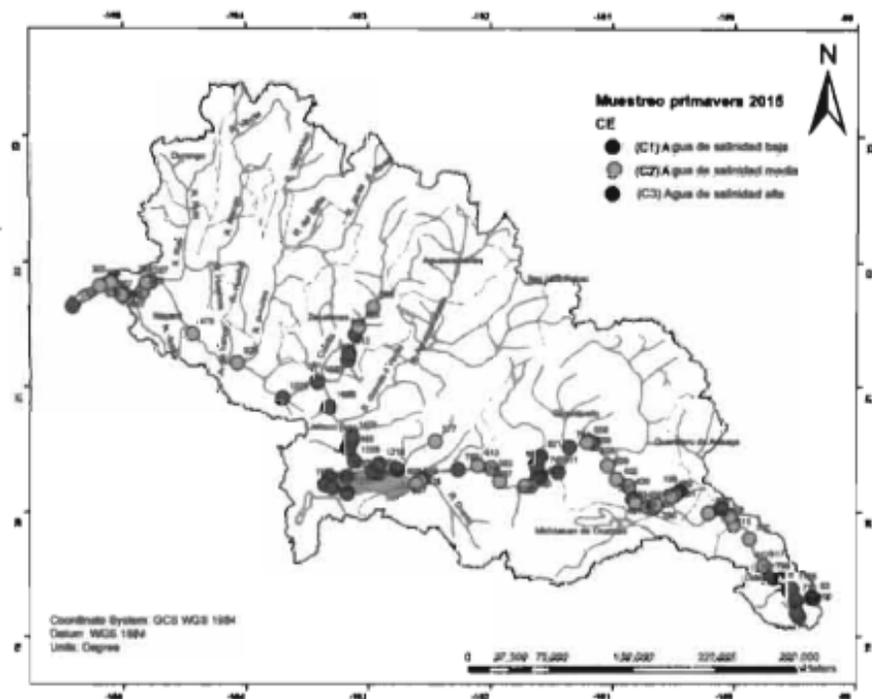


Figura 25. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica (CE) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015

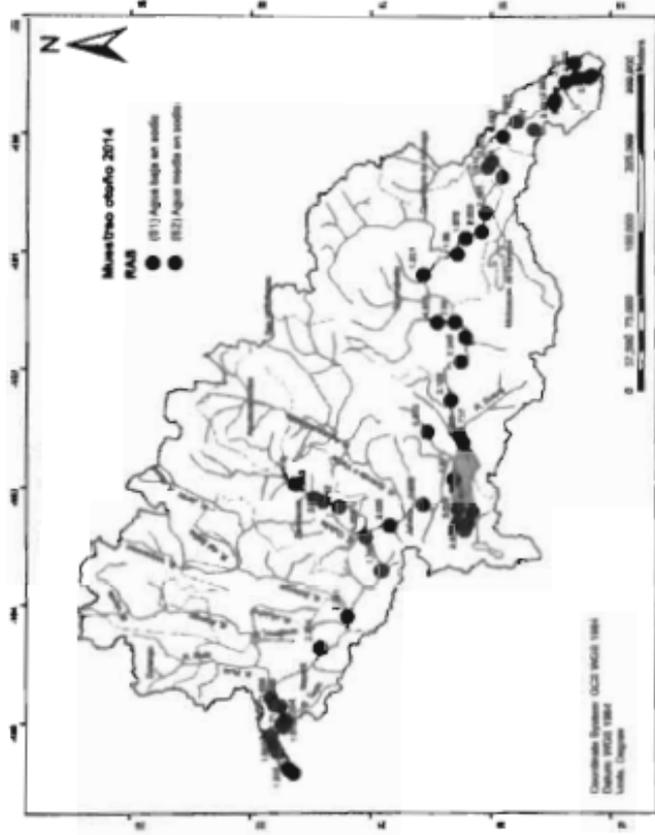


Figura 26. Mapa de clasificación de la calidad del agua del sistema de acueducto con la relación de adsorción de sodio (RAS) del Sistema Hidrográfico Lenima-Chapala-Santiago, Otoño 2014.

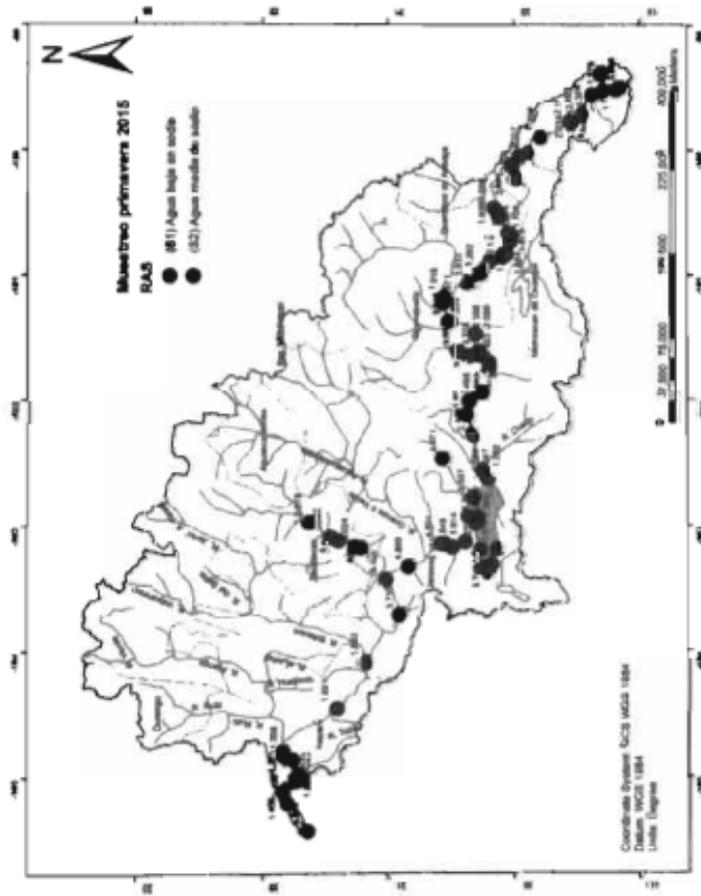


Figura 27. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con la relación de adsorción de sodio (RAS) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, Primavera 2015.

El aumento de la proporción de sodio retenido en el complejo del intercambio catiónico del suelo, se conoce como sodificación, y es resultado de la utilización de agua de mala calidad: residuales, salinas y sódicas. La clasificación del agua con respecto al peligro de ion sodio, se realiza en función del grado probable que el suelo absorberá de sodio a partir del agua. La relación de adsorción de sodio (RAS) está altamente correlacionado con el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), que se localiza en los sitios de intercambio. Por lo que la relación de adsorción de sodio (RAS), se puede utilizar para aproximarse al valor de la sodicidad después de la aplicación del riego. El RAS se deriva de la ecuación de intercambio Gapon. Las variaciones de la concentración de iones calcio en las soluciones del suelo, es debido a la precipitación o solubilización del carbonato de calcio y estos son considerados por la Relación de Adsorción de Sodio ajustado (RAS_{ajust}), y por la Relación de Adsorción de Sodio corregido (RAS^*). En el cuadro 25 y 26 se presenta los valores de las diferentes conceptualizaciones de RAS para el muestreo de Otoño 2014 y Primavera 2015.

Cuadro 25. Valores de las distintas formulaciones de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) del agua del Sistema Hidrográfico Lema-Chapala-Santiago, Otoño 2014.

No.	RAS original		RAS ajustado		RAS corregido	
	RAS	pH _c	RAS _{ajust}	Ca*	RAS*	
1	0.474	9.055	0.163	1.158	0.329	
2	2.888	7.535	5.345	1.048	3.192	
3	1.860	8.314	2.020	0.984	1.744	
4	3.181	7.919	4.882	1.131	3.276	
5	3.403	7.851	5.272	0.942	3.624	
6	2.731	8.205	3.264	0.928	2.840	
7	2.983	8.209	3.528	0.860	2.874	
8	1.760	9.257	0.251	0.648	1.285	
9	2.385	8.350	2.504	0.855	2.223	
10	2.183	8.396	2.191	0.883	1.894	
11	1.411	8.715	0.967	0.489	1.205	
12	2.408	8.271	2.718	0.901	2.287	
13	2.344	8.245	2.707	0.883	2.243	
14	2.185	8.181	2.862	0.977	2.114	
15	2.005	8.217	2.371	0.886	1.921	
16	1.976	8.187	2.396	1.000	1.909	
17	1.580	8.170	2.411	1.003	1.904	
18	1.831	7.888	2.773	1.178	1.912	
19	4.873	7.590	6.622	1.104	5.848	
20	2.540	7.997	4.125	1.088	3.502	
21	2.810	8.039	3.551	1.080	2.823	
22	2.246	7.925	3.313	1.188	2.325	
23	2.109	7.971	3.013	1.154	2.152	
24	1.737	8.132	2.203	1.178	1.885	
25	1.459	8.378	1.491	1.168	1.304	
26	0.833	8.460	0.783	0.997	0.750	
27	5.491	8.787	3.474	0.360	5.037	
28	3.970	7.653	6.762	0.889	4.322	
29	4.531	7.849	7.029	0.731	4.700	
30	5.028	7.785	6.219	0.814	5.273	
31	3.929	7.486	7.518	1.041	4.410	
32	4.191	7.565	7.890	1.014	4.720	
33	3.925	7.361	6.001	1.082	4.455	
34	3.858	7.840	5.868	0.954	4.095	
35	2.656	8.322	2.863	0.961	2.448	
36	2.420	7.965	3.816	1.137	2.598	
37	2.833	7.938	3.703	1.186	2.818	
38	1.883	8.033	2.274	1.131	1.635	
39	1.418	8.041	1.927	1.157	1.443	
40	1.668	8.202	2.343	1.003	1.874	
41	1.788	8.149	2.211	1.242	1.715	
42	2.341	7.913	3.481	1.207	2.459	
43	2.354	7.880	3.578	1.253	2.461	
44	4.665	7.676	8.580	0.401	5.083	
45	0.506	8.479	0.466	1.581	0.404	
46	0.803	8.358	0.931	1.482	0.759	
47	1.026	8.192	1.240	1.289	0.963	
48	1.013	8.113	1.304	1.284	0.985	
49	1.019	8.181	1.242	1.330	0.981	
50	1.104	8.253	1.266	1.275	1.021	
51	0.995	8.538	0.858	1.188	0.841	

Cuadro 25 (cont.)

No.	RAS original	RAS ajustado		RAS corregido	
	RAS	pr _c	RAS _{aj}	Ca*	RAS*
52	1.110	8.338	1.180	1.194	1.007
53	1.100	8.249	1.265	1.231	1.022
54	1.062	8.326	1.140	1.242	0.962
55	1.005	8.330	1.075	1.256	0.913
56	7.000	7.512	13.217	0.803	8.020
57	6.200	7.316	17.072	0.796	9.371
58	1.376	9.599	-0.275	0.897	0.877
59	1.325	9.589	-0.0250	0.747	0.820
Mediana	2.183	8.181	2.707	1.048	2.114
Media	2.482	8.157	3.630	1.027	2.518
Desv. Est.	1.552	0.459	3.189	0.238	1.602
Varianza	2.369	0.207	9.991	0.056	3.192

Cuadro 26. Valores de las distintas formulaciones de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago Primavera 2015.

No.	RAS original		RAS ajustado		RAS corregido	
	RAS	pH _s	RAS _{ajustado}	Ca ²⁺	RAS ²	
1	0.199	9.197	0.040	1.628	0.121	
2	0.248	8.711	0.170	1.862	0.177	
3	3.698	7.312	7.722	1.099	4.369	
4	1.751	7.471	3.378	1.636	2.076	
5	3.681	7.321	7.653	1.196	4.490	
6	1.979	7.580	3.602	1.409	2.235	
7	2.304	7.625	4.090	1.320	2.561	
8	2.405	7.641	4.231	1.300	2.665	
9	2.493	7.650	4.363	1.291	2.757	
10	2.214	7.850	3.431	1.238	2.329	
11	2.110	7.805	3.366	1.268	2.251	
12	1.998	7.973	2.851	1.225	2.031	
13	2.108	7.805	3.362	1.283	2.253	
14	2.257	7.836	3.530	1.233	2.391	
17	2.568	7.869	4.441	1.288	2.651	
18	2.021	7.947	2.936	1.276	2.085	
19	1.606	8.399	1.609	1.236	1.402	
20	0.598	9.366	0.020	1.010	0.394	
21	1.691	8.336	1.788	1.233	1.503	
22	1.919	7.982	2.721	1.364	1.929	
23	1.664	8.148	2.108	1.325	1.601	
24	1.826	8.106	2.096	1.425	1.550	
25	1.600	8.121	2.047	1.411	1.525	
26	1.664	8.144	2.115	1.351	1.699	
27	1.708	8.154	2.127	1.357	1.614	
28	1.678	8.154	2.091	1.356	1.587	
29	1.706	7.960	2.456	1.447	1.721	
30	1.654	7.981	2.347	1.466	1.655	
31	1.577	8.119	2.019	1.407	1.506	
32	1.292	8.014	1.792	1.627	1.265	
33	1.933	7.797	3.098	1.426	2.057	
34	1.918	7.815	3.040	1.411	2.029	
35	1.954	7.731	3.261	1.440	2.120	
36	1.971	7.732	3.286	1.411	2.136	
37	2.118	7.608	3.792	1.425	2.376	
38	2.096	7.649	3.672	1.426	2.321	
39	2.308	7.486	4.413	1.425	2.659	
40	3.778	7.363	7.696	1.207	4.394	
41	2.875	7.334	5.941	1.409	3.426	
42	0.423	7.982	0.600	1.982	0.419	
43	0.401	7.998	0.563	1.667	0.396	
44	0.377	8.004	0.527	1.672	0.371	
45	1.693	7.972	2.417	1.384	1.705	
46	1.498	8.154	1.866	1.341	1.420	
47	3.714	7.578	6.768	1.347	4.227	
48	3.593	7.627	6.371	1.139	4.029	
49	1.570	8.094	2.050	1.338	1.521	
50	2.145	7.816	3.828	1.420	2.393	
51	1.471	8.181	1.823	1.373	1.386	
52	2.165	7.519	4.111	1.466	2.513	

Cuadro 26 (cont.)

No.	RAS original		RAS ajustado		RAS corregido	
	RAS	pH _e	RAS _{ajust}	Ca ²⁺	RAS*	
53	1.592	8.085	2.094	1.393	1.543	
54	3.047	7.750	5.029	1.088	3.287	
55	1.589	8.127	2.023	1.266	1.535	
56	3.953	7.544	7.338	1.108	4.449	
57	3.337	7.485	6.458	1.222	3.818	
58	1.703	7.957	2.457	1.577	1.611	
59	3.760	7.531	7.027	1.481	4.110	
60	1.664	7.897	2.501	1.697	1.596	
61	1.733	7.847	2.691	1.696	1.700	
62	3.088	7.366	6.310	1.521	5.556	
63	3.570	7.417	7.080	1.293	4.035	
64	3.781	7.456	7.350	1.241	4.214	
65	3.743	7.475	7.204	1.203	4.181	
66	3.869	7.445	7.171	1.390	4.123	
67	3.658	7.447	7.145	1.148	4.201	
68	3.418	7.386	6.877	1.287	3.991	
69	5.014	7.386	10.097	1.063	5.753	
70	4.549	7.448	8.882	0.979	5.061	
71	5.131	7.500	9.751	0.881	5.686	
72	4.931	7.449	9.620	0.949	5.523	
73	4.899	7.290	10.337	1.015	5.639	
74	4.292	7.783	6.941	0.943	4.631	
75	5.024	7.894	7.584	0.757	5.285	
76	3.478	7.668	6.022	1.136	3.807	
77	3.544	7.973	5.058	1.092	3.635	
78	2.818	7.943	4.106	1.188	2.889	
79	5.101	7.424	10.081	0.844	5.717	
80	3.712	7.595	6.699	1.203	4.057	
81	1.583	7.718	2.662	1.633	1.720	
82	1.821	7.962	2.619	1.514	1.831	
83	4.982	8.370	5.133	0.155	4.996	
84	0.388	8.309	0.421	1.379	0.352	
85	1.741	8.338	1.852	0.890	1.825	
86	1.388	8.247	1.578	1.390	1.246	
87	1.670	7.687	2.861	1.563	1.833	
88	1.508	8.138	1.907	1.400	1.428	
89	1.343	8.143	1.688	1.353	1.277	
90	1.412	8.184	1.718	1.289	1.331	
91	1.408	8.172	1.729	1.382	1.321	
92	5.589	7.337	11.531	1.132	6.753	
93	1.409	8.104	1.827	1.392	1.354	
Mediana	1.698	7.815	3.362	1.347	2.138	
Moda	2.440	7.844	4.122	1.311	2.627	
Desv. Est.	1.278	0.381	2.714	0.237	1.511	
Varianza	1.610	0.144	7.287	0.056	2.258	

La relación de adsorción de sodio expresa la posibilidad de que el ion sodio se adsorba en el complejo del intercambio catiónico del suelo y la presencia de otros cationes, en especial el Calcio. Cuando se riega con agua de RAS elevado, no se debe permitir que el suelo se seque, debido a que en esta condición se precipitarán los bicarbonatos de calcio y magnesio, y después el yeso, por lo que el suelo perderá los cationes de calcio y magnesio, lo cual elevará el RAS y por tanto parte del sodio tendrá mayor oportunidad de entrar a formar parte del complejo del intercambio catiónico, para evitar estos riesgos, los riegos deben ser frecuentes, o aplicar yeso para contrarrestar esta condición.

El conocimiento de varios valores de la relación de adsorción de sodio, a través de las diferentes formulaciones que consideran concentraciones de bicarbonatos y la precipitación o solubilización de la calcita, permite a los especialistas en calidad del agua y en mejoramiento de suelos, predecir problemas de salinidad o sodicidad en los campos irrigados y establecer medidas de prevención y mitigación, en suelos y aguas y cultivos.

6.8.1 Reducción sobre la infiltración

Los factores que suelen influir en la infiltración son, el contenido total de sales y el contenido de sodio con relación a los contenidos de calcio y magnesio (Heidarpour et al., 2007). Una reducción en la tasa de infiltración del agua de riego puede, por lo general, ser atribuida a la formación de costras en la superficie de los suelos, a la deposición y migración de las arcillas dentro de los poros y microporos de los suelos y al hinchamiento de las arcillas 2:1 del grupo de la montmorillonita. Los resultados obtenidos para el muestreo de Otoño de 2014 (Figura 28) indican que el 84 % presenta una reducción ligera o moderada, el 9 % presenta una reducción severa y el 7 % no presenta reducción sobre la infiltración, para el muestreo de primavera de 2015 (Figura 29) se obtuvo que 70 % presenta una reducción ligera o moderada, el 27 % se presenta sin reducción y el 3 % presenta una reducción severa. El agua de baja concentración salina, con iones altamente hidratados al contacto con los iones de la solución del suelo interaccionan con estos solubilizándolos y al alcanzar sus límites se precipitan, los iones calcio que, al combinarse con carbonatos, bicarbonatos y sulfatos, y al exceder la solubilidad del carbonato de calcio (CaCO_3) o la solubilidad del sulfato de calcio ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), precipita. El sodio, por el contrario, permanece en solución en las primeras capas del suelo, donde influye sobre la estabilidad de los agregados y la estructura del suelo. Oster y Schroer (1979) y McNeal et al (1968), en sus investigaciones encontraron que las partículas más pequeñas del suelo, dispersados, obstruyen el espacio poroso y sellan la superficie del suelo, reduciendo notablemente la infiltración. Estos efectos son similares a los provocados por el agua de lluvia, que son de muy baja conductividad y pueden, por lo tanto, provocar exceso de escorrentía en las áreas regadas.

Cuadro 27. Clasificación del agua de Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al peligro de disminución de la infiltración. Otoño 2014.

RAS	Muestras	Sin reducción	Reducción Ligera o Moderada	
			Número de muestras	
$RAS = \frac{C_{Na}^*}{\sqrt{\frac{C_{Ca}^{2+} + C_{Mg}^{2+}}{2}}}$	1	4	46	5
$RAS_{aj} = \frac{C_{Na}^*}{\sqrt{\frac{C_{Ca}^{2+} + C_{Mg}^{2+}}{2}}} [1.0 + (8.4 - pH_c)]$	1	-	53	4
$RAS_{corr} = \frac{C_{Na}^*}{\sqrt{\frac{C_{Ca}^{2+} + C_{Mg}^{2+}}{2}}}$	1	4	49	4

Cuadro 28. Clasificación del agua de Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al peligro de disminución de la infiltración. Primavera 2015.

RAS	Muestras	Sin reducción	Reducción Ligera o Moderada	
			Número de muestras	
$RAS = \frac{C_{Na}^*}{\sqrt{\frac{C_{Ca}^{2+} + C_{Mg}^{2+}}{2}}}$	2	24	64	3
$RAS_{aj} = \frac{C_{Na}^*}{\sqrt{\frac{C_{Ca}^{2+} + C_{Mg}^{2+}}{2}}} [1.0 + (8.4 - pH_c)]$	2	1	87	3
$RAS_{corr} = \frac{C_{Na}^*}{\sqrt{\frac{C_{Ca}^{2+} + C_{Mg}^{2+}}{2}}}$	2	23	65	3

A diferencia de los peligros por salinidad, los contenidos excesivos de sodio no perjudican la absorción del agua por las plantas, sin embargo, altos contenidos de sodio en las aguas de riego dificultan los procesos de infiltración del agua en suelo. De tal manera que el crecimiento y desarrollo de las plantas se ve afectado por una disponibilidad de agua.

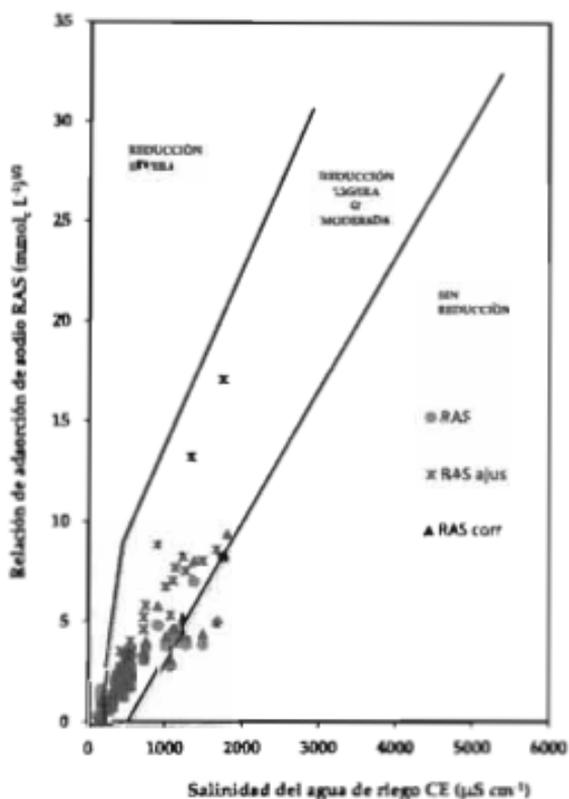


Figura 28. Reducción de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio (RAS, RAS_{ajus}, RAS*) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

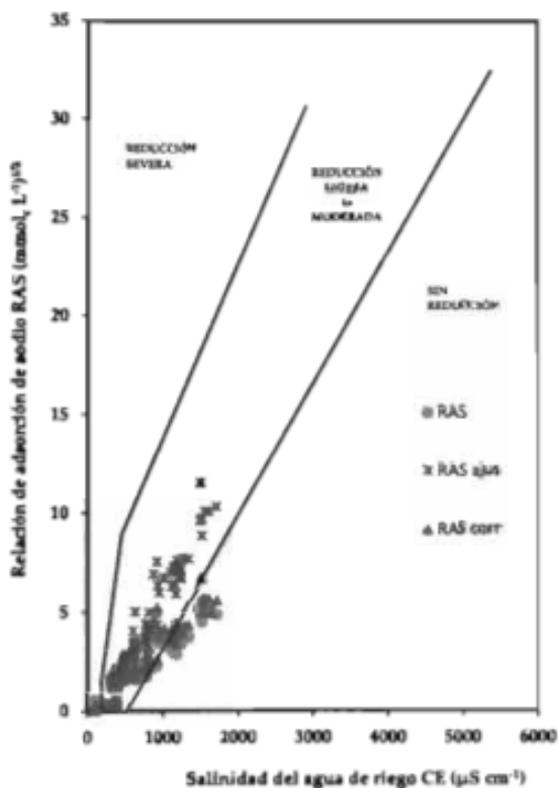


Figura 29. Reducción de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio (RAS, RAS_{ajus}, RAS^{*}) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.

6.8.2 Porcentaje de sodio Intercambiable (PSI)-Relación de adsorción de sodio (RAS)

La posibilidad de predecir la distribución de los iones entre la fase soluble y la fase sólida (Complejo del intercambio catiónico) tiene mucha importancia en el manejo de suelos salinos, principalmente cuando se refiere a problemas de sodicidad. Para poder inferir en los valores del Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI) que pudieran tener los suelos del SH Lerma-Chapala-Santiago, se utilizaron los coeficientes de Gapon (1933), citado por Velázquez et al. (2002), 0.0074440, 0.0118614, 0.0168999 ($\text{mmol L}^{-1}\text{g}^{-0.5}$), dichos coeficientes corresponden a suelos migajón-arcilloso-arenoso, arcillolimoso y suelo arcilloso respectivamente. Cuando el agua es utilizada en riego, alcanzan un equilibrio con los cationes adsorbidos de los sistemas coloidales de los suelos. Para encontrar las distintas predicciones del PSI en los suelos se utiliza la siguiente ecuación para los diferentes valores de Relación de Adsorción de Sodio, RAS original (RAS); RAS ajustado (RAS_{ajus}) y RAS corregido (RAS^*).

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

Las relaciones funcionales entre PSI-RAS del muestreo de Otoño de 2014, en sus diferentes valores se presentan en las siguientes figuras (Figura 30).

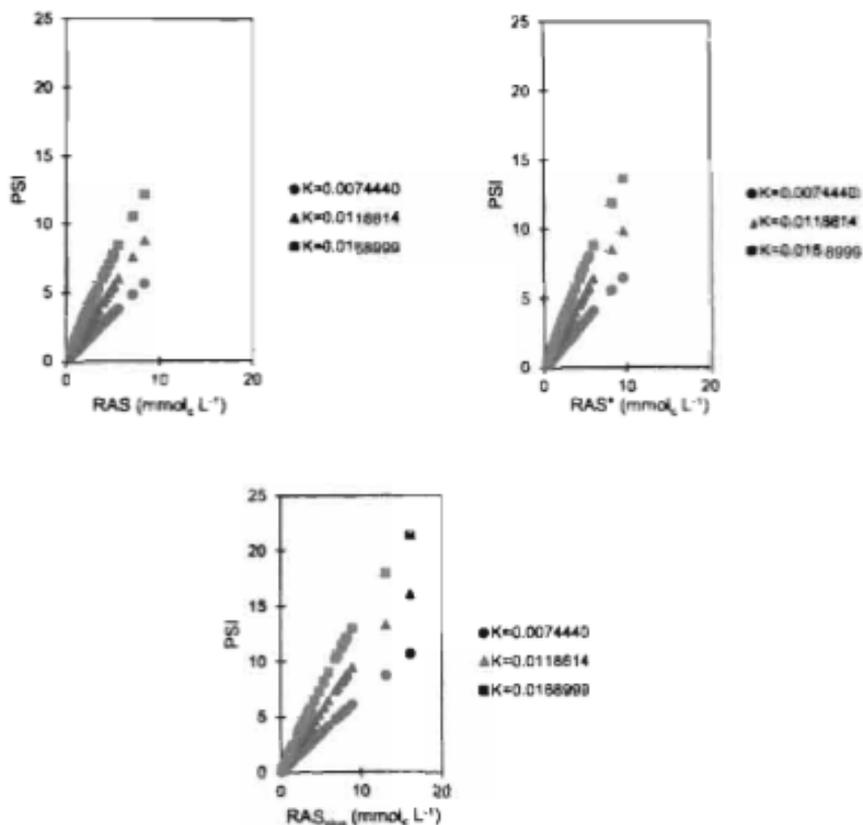


Figura 30. Relación PSI-RAS en base a las distintas formulaciones de RAS y valores de K (coeficiente de selectividad de Gapon), del agua del SH Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

Las relaciones funcionales entre PSI-RAS del muestreo de Primavera de 2015, en sus diferentes valores se presentan en la figura (Figura 31).

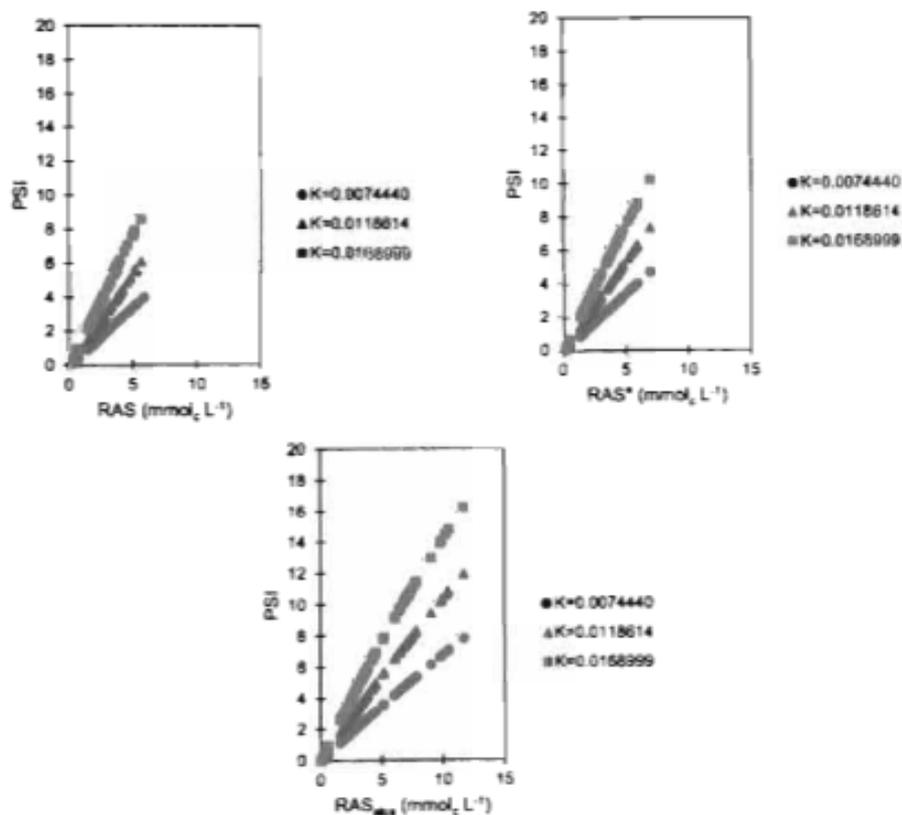


Figura 31. Relación PSI-RAS, en base a las distintas formulaciones de la RAS y valores de K (coeficiente de selectividad de Gapon), del agua del SH Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015

Es importante determinar la relación de adsorción de sodio (RAS), ya que es un parámetro que está estrechamente relacionado con el porcentaje de sodio intercambiable en el suelo (PSI), los problemas que se presentaran con altos contenidos de porcentaje de sodio intercambiable, son la disminución de la capacidad de la infiltración y de la conductividad hidráulica del suelo (Suárez et al., 2006; Muyen et al., 2011), pero como se observa en las Figuras 30 y 31, la presencia de estos problemas dependerá en gran medida de las características físicas del suelo donde se aplique el agua de riego con elevados contenido de relación de adsorción de sodio (RAS).

6.8.3 Clasificación del agua de riego con base al carbonato de sodio residual

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

Los valores encontrados de CSR se presentan en la Figura 32, para el muestreo de Otoño de 2014 fueron de -0.17 a $3.01 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$, con una media de $0.79 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$, el 98.2% de los puntos muestreados presentaron un contenido menor a $2.5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$, para el muestreo de Primavera de 2015 los valores encontrados van de -1.04 a 2.93

mmol L⁻¹, con una media de 0.16 mmol L⁻¹, el 100 % de los puntos muestreados presentaron un contenido menor a 2.5 mmol L⁻¹.

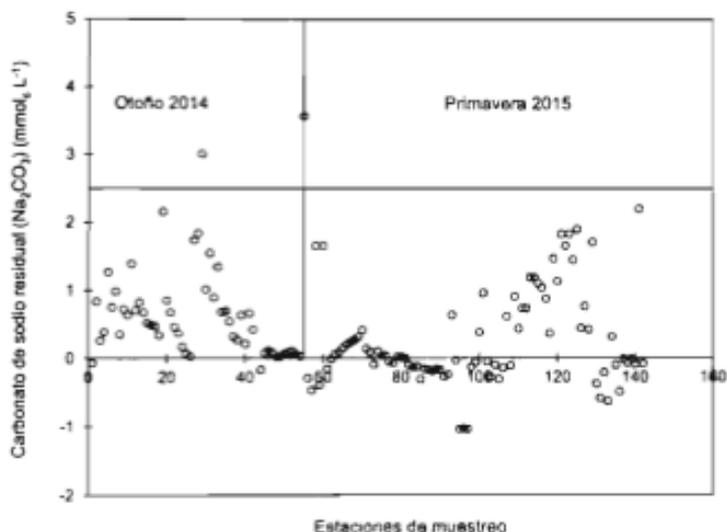


Figura 32. Contenido de carbonato de sodio residual (Na₂CO₃) en los sitios muestreados de SH Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014 y Primavera 2015.

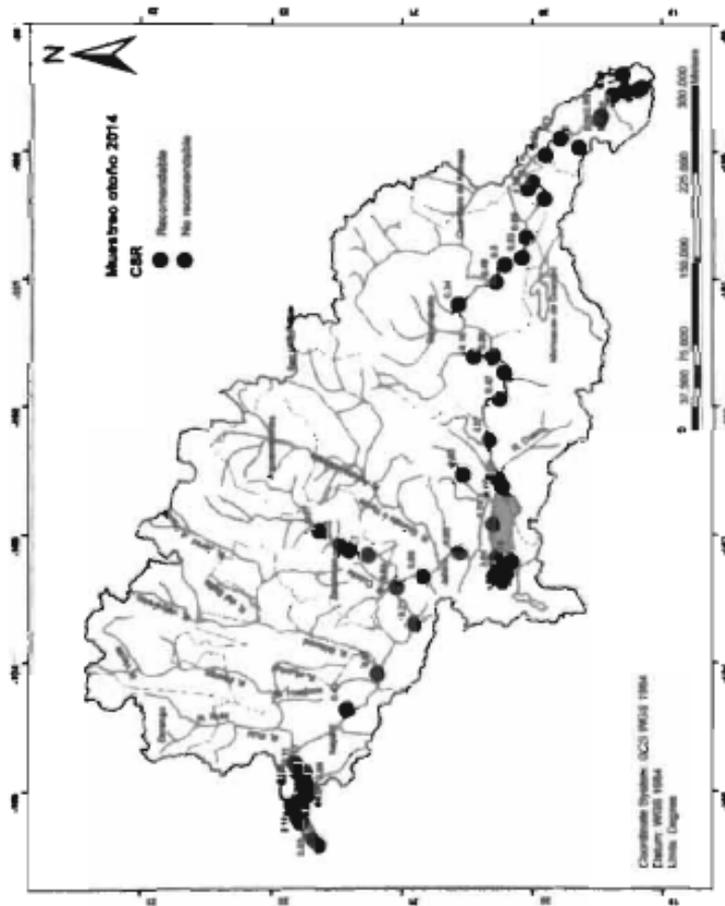


Figura 33. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de carbonato de sodio residual (CSR) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, Otoño 2014.

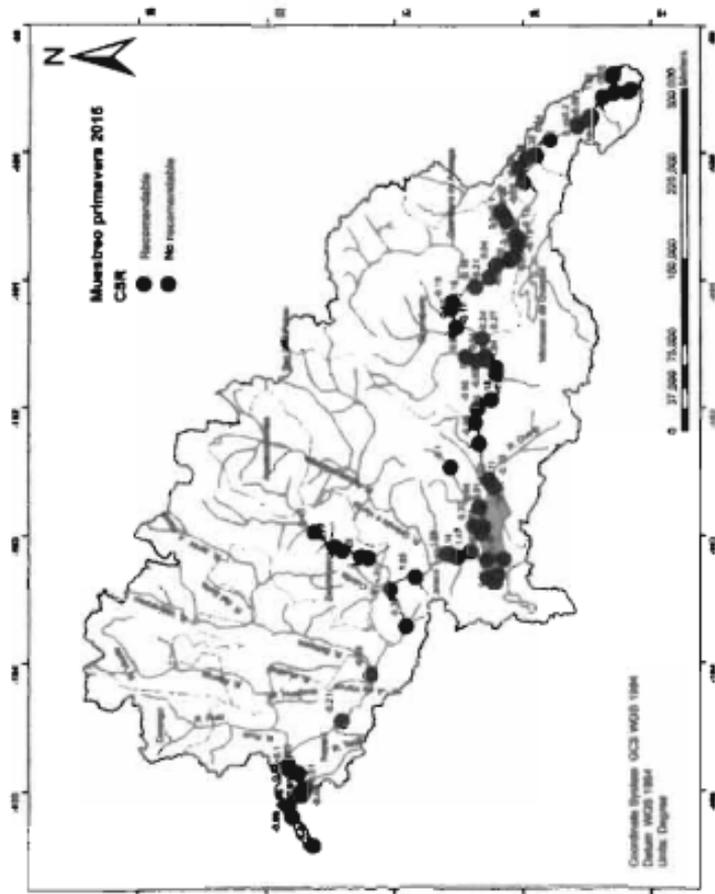


Figura 34. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de carbonato de sodio residual (CSR) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015.

Cuando en el agua de riego el contenido de carbonatos y bicarbonatos es mayor que el contenido de calcio y magnesio, existe la posibilidad de que se forme el carbonato de sodio, debido a que por su alta solubilidad puede permanecer en solución aún después de que se precipitan los carbonatos de calcio y de magnesio. En el muestreo de Otoño de 2014 un sitio presentó valores de CSR de $3.01 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$, que corresponde al municipio de Jocotepec, Jalisco, ubicado en el Lago de Chapala y se considera como no recomendable (Ayers y Wescot, 1987), para el muestreo de Primavera de 2015, un sitio presentó valores de CSR de $2.93 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$, que corresponde al río Juchipila, Zacatecas, y se considera no recomendable para su uso en la agricultura de riego. Los valores negativos de CSR indican que no existe problemas para su uso agrícola, y los valores positivos muestran que el calcio y magnesio se precipitaran como carbonatos al contacto con el suelo (Can et al., 2014). En periodo de estiaje se obtienen valores positivos de CSR, porque en los caudales se reducen las concentraciones de calcio y magnesio, los cuales precipitan en forma de carbonatos. En el periodo de precipitación, estas sales precipitadas se disuelven y son transportadas mediante los arroyos y cauces principales. Nishanthiny et al. (2010) mencionan que la fuente principal de los carbonatos son la disolución de las rocas carbonatas. En el presente estudio se presentaron valores positivos en el muestreo de Otoño 2014 y negativos en el muestreo de Primavera 2015.

6.9 Clasificación del agua de riego en base a la toxicidad de iones específicos

6.9.1 Boro

El boro es un elemento esencial y potencialmente tóxico para las plantas cuando excede apenas el límite óptimo. Los contenidos de boro encontrados para en el muestreo de Otoño de 2014 y Primavera 2015 se muestran en la Figura 35, en Otoño 2014 los valores encontrados, fueron de $0.0\text{-}3.13 \text{ mg L}^{-1}$, el 94.91 % de los sitios de muestreo presentaron valores menores a 1 mg L^{-1} , se consideran aptas para riego agrícola. En Primavera de 2015, los valores encontrados fueron de $0.0\text{-}2.11 \text{ mg L}^{-1}$, el

98.9 % de los sitios muestreados presentaron valores menores a 1 mg L^{-1} y se consideran aptas para riego agrícola.

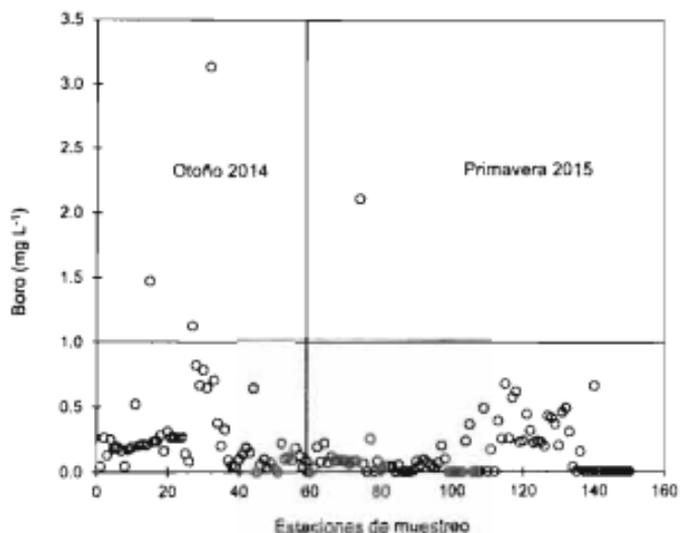


Figura 35. Contenido de boro en mg L^{-1} del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014 y Primavera 2015.

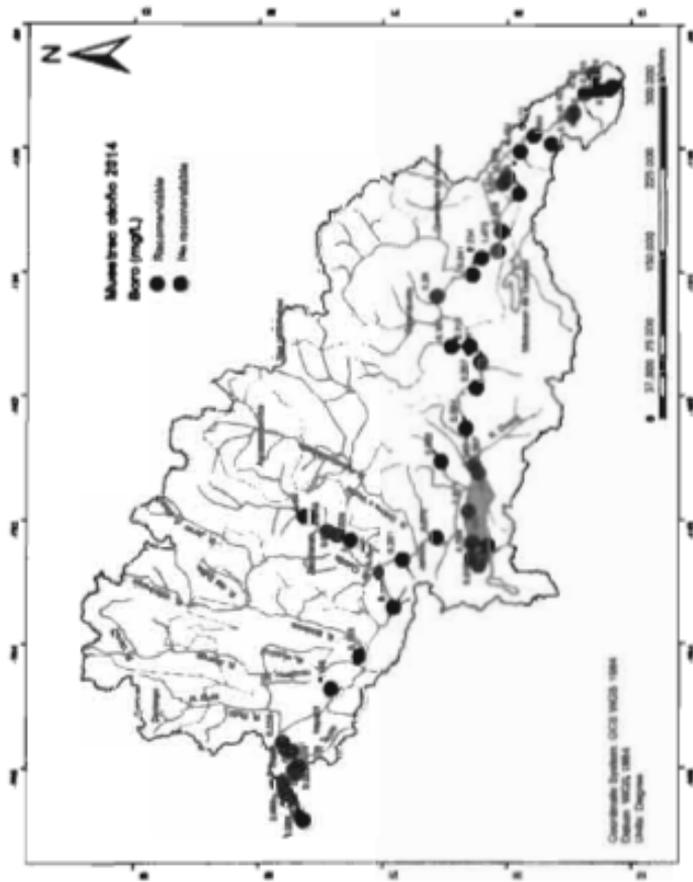


Figura 36. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de boro (mg/L) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

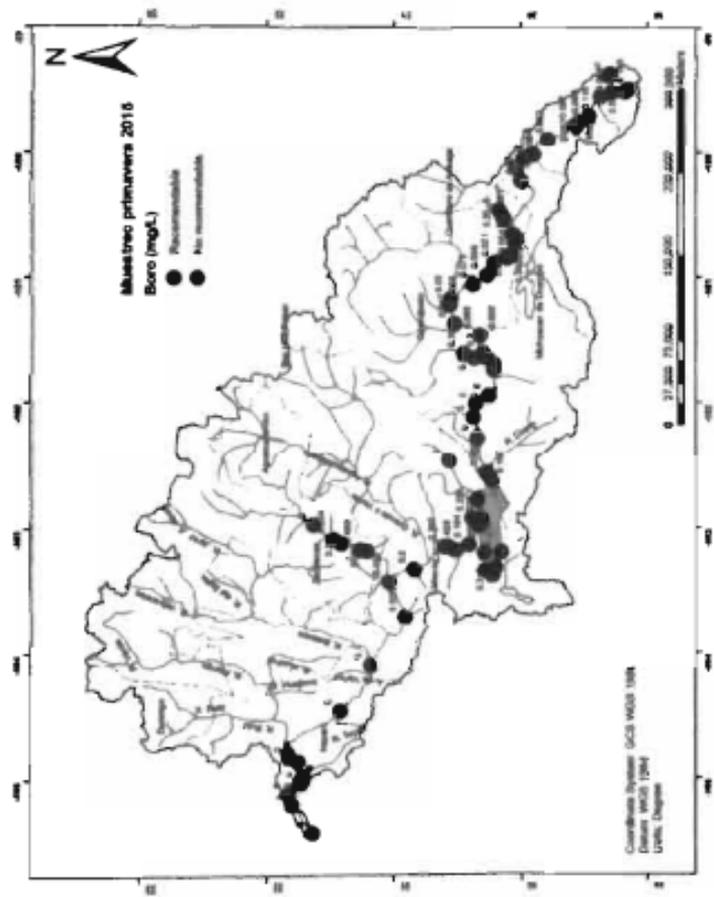


Figura 37. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de boro (mg/L) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Primavera 2015

Cuadro 29. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al contenido de boro. Otoño 2014.

No.	Boro		No.	Boro	
	mg L ⁻¹	Clasificación		mg L ⁻¹	Clasificación
1	0.046	B	30	0.784	C
2	0.264	B	31	0.646	B
3	0.129	B	32	3.137	NR
4	0.250	B	33	0.705	C
5	0.185	B	34	0.378	B
6	0.191	B	35	0.201	B
7	0.165	B	36	0.326	B
8	0.046	B	37	0.089	B
9	0.175	B	38	0.049	B
10	0.191	B	39	0.040	B
11	0.521	B	40	0.099	B
12	0.204	B	41	0.135	B
13	0.214	B	42	0.185	B
14	0.208	B	43	0.148	B
15	1.473	C	44	0.641	B
16	0.234	B	45	0.000	B
17	0.241	B	46	0.056	B
18	0.280	B	47	0.096	B
19	0.181	B	48	0.030	B
20	0.313	B	49	0.069	B
21	0.264	B	50	0.026	B
22	0.267	B	51	0.000	B
23	0.264	B	52	0.217	B
24	0.267	B	53	0.099	B
25	0.142	B	54	0.112	B
26	0.082	B	55	0.089	B
27	1.127	C	56	0.181	B
28	0.821	C	57	0.125	B
29	0.666	B	58	0.040	B
			59	0.082	B
			Mediana	0.185	
			Media	0.308	
			Moda	0.264	
			Desv. Est.	0.466	
			Varianza	0.214	

Buena (B), Condicionada (C), No recomendable (NR)

Cuadro 30. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al contenido de boro. Primavera 2015.

No.	Boro		No.	Boro	
	mg L ⁻¹	Clasificación		mg L ⁻¹	Clasificación
1	0.000	B	48	0.363	B
2	0.028	B	49	0.000	B
3	0.189	B	50	0.000	B
4	0.075	B	51	0.000	B
5	0.218	B	52	0.486	B
6	0.068	B	53	0.000	B
7	0.116	B	54	0.168	B
8	0.084	B	55	0.000	B
9	0.089	B	56	0.389	B
10	0.087	B	57	0.252	B
11	0.087	B	58	0.676	B
12	0.083	B	59	0.255	B
13	0.081	B	60	0.570	B
14	0.084	B	61	0.615	B
17	2.110	C	62	0.228	B
18	0.090	B	63	0.236	B
19	0.000	B	64	0.441	B
20	0.250	B	65	0.315	B
21	0.000	B	66	0.221	B
22	0.081	B	67	0.234	B
23	0.021	B	68	0.228	B
24	0.042	B	69	0.194	B
25	0.042	B	70	0.428	B
26	0.039	B	71	0.412	B
27	0.000	B	72	0.365	B
28	0.050	B	73	0.200	B
29	0.000	B	74	0.457	B
30	0.000	B	75	0.489	B
31	0.000	B	76	0.305	B
32	0.008	B	77	0.034	B
33	0.079	B	78	0.000	B
34	0.050	B	79	0.155	B
35	0.092	B	80	0.005	B
36	0.068	B	81	0.000	B
37	0.047	B	82	0.000	B
38	0.029	B	83	0.659	B
39	0.066	B	84	0.000	B
40	0.200	B	85	0.000	B
41	0.097	B	86	0.000	B
42	0.000	B	87	0.000	B
43	0.000	B	88	0.000	B
44	0.000	B	89	0.000	B
45	0.000	B	90	0.000	B
46	0.000	B	91	0.000	B
47	0.234	B	92	0.000	B
			93	0.000	B
			Mediana	0.068	
			Medio	0.157	
			Moda	0.000	
			Desv. Est.	0.289	
			Varianza	0.072	

Buena (B), Condicionada (C), No recomendable (NR)

En el agua superficial natural, es raro encontrar niveles tóxicos de boro, Can et al. (2014); Mancilla et al. (2014), realizaron estudios acerca del contenido de boro en el agua superficial de Puebla, Tlaxcala y Veracruz, donde encontraron contenidos aceptables de boro en el agua superficial menores a 1 mg L^{-1} , sin embargo, en las muestras de agua de pozos profundos, los contenidos fueron tóxicos, y concluyeron que la presencia de altos contenidos de boro en el agua de los pozos, es debido principalmente al contacto del agua con el material parental. En el presente estudio los sitios de muestreo con altos contenidos de boro en el primer y segundo muestreo corresponden a manantiales y a sitios donde se presentan actividades geotérmicas, de aquí, que en un 95 % de los sitios muestreados presentan niveles aceptables de boro, por corresponder a aguas superficiales.

6.9.2 Fósforo

El fósforo es un elemento esencial para las plantas (Mendoza et al., 2003), es adsorbido por la planta en forma de ortofosfatos. Los ortofosfatos son las formas inorgánicas más comunes del fósforo y en el agua de poca circulación causan diferentes niveles de intensidad de desarrollo en los procesos de eutrofización (Can et al., 2014). Ayers y Wescot (1987), mencionan que el límite normal en agua para riego debe ser 0 a 2.0 mg L^{-1} . Aunque Dodds et al. (1998) han sugerido límites superiores de $7.1\text{-}7.5 \text{ mg L}^{-1}$.

Los valores encontrados de fosfatos en el muestreo de Otoño de 2014 y Primavera 2015 se presentan en la Figura 38. En Otoño de 2014 los valores encontrados fueron de $0.37\text{-}17.46 \text{ mg L}^{-1}$, el 89.90 % de los sitios muestreados presentaron valores mayores a 2.0 mg L^{-1} , y no son recomendables para riego. En Primavera de 2015, los valores encontrados fueron de $0\text{-}11.56 \text{ mg L}^{-1}$, el 81.30 % de los sitios muestreados presentaron valores menores a 2.0 mg L^{-1} , durante este periodo de muestreo pueden considerarse recomendables para riego.

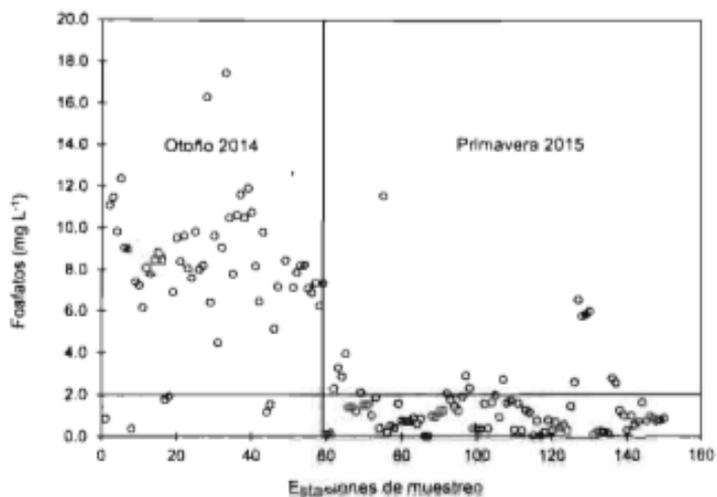


Figura 38. Contenido de fosfatos en mg L⁻¹ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, Otoño 2014 y Primavera 2015.

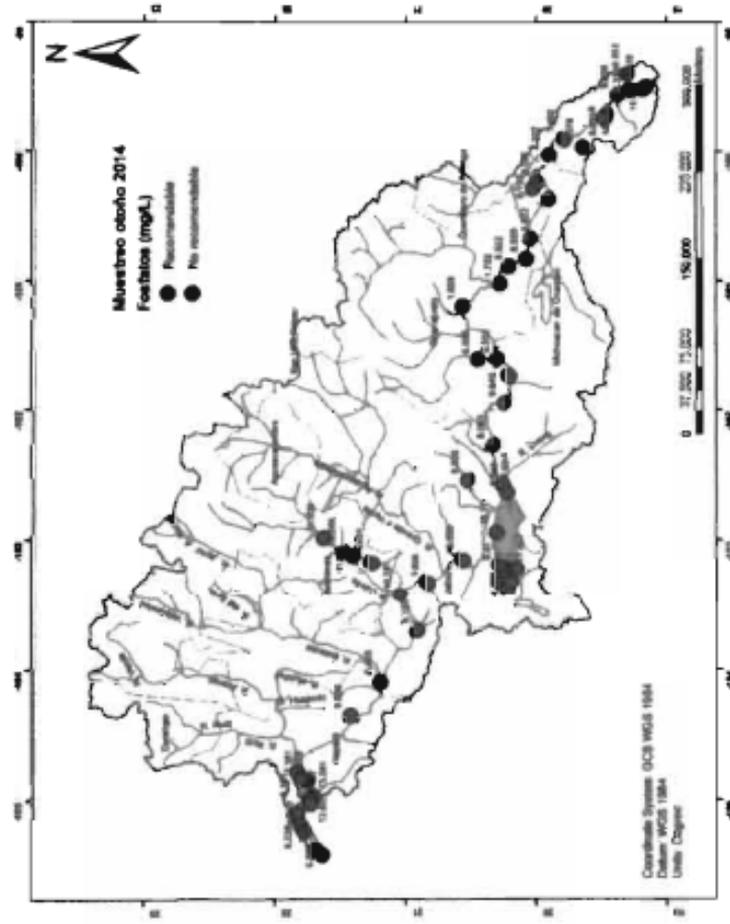


Figura 39. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de fosforos (mg/L) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

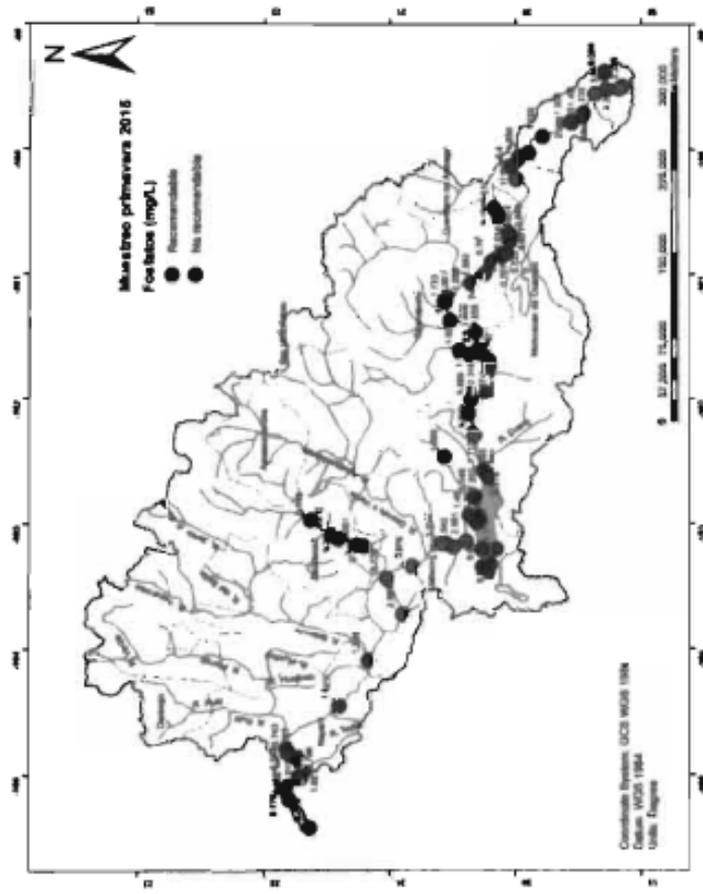


Figura 40. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de fosfatos (mg/L) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, Primavera 2015.

Cuadro 31. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al contenido de fosfatos. Otoño 2014.

No.	Fosfatos		No.	Fosfatos	
	mg L ⁻¹	Clasificación		mg L ⁻¹	Clasificación
1	0.852	B	30	9.643	NR
2	11.094	NR	31	4.482	NR
3	11.479	NR	32	9.073	NR
4	9.828	NR	33	17.467	NR
5	12.379	NR	34	10.506	NR
6	9.055	NR	35	7.806	NR
7	9.000	NR	36	10.634	NR
8	0.378	B	37	11.828	NR
9	7.402	NR	38	10.506	NR
10	7.237	NR	39	11.939	NR
11	6.153	NR	40	10.781	NR
12	8.192	NR	41	8.192	NR
13	7.843	NR	42	8.485	NR
14	8.522	NR	43	9.826	NR
15	8.835	NR	44	1.175	B
16	8.522	NR	45	1.528	B
17	1.752	B	46	5.181	NR
18	1.929	B	47	7.181	NR
19	6.906	NR	48	13.281	NR
20	9.532	NR	49	11.487	NR
21	6.394	NR	50	12.455	NR
22	9.643	NR	51	7.126	NR
23	8.033	NR	52	7.879	NR
24	7.108	NR	53	11.108	NR
25	9.045	NR	54	61.247	NR
26	8.026	NR	55	7.109	NR
27	8.217	NR	56	6.688	NR
28	16.310	NR	57	7.385	NR
29	6.410	NR	58	6.283	NR
			59	7.347	NR
			Mediana	8.217	
			Media	8.207	
			Modo	9.828	
			Dev. Est.	3.354	
			Varianza	10.809	

Buena (B), No recomendable (NR)

Cuadro 32. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al contenido de fosfatos, Primavera 2015.

No.	Fosfatos		No.	Fosfatos	
	mg L ⁻¹	Clasificación		mg L ⁻¹	Clasificación
1	0.099	B	48	1.980	B
2	0.152	B	49	0.855	B
3	2.298	NR	50	2.723	NR
4	3.288	NR	51	1.609	B
5	2.864	NR	52	1.715	B
6	3.960	NR	53	0.318	B
7	1.450	B	54	1.581	B
8	1.450	B	55	0.283	B
9	1.238	B	56	1.255	B
10	2.086	NR	57	1.149	B
11	1.556	B	58	0.035	B
12	1.538	B	59	0.760	B
13	1.043	B	60	0.035	B
14	1.866	B	61	0.194	B
17	0.400	B	62	0.778	B
18	11.563	NR	63	0.283	B
19	0.184	B	64	0.890	B
20	0.513	B	65	0.513	B
21	0.424	B	66	0.601	B
22	1.574	B	67	0.318	B
23	0.760	B	68	1.450	B
24	0.707	B	69	2.581	NR
25	0.725	B	70	6.542	NR
26	0.866	B	71	5.784	NR
27	0.601	B	72	5.834	NR
28	0.849	B	73	5.978	NR
29	0.014	B	74	0.177	B
30	0.014	B	75	0.301	B
31	1.025	B	76	0.248	B
32	0.972	B	77	0.212	B
33	1.202	B	78	0.149	B
34	1.238	B	79	2.778	NR
35	2.051	NR	80	2.564	NR
36	1.733	B	81	1.238	B
37	1.450	B	82	1.025	B
38	1.255	B	83	0.286	B
39	1.909	B	84	1.025	B
40	2.800	NR	85	0.548	B
41	2.316	NR	86	0.743	B
42	0.442	B	87	1.627	B
43	0.364	B	88	0.796	B
44	0.354	B	89	1.008	B
45	1.574	B	90	0.919	B
46	0.389	B	91	0.778	B
47	1.844	B	92	0.778	B
			93	0.866	B
			Mediana	1.008	
			Media	1.438	
			Moda	1.450	
			Dev. Est.	1.690	
			Varianza	2.825	

Buena (B), No recomendable (NR)

En el agua el fósforo se encuentra en bajas concentraciones, aumenta su contenido debido a incorporaciones de agua de origen urbano industrial (Johnston y Dawson, 2005). El contenido de fósforo se debe a la utilización de detergentes en las zonas urbanas y a contenidos de desechos orgánicos, además de aquellos procesos industriales que utilizan ácido fosfórico. El enriquecimiento de las aguas con fósforo tiene efectos en el medio ambiente. El crecimiento desmesurado de plantas acuáticas llega a crear desequilibrios ecológicos, los contenidos de fosfatos de las aguas superficiales que son superiores a 10.0 mg L^{-1} provocan eutrofización. La eutrofización implica un enriquecimiento interno de los sistemas biológicos por nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo (WHO, 1996).

6.9.3 Nitrógeno

Concentraciones elevadas de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- pueden promover el desarrollo, mantenimiento y proliferación de fitoplancton, algas y macrófitos, que contribuyen al fenómeno de la eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Wetzel, 2001; Anderson et al., 2002). Esta proliferación conduce a una marcada disminución de la concentración de oxígeno disuelto en los ecosistemas con una reducida tasa de renovación de agua.

Ayers y Wescot (1987), mencionan que contenidos menores de 5.0 mg L^{-1} en el agua, se consideran sin restricción de uso, contenidos de $5.0\text{-}30.0 \text{ mg L}^{-1}$, se consideran con un grado de restricción moderado, y contenidos mayores a 30.0 mg L^{-1} , se consideran con grado de restricción severa.

Los valores encontrados de nitratos para el muestreo de Otoño de 2014 y Primavera de 2015 se presentan en la Figura 41, en Otoño 2014, los valores encontrados fueron de $0.26\text{-}18.4 \text{ mg L}^{-1}$, el 84.74 % de los sitios de muestreo se consideran sin restricción, el 15.26 % se consideran con grado de restricción moderado, en Primavera de 2015,

los valores encontrados fueron de 0.0-21.11 mg L⁻¹, el 86.81 % se consideran sin restricción y el 13.19 % se consideran con un grado de restricción moderado.

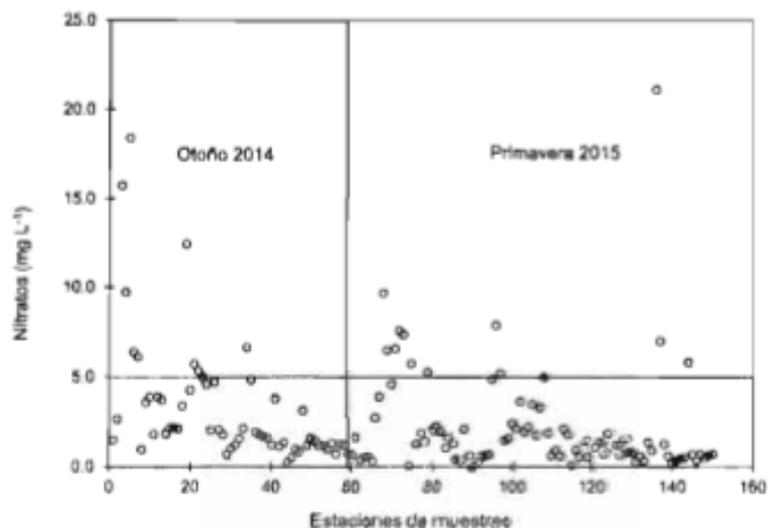


Figura 41. Contenido de nitratos en mg L⁻¹ del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

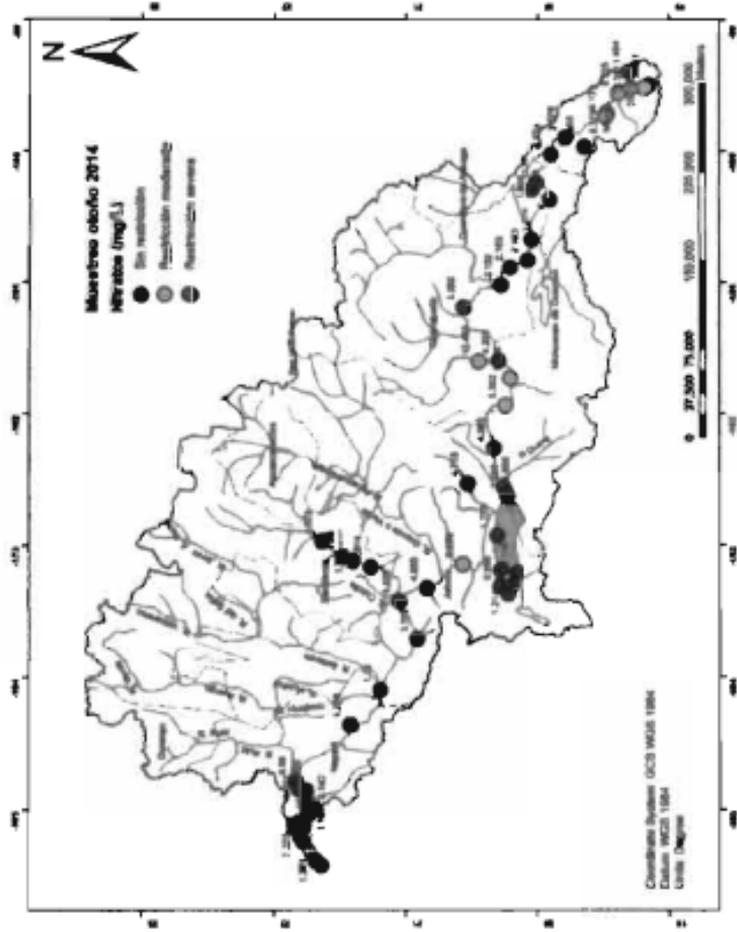


Figura 42. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de nitratos (mg/L) del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014.

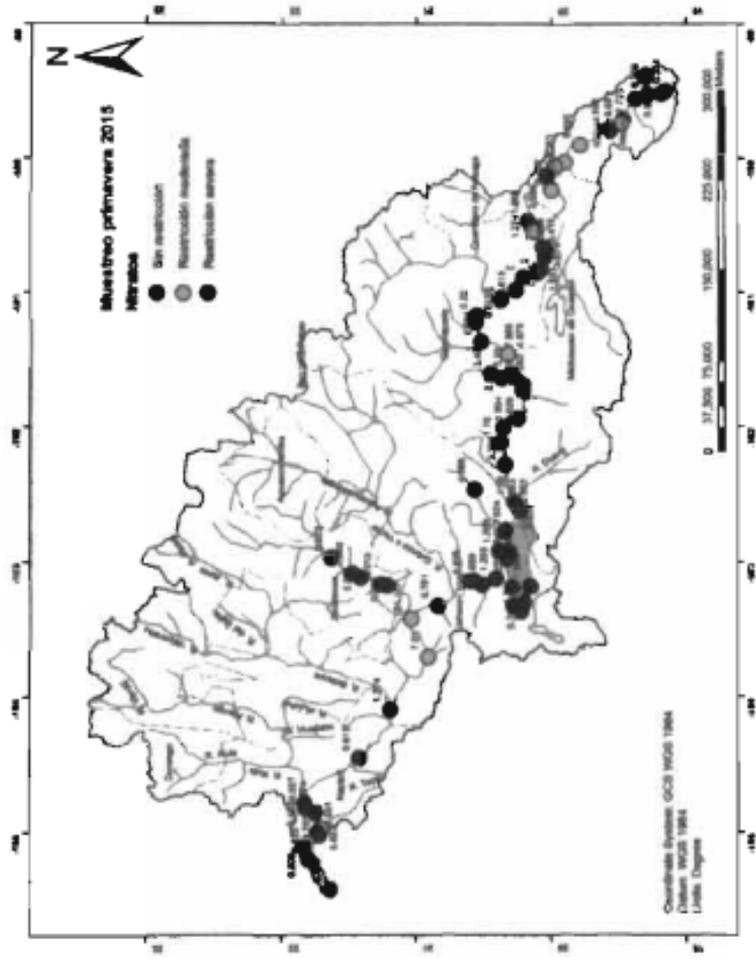


Figura 43. Mapa de clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el contenido de nitratos (mg/L) del Sistema Hidrográfico Lema-Chapala-Santiago. Primavera 2015.

Cuadro 33. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al contenido de nitratos. Otoño 2014.

No.	Nitratos		No.	Nitratos	
	mg L ⁻¹	Clasificación		mg L ⁻¹	Clasificación
1	1.494	B	30	0.996	B
2	2.661	B	31	1.214	B
3	15.731	C	32	1.556	B
4	9.725	C	33	2.116	B
5	18.391	C	34	6.659	C
6	6.379	C	35	4.855	B
7	6.130	C	36	1.914	B
8	0.965	B	37	1.789	B
9	3.579	B	38	1.680	B
10	3.674	B	39	1.572	B
11	1.805	B	40	1.198	B
12	3.800	B	41	3.797	B
13	3.719	B	42	1.120	B
14	1.836	B	43	1.338	B
15	2.163	B	44	0.265	B
16	2.163	B	45	0.498	B
17	2.132	B	46	0.980	B
18	3.392	B	47	0.671	B
19	12.463	C	48	3.143	B
20	4.263	B	49	1.198	B
21	6.728	C	50	1.587	B
22	5.352	C	51	1.463	B
23	4.995	B	52	1.183	B
24	4.606	B	53	1.167	B
25	2.023	B	54	0.980	B
26	4.715	B	55	1.291	B
27	2.038	B	56	0.700	B
28	1.774	B	57	1.260	B
29	0.668	B	58	1.214	B
			59	0.700	B
			Mediana	1.836	
			Media	3.203	
			Moda	2.163	
			Desv. Est.	3.482	
			Varianza	11.922	

Buena (B), Condicionada (C), No recomendada (NR)

Cuadro 34. Clasificación del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago con base al contenido de nitratos. Primavera 2015.

No.	Nitratos		No.	Nitratos	
	mg L ⁻¹	Clasificación		mg L ⁻¹	Clasificación
1	0.681	B	48	3.472	B
2	1.646	B	49	1.780	B
3	0.374	B	50	3.296	B
4	0.527	B	51	4.988	B
5	0.571	B	52	1.890	B
6	0.308	B	53	0.637	B
7	2.725	B	54	0.923	B
8	3.911	B	55	0.593	B
9	9.899	C	56	2.109	B
10	6.504	C	57	1.824	B
11	4.592	B	58	0.110	B
12	6.592	C	59	0.867	B
13	7.803	C	60	0.549	B
14	7.383	C	61	1.450	B
17	0.066	B	62	0.549	B
18	5.757	C	63	1.077	B
19	1.274	B	64	1.362	B
20	1.868	B	65	1.340	B
21	1.408	B	66	0.747	B
22	5.274	C	67	1.868	B
23	2.000	B	68	1.209	B
24	2.241	B	69	1.209	B
25	2.000	B	70	0.659	B
26	1.032	B	71	1.538	B
27	1.626	B	72	0.635	B
28	1.274	B	73	0.791	B
29	0.417	B	74	0.286	B
30	0.396	B	75	0.815	B
31	2.106	B	76	0.352	B
32	0.615	B	77	1.362	B
33	0.000	B	78	0.923	B
34	0.220	B	79	21.117	C
35	0.593	B	80	7.010	C
36	0.615	B	81	1.274	B
37	0.681	B	82	0.615	B
38	4.678	B	83	0.196	B
39	7.888	C	84	0.374	B
40	6.230	C	85	0.483	B
41	1.472	B	86	0.527	B
42	1.582	B	87	5.823	C
43	2.417	B	88	0.681	B
44	2.153	B	89	0.374	B
45	3.626	B	90	0.703	B
46	1.934	B	91	0.505	B
47	2.219	B	92	0.659	B
			93	0.726	B
			Mediana	1.274	
			Media	2.202	
			Moda	0.681	
			Desv. Est.	2.911	
			Varianza	8.380	

Buena (B), Condiciones (C), No recomendable (NR)

El nitrógeno se encuentra de manera natural en el ambiente y es un elemento esencial para las plantas. Puede presentarse en las aguas superficiales y las aguas subterráneas como una consecuencia de la actividad agrícola (excesos de aplicación de fertilizantes nitrogenados inorgánicos y abonos), y como resultado de la eliminación de aguas residuales y de la oxidación de los desechos nitrogenados en la excreta humana y animal, incluyendo tanques sépticos. La concentración de nitratos en el agua superficial puede cambiar rápidamente debido a la escorrentía superficial de los fertilizantes, la captación por concentraciones de fitoplancton y la desnitrificación por bacterias, aunque en aguas subterráneas el cambio en la concentración puede ser lento (WHO, 2008). Por lo que los niveles de nitratos en el agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, se presentan sin restricción a restricción moderada, por los procesos antes mencionado.

6.9.4 Silice

Es natural encontrar silicio en todas las aguas, puesto que es el componente principal de todas las rocas de origen volcánico, sedimentarias y calizas de origen marino. La solubilidad del silicio se incrementa con la temperatura. Los valores encontrados en el muestreo de Otoño 2014 y Primavera 2015, se presentan en la Figura 44. Los valores altos encontrados en ambos periodos de muestreo, corresponden a manantiales ubicados en el Lago de Chapala, que es una zona geotérmica, donde sus temperaturas fueron mayores a 60 °C.

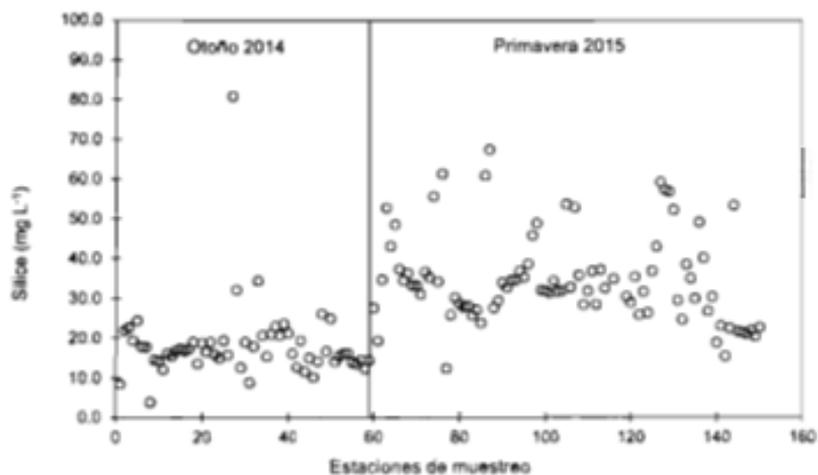


Figura 44. Concentración de silice en mg L^{-1} del agua del SH Lerma-Chapala-Santiago. Otoño 2014 y primavera 2015.

Cuadro 35. Contenido de sílice del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, Otoño 2014 y Primavera 2015.

No.	Sílice Otoño 2014	No.	Sílice otoño 2014	No.	Sílice primavera 2015	No.	Sílice primavera 2015
	mg L ⁻¹		mg L ⁻¹		mg L ⁻¹		mg L ⁻¹
1	8.390	46	10.182	1	27.585	48	53.804
2	21.844	47	14.141	2	19.388	49	32.799
3	22.603	48	26.111	3	34.722	50	52.893
4	19.348	49	18.872	4	52.842	51	35.835
5	24.375	50	24.918	5	43.175	52	28.446
6	17.829	51	14.032	6	48.590	53	31.887
7	17.721	52	15.515	7	37.354	54	36.648
8	3.725	53	16.202	8	34.570	55	28.496
9	14.574	54	16.238	9	36.342	56	37.253
10	14.249	55	13.960	10	33.305	57	32.596
11	12.115	56	13.562	11	33.305	58	121.274
12	16.130	57	14.502	12	31.027	59	34.824
13	15.442	58	12.332	13	36.698	60	116.313
14	16.761	59	14.468	14	35.329	61	130.992
15	17.395			17	56.727	62	30.470
16	16.783			18	34.216	63	28.952
17	17.251			19	61.396	64	35.431
18	18.987			20	12.401	65	25.864
19	13.598			21	25.814	66	31.736
20	18.770			22	30.268	67	26.370
21	16.527			23	28.648	68	36.898
22	18.987			24	27.889	69	43.073
23	15.876			25	28.142	70	59.321
24	14.972			26	25.712	71	57.347
25	19.384			27	27.079	72	56.942
26	15.804			28	23.789	73	52.336
27	60.901			29	60.991	74	26.559
28	32.115			30	67.520	75	24.700
29	12.622			31	27.636	76	38.569
30	18.987			32	29.458	77	35.026
31	8.624			33	33.912	78	29.964
32	17.868			34	32.697	79	49.198
33	34.393			35	34.570	80	40.188
34	20.688			36	34.621	81	26.826
35	15.370			37	36.848	82	30.420
36	20.940			38	35.329	83	18.879
37	22.892			39	38.670	84	23.131
38	20.686			40	45.857	85	15.488
39	23.507			41	48.945	86	22.524
40	21.229			42	32.090	87	53.389
41	16.130			43	31.887	88	21.663
42	12.730			44	31.381	89	21.461
43	19.348			45	34.418	90	21.056
44	11.673			48	31.736	91	21.967
45	15.045			47	31.938	92	20.448
						93	22.726
		Mediana	16.527			Mediana	33.30
		Media	18.273			Media	37.72
		Modo	18.987			Modo	34.90
		Desv. Est.	8.754			Desv. Est.	19.14
		Varianza	83.632			Varianza	370.02

La presencia de altos contenidos de sílice en el agua de riego, indican el inicio de los procesos de salinización y sodificación, Mancilla et al. (2014), mencionan que el aumento de la concentración total electrolítica está en función del contenido de sílice en el agua. Este contenido de sílice corresponde a aquel se mantiene en solución, y va estar en función del pH de las soluciones salinas. Los altos contenidos de sílice que se encontraron en los sitios de muestreo corresponden principalmente a los del lago de Chapala, donde los valores del pH tuvieron valores de 8.0 a 8.4. Aunque Yáñez y García (1982), mencionan que los contenidos de sílice pueden estar asociados a procesos de hidrotermalismo residual, y en el lago de Chapala, se presentan estos procesos. Estos dos procesos pueden explicar los altos contenidos de sílice en la zona del Lago de Chapala.

6.10 Clasificación hidrogeoquímica

La evolución geológica dentro de la cuenca Lerma-Chapala es resultado de la sobreexposición de eventos de metamorfismo, de intemperismo, erosión y sedimentación, vulcanismo e intrusión de rocas ígneas que ocurren desde fines del Mesozoico y hasta nuestros días. Así mismo, los eventos de deformación de rocas y materiales de la corteza terrestre desarrollaron estructuras como pliegues, fracturas y fallas que contribuyeron a la definición del relieve actual. Las sobreexposiciones de estos fenómenos geológicos en el espacio que cambian a lo largo del tiempo geológico desde hace 163 millones de años, durante el Jurásico Tardío, hasta llegar a la configuración actual de la morfología características de la cuenca. La geología que recorre el río Lerma y sus corrientes tributarias presentan rocas volcánicas del tipo riolítico, andesítico y basáltico intemperizadas durante el recorrido del agua, por lo que adquiere la composición similar a los minerales con los que tiene contacto (Demant, 1979; Israde, 1999; INE, 2003).

Para encontrar el carácter químico dominante en el agua del SH Lerma-Chapala-Santiago, se clasificó hidrogeoquímicamente con el Diagrama de Piper (1944). El calcio que forma parte de la mayoría de las rocas que constituyen la corteza terrestre, se encuentra disuelto en el agua y proviene principalmente de los feldespatos cálcicos que forman las rocas volcánicas. El magnesio en solución se origina de los basaltos constituidos por los minerales ferromagnésicos, como los piroxenos y las anfíbolos, los cuales son disueltos por el agua. El bicarbonato se produce a consecuencia de reacciones químicas debidas a la interacción entre el agua, los gases y las rocas (Lesser et al., 1987; Can et al., 2014).

Desde el punto de vista hidrogeoquímico las fuentes de agua superficial son en su mayoría bicarbonatadas, con variaciones de sodio y calcio. Estas variaciones se deben a la dilución y reconcentración. En periodos de estiaje, los iones menos solubles se precipitan y sólo quedan en solución los más solubles. En el presente estudio, en los

dos periodos de muestreo la predominancia fue de carácter bicarbonatada ~~edica~~ (Figura 45 y Figura 46).

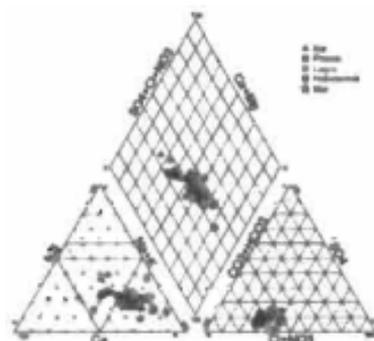


Figura 45. Diagrama de Piper. Otoño 2014.



Figura 46. Diagrama de Piper. Primavera 2015.

7 CONCLUSIONES

La calidad del agua, en función de la concentración total expresada como conductividad eléctrica, indica que, para el muestreo de Otoño de 2014, el 83 % de los puntos muestreados del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, puede utilizarse sin restricción para riego, el 17 % presenta restricción para riego, y es recomendable establecer cultivos tolerantes a la salinidad. Para el muestreo de Primavera de 2015, el 57 % de los sitios puede emplearse sin restricción para riego, el 43 % de los sitios presentan restricción para riego, por lo que se recomienda establecer cultivos tolerantes a la salinidad.

De acuerdo con los resultados obtenidos, el agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala es de baja concentración electrolítica, del tipo bicarbonatada sódica.

La variación en la concentración de iones del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, se debe a que recibe descargas de agua urbano industrial, que modifican su calidad.

En cuanto a CE, la variación que se presenta en los dos periodos de muestreo es debido a los procesos de dilución y concentración. En época de estiaje los iones se reconcentran y en época de lluvias se diluyen.

Los procesos de formación, redistribución y acumulación de carbonatos, están influenciados por el régimen de humedad del suelo, y por los bicarbonatos contenidos en el agua de riego, ya que, al precipitar el carbonato de calcio del agua, disminuye la concentración de calcio disuelto y aumenta la RAS y el nivel de sodio intercambiable del suelo.

El agua de baja concentración salina, con iones altamente hidratados al contacto con los iones de la solución del suelo, interactúan con estos solubilizándolos y al alcanzar los límites precipitan, los iones de calcio que, al combinarse con los carbonatos, bicarbonatos y sulfatos, y al exceder la solubilidad del carbonato de calcio o la solubilidad del sulfato de calcio, precipitan, sin embargo, el sodio permanece en solución en las primeras capas del suelo, donde influye en la estabilidad de los agregados y la estructura del suelo.

Respecto al contenido de boro, los niveles encontrados fueron bajos, los altos contenidos de boro en agua principalmente se asocian a zonas volcánicas y geotérmicas.

En cuanto al contenido de fosfatos, los altos niveles que se presentaron, se debe principalmente al uso de detergentes en las zonas urbanas, y al vertido de aguas residuales. Ya que en general el contenido de fosfatos en el agua superficial debe ser bajo pudiendo aumentar por el vertido de aguas residuales.

En cuanto al contenido de nitratos, no se encontraron niveles altos, La concentración de nitratos en el agua superficial puede cambiar rápidamente debido a la escorrentía superficial de los fertilizantes, la captación por concentraciones de fitoplancton y a la desnitrificación por bacterias.

8 RECOMENDACIONES

Es importante mencionar que el presente estudio no abarca, los análisis de metales pesados y la calidad bacteriológica del agua del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Por lo que se sugiere se consideren este tipo de estudios para futuros trabajos de investigación.

Determinar los coeficientes selectividad de Gapon (K) experimentales para los suelos del Sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago.

9 LITERATURA CITADA

- Aceves, N.E. y Palacios, O.V. 1970. Instructivo para el muestreo, registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego agrícola. Colegio de Postgraduados, Chapingo, México.
- Alvarado, R. 2002. Principios de termodinámica. 1.ª ed. Grupo Editorial Esfinge. México, DF. 232 p.
- American Public Health Association (APHA). 1995. Standard methods for examination of water and wastewater. APHA (American Public Health Association), WWA (American Water Works Association), WPCF (Water Pollution Control Federation), Washington, D.C., USA. 1035 pp.
- Anderson, D.M., Gilbert, P.M. and Burkholder, J.M. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources composition, and consequences. *Estuaries* 25:704-726.
- Anku, Y.S. Banoeng Y. B., Asiedu, D.K. and Asiedu, S.M. 2009. Water quality analysis of groundwater in crystalline basement rocks, northern Ghana. *Environmental Geology* 58:989-997.
- Appelo C.A.J., and Postma, D. 2005. *Geochemistry, groundwater and pollution*. 2nd ed. A.A. Balkema, Rotherdam.
- Ayers, R. y Wescot, D. 1987. La calidad del agua en la agricultura. Estudio FAO riego y drenaje 29.1, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Roma. 174 p.
- Baccaro, K., Degorgue, M., Lucca, M., Picote, L., Zamuner, E., y Andreoli, Y. 2006. Calidad del agua para consumo humano y riego en muestras del Cinturón Hortícola de Mar del Plata. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 35(3):95-110.
- Bogar, E. 2006. La cuenca Lerma-Chapala: El agua de la discordia. *Gestión y Política Pública*. 15(2):369-32.
- Bower, C. A., Ogata, G. and Tucker J.M. 1968. Sodium Hazard of Irrigation Waters as Influenced by Leaching Fraction and by Precipitation or Solution of Calcium Carbonate. *Soil Science* 106(1):29-34.

- Bower, C. A., Wilcox, L. V., Akin, G. W. and Keyes, M.G. 1965. An Index of the Tendency of CaCO_3 to Precipitation from Irrigation Waters. Soil Science Society of America Proceedings 29:91-92.
- Brady, N.C. and Weil, R.R. 2002. The Nature and Properties of soils. 13th ed. New Jersey. Prentice Hall. 960p.
- Bresler, E., MacNeal, B. L. and Carter, D.L. 1982. Saline and sodic soils. Priciplez-Dynamics-Modeling. Springer Verlag. 236p.
- Can, C.A., Ramírez, C., Ortega, E.H.M., Trejo, L.C. y Cruz, D. J. 2008. Evaluación de la relación de adsorción de sodio en las aguas del río Tulancingo, Estado de México, México. Terra Latinoamericana 26:243-252.
- Can, C.A., Ortega, E.H.M., Sánchez B.E.I., y Cruz C.E. 2014. Calidad del agua para riego en la Sierra Norte de Puebla, México. Tecnología y Ciencias del Agua 5(5):77-96.
- Camargo, J.A. y Alonso, A. 2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en lo ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. Ecosistemas 16(2):98-110.
- Carmona, G. 2010. Termodinámica clásica. 2.ª ed. Facultad de Ciencias. UNAM. 488p.
- Cardona, A., y Carrillo, R.J.J. 2006. Hidrogeoquímica de sistemas de flujo intermedio que circulan por sedimentos continentales derivados de rocas riolíticas. Ingeniería Hidráulica en México 21(3):69-86.
- Casierra, F. y Rodríguez, S.Y. 2006. Tolerancia de plantas de feijoa (*Acca sellowiana* (Berg) Burret) a la salinidad por NaCl. Agronomía Colombiana 24(2):258-265.
- Cepeda, J.M. 2009. Química de suelos. 2.ª ed. Trillas. México. 167p.
- Chávez, A., Velázquez, M.M., Pimentel, E.J.L., Venegas, G.J., Montañez, S.J.L. y Vázquez, G.G. 2011. Hidroquímica de las aguas superficiales de la Ciénega de Chapala e Índice de calidad de agua. Terra Latinoamericana 29:83-94.
- Choudhary, O.P., Ghuman, B.S., Bijay-Singh., Thuy, N. and Buresh, R.J. 2010. Effects of long-term use of sodic water irrigation, amendments and crop residues on soil properties and crop-yields in rice-wheat cropping system in a calcareous soil. Field Crops Research 121:363-372.

- Coras, M.P.M. 2000. Calidad química del agua para riego. Universidad Autónoma Chapingo. Fitotecnia. Texcoco, Edo. De México.
- Cotler, A.H., Manzani, H.M. y De Anda, S.J. 2006. Atlas de la Cuenca Lerma-Chapala: Construyendo una visión conjunta. INE. SEMARNAT. México, D.F. p 7-196.
- Del Castillo, L.F. 2003. El fenómeno mágico de la ósmosis. FCE-SEP. México DF. 91p.
- Demant, A. 1979. Vulcanología y Petrografía del Sector Occidental del Eje Neovolcánico. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geología, Revista. 3(1):39-57.
- Dhirendra, M.J., Alok, K. and Namita, A. 2009. Assessment of the irrigation water quality of river Ganga in harid war district. *Rasayan Journal of Chemistry*. 2(2):285-292.
- Dodd, K., Guppy, C., Lockwood, P. and Rochester, I. 2010. The effect of sodicity on cotton: plant response to solutions containing high sodium concentrations. *Plant Soil* 330:239-249.
- Dodds, W.K., Jones, J.R and Welch, E.B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research* 32:1455-1462.
- Doneen, L.D. 1958. Quality of water for irrigation. Proc. Conference on Quality of Water for Irrigation. University of California Resources Centre Contribution 14:208p.
- Eaton, F. M. 1950. Significance of Carbonates in Irrigation Waters. *Soil Science* 69:123-133.
- Edet A., and Okereke C. 2005. Hydrogeological and Hydrochemical character of the regolith aquifer, northern Obudu Plateau, southern Nigeria. *Hydrogeology Journal* 13:391-415.
- Eleftheriou, P. 2001. Boron in Groundwater of the Island of Cyprus. *Journal of Environmental Hydrology* 9:13.
- FAO. 2015. Entorno físico, económico, social, productivo y ambiental del Lerma. <http://www.fao.org/wairdocs/lead/x6372s/x6372s03.htm>

- Fassbender, H.W. y Bornemisza. 1987. Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas. San José, Costa Rica. 380p.
- Gapon, E.N. 1933. Ion Exchange reactions of soils (Russian). *Pochvovedenie* 2:190.
- García, C. L. 2003. Y sin embargo se mueven teoría cinética de la materia FCE-SEP. México DF. 127p.
- Glover, C.R. 1993. Irrigation water classification systems. Cooperative Extension Service. New Mexico State University. Guide A-116.
- Gmélíng, K., Németh, K., Eby, U., and Varga, Z. 2007. Boron Concentrations of Volcanic Fields in Different Geotectonic Settings. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 159:70-84.
- Gobunov, N.I. 1967. *Pochbieni y Koloidiy i ij Srachenice dlia plodo Rodya*. Izdatielstvo Nauta. Moscú (En ruso).
- Gupta, I.C. 1983. Concept of Residual Sodium Carbonate in Irrigation Waters in Relation to Sodic Hazard in Irrigated Soils. *Current Agriculture* 7(3,4):97-113.
- Hansen, A.M. y Afferden, M.V. 2006. El Lago Chapala: Destino final del Río Lerma. El agua en México visto desde la academia 1:117-135.
- Heidarpour, M., Mostafazadeh-Fard B., Koupaian, J.A. and Malekian, R. 2007. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. *Agricultural Water Management* 90:87-94.
- Hem, J.D. 1989. Study and interpretation of chemical characteristics of natural waters. 3rd ed. Us Geological Survey Water Supply paper 2254.
- Hoffman, G. J., Ayers, E.R.S., Doering, J. and Mc Neal, B. L. 1990. Salinity in Irrigated Agriculture. pp. 145-185. In: *Agricultural Irrigation*. Chapter 5. Agronomy Monograph No. 30.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). 1990. Análisis de la problemática del agua y perspectivas para la modernización de su uso en la agricultura de Guanajuato. Campo Experimental Bajío. Celaya Guanajuato, Mexico.

- Instituto Nacional de Ecología (INE). 2003. Diagnostico bio-físico y socio-económico de la cuenca Lerma-Chapala. México. p 13-66.
- Israde, A. I. 1999. Lagos tectónicos y volcánicos de Michoacán. Pp: 46-74. In: Corona Chávez P. e I. Israde-Alcántara (Eds.). Carta geológica del estado de Michoacán.
- Israde, A.I., Segura, G.V, Abarca, M.N., Ector, L., Cantoral, U.E. y Mendoza, C.M. 2003. Diatomeas del Río Lerma, estimación de la calidad del agua de un río fuertemente contaminado. Resultados preliminares. Departamento de Geología y Mineralogía. Instituto de Investigaciones Metalúrgicas. Morelia, Michoacán, México.
- Johnston, A.E. and Dawson, C.J. 2005. Phosphorus in Agriculture and in Relation to Water Quality. Peterborough, United Kingdom: Agricultural Industries Confederation. 71 pp.
- Jurinak, J.J. and Suárez, D.L. 1990. The Chemistry of Salt-Affected Soils and Waters. pp. 42-63. In: Tanji, K. K. Agricultural Salinity Assessment and Management. Chapter 3. ASCE. Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71. Published by American Society of Civil Engineers. New York. USA.
- Kaymakanova, M., Stoeva, N. and Mincheva, T. 2009. Salinity and its effects on the physiological response of bean (*Phaseolus vulgaris* L.). Journal Central European Agriculture 9:749-756.
- Kodva, V.A., Vanden Berg, C.C. and Hogan, R.M. 1967. International Source Book on Irrigation and Drainage of Arid Lands in Relation to Salinity and Alkalinity. FAO/UNESCO.
- Kodva, V.A. 1980. Land aridization and drought control. Westview Press Inc. 277p.
- Kumar, U.M., Bhardwaj, A.K., Warrington, D.N., Goldstein, D., Bar A.T. and Levy, G.J. 2008. Changes in Soil Hydraulic Conductivity, Runoff, and Soil Loss due to Irrigation with Different Types of Saline-Sodic Water. Geoderma 144:509-516.
- Langelier, W.F. 1936. The Analytical Control of Anti-Corrosion Water Treatment. Journal American Water Works Association 28(10):1500-1521.
- Lesser, J. M. 1987. Geohidrología. Departamento de Irrigación. Universidad Autónoma Chapingo. México.

- López H.M., Ramos, E. M.G. y Carranza, F. J. 2007. Análisis multimétrico para evaluar contaminación en el río Lerma y lago de Chapala, México. *Hidrobiológica* 17 (1 Suplemento):17-30.
- Madueño, M.A., García P.D., Martínez H.J. y Rubio T.C. 2006. Germinación y desarrollo de plántulas de frijolillo *Rhynchosia minima* (L) DC en condiciones de salinidad. *Terra Latinoamericana* 24(1):47-54.
- Mancilla, V.O.R., Bautista, O.A.L., Ortega, E.H.M., Ramírez, A.C., Reyes, O.A.L., Flores, M.H. y González, E.D.R. 2014. Contenido de Boro en el agua superficial de Puebla y Veracruz. *Tecnología y Ciencias del agua* 5(5):97-109.
- Mancilla, V.O.R., Bautista, A.L., Ortega, E.H.M., Sánchez, B.E.I., Can, C.A., Guevara, G.R.D. y Ortega, M.Y.M. 2014. Hidrogeoquímica de las salinas de Zapotitlán y los lagos-cráter Alchichica y Atexcac, Puebla. *IDESIA* 32:55-69.
- Martínez, J. 1986. Drenaje agrícola. Volumen 1. Edición del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, España. 239p.
- McNeal, B.L., Layfield, D.A., Norvell, W.A. and Rhoades, J.D. 1968. Factors influencing hydraulic conductivity of soils in presence of mixed-salt solutions. *Soil Science Society of America Proceedings* 32:187-193.
- Mendoza, G.V., Rodríguez, M.R., Fernández V.J.R., Palacios D.M.P., y Hernández, M.J.M. 2003. Estudio de la disponibilidad del fósforo y boro aportados por las aguas depuradas en la Isla de Gran Canaria: Metodología y resultados preliminares.
- Mendoza, S.I. 2009. Calidad de las aguas residuales urbano-industriales que riegan el Valle de Mezquital, Hidalgo, México. Tesis Doctoral, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco. Edo de México.
- Mercado, F.T. 2011. Caracterización de las aguas de la red hidrográfica México DF-zona metropolitana-Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapan-Tamazunchale-Panuco. Tesis Doctoral, Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México.
- Munns, R. and Tester, M. 2008. Mechanisms of Salinity Tolerance. *Annual Review of Plant Biology* 59:651-681.

- Muyen, Z., Moore, G. A., and Wrigley, R. J. 2011. Soil salinity and sodicity effects of water irrigation in South East Australia. *Agricultural Water Management* 99:33-41.
- Naidu, R. and Rengasamy, P. 1993. Ion interaction and constraints to plant nutrition in Australian sodic soil. *Australian Journal of Soil Science* 31:801-819.
- Negi, A.S. and Ghosh, A.B. 1980. Irrigation Water Quality of the Cold and Arid Region in Himachal Pradesh. *Journal of the Indian Society Soil Science* 28(3):410-411.
- Nishanthiny, S.C., Thushyanthy, M., Barathithasan, T. and Saravanan, S. 2010. Irrigation water quality based on hydrochemical analysis, Jaffna, Sri Lanka. *America-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Science* 7(19):100-102.
- NMX-AA-034-SCFI-2001. 2001. Análisis de agua: determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. CONAGUA, México, D.F. 13p.
- Oinam, J.D., Ramanathan, A., and Singh, G. 2012. Geochemical and statistical evaluation of groundwater in Imphal and Thoubal district of Manipur, India. *Journal of Asian Earth Sciences* 48:136-149.
- Ortega, E.M. 1993. Causas del ensalitramiento y su efecto sobre los suelos. Colegio de Postgraduados. Centro de Hidrociencias. Montecillo, Estado de México.
- Oster, J.D. and Schroer, F.W. 1979. Infiltration as influenced by irrigation water quality. *Soil Science Society of America Journal* 43:444-447.
- Piper, A.M. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Transactions, American Geophysical Union* 25:914-928.
- Pizarro, F. 1985. Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos. 2da Edición. Editorial Agrícola Española. Madrid. España. 521p.
- Prasad, A., Kumar, D. and Singh, D.V. 2001. Effect of residual sodium carbonate in irrigation water on the soil sodification and yield of palmarosa (*Cymbopogon martinii*) and lemongrass (*Cymbopogon flexuosus*). *Agricultural Water Management* 50:161-172.
- Pratt, P.F. and Bair, L.F. 1969. Sodium Hazard of Bicarbonate Irrigation Waters. *Soil Science Society America Proceedings* 33:880-883.

- Porceli, A.C., Boem, F.H.G. and Lavado, R.S. 1995. The K/Na and Ca/Na ratios and rapeseed yield, under soil salinity and sodicity. *Plant Soil* 175:251-255.
- Ramos, R. 2006. Contaminación por metales pesados, salinidad y sodicidad en suelos de Chinampa de Xochimilco, San Luis Tlaxiátemaco, Tláhuac y Mixqui, DF. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. UNAM. México.
- Rashidi, M., and Seilsepour, M. 2011. Prediction of soils sodium adsorption ratio base on soils electrical conductivity. *Middle-East Journal of Scientific Research* 8(2):379-383.
- Rengasamy, P. 2006. World salinization with emphasis on Australia. *Journal of Experimental Botany* 57:1017-1023.
- Rhoades, J.D., Kandiah, A. and Mashali, A. M. 1992. The Use of Saline Waters for Crop Production. FAO. Irrigation and Drainage Paper No. 58. Rome.
- Richards, L.A. 1954. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos: manual No. 60. Departamento de agricultura de los EE. UU., Laboratorio de salinidad.
- Rodier, J. 1990. Análisis de las aguas. 2.ª ed. Omega, Barcelona. p 186-191.
- Sánchez, E., Ortega, M., Gonzáles, V., Ruelas, G., Kohashi, J., y García, N. 2002. Tolerancia de tubérculos de papa cv. Alpha en etapa de brotación a condiciones de salinidad. *Terra Latinoamericana* 21:481-491.
- Sánchez, B.E.I., Sandoval, O.G., Camacho, E.M.A., Valdez, M.F., Rodríguez L.A. y Ortega, E.H.M. 2014. Calidad hidrogeoquímica de las aguas del río Copalita, Oaxaca, México. *Revista Internacional de Ciencia y Sociedad* 1(2):26-42.
- Shaki, A.A and Adeloye, A.J. 2006. Evaluation on quantity and quality of Irrigation water at Gadowa Irrigation project in Murzuq basin, southwest Libya. *Agricultural Water Management* (84):193-201.
- Silva, G.J.T., Ochoa, E.S., Cristóbal, A.D. y Estrada, G.F. 2006. Calidad química del agua subterránea de la Ciénega de Chapala como factor de degradación del suelo. *Terra Latinoamericana* 24: 503-513.
- Silva, H., Ortiz, M., y Acevedo, E. 2007. Relaciones hídricas y ajuste osmótico en trigo. *Agrociencia* 41(1):23-34.

- Silva, E.I.L. 2004. Quality of Irrigation Water in Sri Lanka Status and Trends. *Asian Journal Water* 1 (1-2): 5-12.
- Singh, A.K., Mondal, G.C., Singh, P.K., Singh, S., Singh, T.B. and Tewary, B.K. 2005. Hydrochemistry of reservoirs of Damodar River basin, India: weathering processes and water quality assessment. *Environmental Geology* 48(8):1014-1028.
- Sposito, G. and Mattigod, S.V. 1977. On the Chemical Foundation of the Sodium Adsorption Ratio. *Soil Science Society of America Journal* 41:323-329.
- Strogonov, B.P. 1964. Physiological Basis of Salt Tolerance of Plants (as affected by various types of salinity). *USSR Academy of Sciences*. 279 p.
- Suárez, D.L. 1981. Relation between pHc and sodium adsorption ratio (SAR) and alternative method of estimating SAR of soil or drainage water. *Soil Science Society of America Journal* 45:469-475.
- Suárez, D.L., Wood, J. and Lesch, S. 2006. Effect of SAR on water infiltration under a sequential rain irrigation management system. *Agricultural Water Management* 86(1-2):150-164.
- Suárez, D.L. 2011. Irrigation water quality assessments. *Agricultural Salinity Assessment and Management*. p 343-370.
- Subramani, T. and Elango, L.D. 2005. Groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural use in Chithar river basin, Tamil Nadu, India. *Environmental Geology* 47:1099-1110
- Thayalakumar, T., Bethune, M.G. and McMahon, T.A. 2007. Achieving a Salt Balance—Should It be a Management Objective. *Agricultural Water Management* 92:1-12.
- Tarback, E.J. y Lutgens, F.K. 2005. *Ciencias de la Tierra una introducción a la geología física*. 8.ª ed. Pearson, Prentice Hall. Madrid, España. 736 p.
- Valera, J.P. 2005. *Apuntes de física general*. 1.ª ed. Facultad de estudios superiores Acatlán. UNAM, México, D.F. 381p.
- Velázquez, M.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 Doctoral. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México
- Velázquez, M.M.A., Ortega, E.M., Martínez, G.A., Kohashi, S.J. y García, C.N. 2002. Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Terra Latinoamericana* 20: 459-464.
- Velázquez, M.M.A, Pimentel, E.J.L. y Ortega, E.M. 2010. Variaciones longitudinales y temporales en la hidroquímica del río Duero. *Agrociencia* 44:599-609.
- Velázquez, M.A., Pimentel, J.L. y Ortega, M. 2011. Estudio de la distribución de boro en fuentes de agua de la cuenca del río Duero, México, utilizando análisis estadístico multivariado. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 27(1):19-30.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology*, 3rd ed. Academic Press, New York.
- WHO. 1996. *Guidelines for drinking-water quality. Health criteria and other supporting information*. World Health Organization, Geneva.
- WHO. 2008. *Guidelines for Drinking-Water Quality. Incorporating First and Second Addenda. Vol. 1. Recommendations*. 3rd ed. World Health Organization.
- Wienhold, B.J. and Trooien, T.P. 1998. Irrigation Water Effects on Infiltration Rate in Northern Great Plains. *Soil Science* 163(11):853-858.
- Wilcox, L.V., Blair, G.Y. and Bower, C.A. 1954. Effect of bicarbonate on suitability of water irrigation. *Soil Science* 77(4):259-266.
- Yáñez, G.C. y García, D.S. 1982. Exploración de la región geotérmica Los Humeros, Las Derrumbadas, Estados de Puebla y Veracruz. C.F.E. 96p.
- Yermiyahu, U., Finegold, I., Keren, R., Cohen, Y., Yehezkel, H. and Shmuel, D. 2003. Response of Pepper to Boron and Salinity under Greenhouse Conditions. *Acta Horticulturae* 609:149-154.
- Yidana, S.M., Ophori, D. and Banceng, Y.B. 2008. Hydrogeological and hydrochemical characterization of the Voltain Basin: The Afram Plains area. *Environmental Geology* 53:1213-1223.
- ZHU, J.K. 2001. Plant salt tolerance. *Trends in Plant Science* 6:66-71.