



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE HIDROCIENCIAS

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA DE LOS SISTEMAS HIDROGRÁFICOS (LERMA- CHAPALA-SANTIAGO) Y (ALTO-BAJO PÁNUCO)

ALMA DELIA LÓPEZ GARCÍA

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

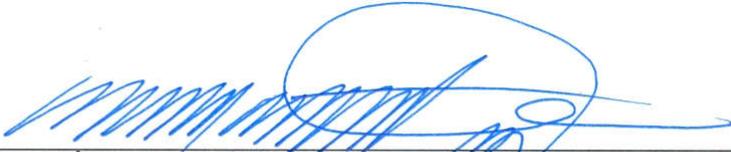
2015

La presente tesis titulada: **Caracterización físico-química del agua de los sistemas hidrográficos (Lerma-Chapala-Santiago) y (Alto-Bajo Pánuco)**, realizada por la alumna: **Alma Delia López García**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTORA EN CIENCIAS
HIDROCIENCIAS

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO


DR. HÉCTOR MANUEL ORTEGA ESCOBAR

ASESOR


DR. CARLOS RAMÍREZ AYALA

ASESOR


DR. EDGAR IVÁN SÁNCHEZ BERNAL

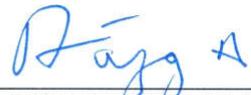
ASESOR


DR. ÁLVARO CAN CHULIM

ASESOR


DR. DOMINGO JOSÉ GÓMEZ MELÉNDEZ

ASESOR


DR. RIGOBERTO EUSTACIO VÁZQUEZ ALVARADO

Montecillo, Texcoco, Estado de México, Diciembre 2015

AGRADECIMIENTOS

Al pueblo de México, que a través del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada para realizar este estudio de doctorado.

Al Colegio de Postgraduados, por las facilidades brindadas para desarrollar la investigación de doctorado.

Al Dr. Héctor Manuel Ortega Escobar. Por la dirección del trabajo, invaluable y permanente ayuda.

A mi Consejo Particular: Doctores Carlos Ramírez Ayala, Edgar Iván Sánchez Bernal, Álvaro Can Chulim, Domingo José Gómez Meléndez y Rigoberto Eustacio Vázquez Alvarado; por el apoyo y ayuda durante todo el proceso.

A Jorge Ariel May Pat, gracias por tu motivación y apoyo.

A mi familia: Jorge y Elisabet por su comprensión, confianza, apoyo y sacrificios realizados, por la perseverancia y esfuerzo inyectados para lograr los objetivos marcados.

A la familia López García, por su apoyo y amabilidad.

Al señor de Nazareth por haberme acompañado y guiado a lo largo de mi estancia en este lugar, por ser mi fortaleza en los momentos de debilidad y por brindarme una vida llena de aprendizajes y experiencias y sobre todo felicidad.

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

CONTENIDO

Página

AGRADECIMIENTOS.....	VII
CONTENIDO.....	IV
ÍNDICE DE CUADROS.....	X
ÍNDICE DE FIGURAS.....	XIV
RESUMEN	XX
1. INTRODUCCIÓN	1
2. TIPO DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN	4
3. OBJETIVOS.....	4
3.1. Objetivo general.....	4
3.2. Objetivos específicos	4
4. HIPÓTESIS	5
5. REVISIÓN DE LITERATURA	6
5.1. Distribución del agua en el planeta	6
5.2. El agua en México.....	6
5.3. Uso del agua residual	6
5.4. Origen de las sales solubles en suelos y en las soluciones que migran en la corteza terrestre.....	7
5.5. Procesos de acumulación de sales.....	11
5.6. Sales solubles en suelos, aguas superficiales, subterráneas y freáticas .	12
5.6.1. Sales del ácido carbónico.....	12
5.6.2. Sales del ácido sulfúrico	15
5.6.3. Sales del ácido clorhídrico.....	16
5.6.4. Composición química de las aguas de suelos (extractos de saturación), aguas superficiales (ríos) y aguas de pozos	18
5.7. Aguas superficiales de diferentes partes del mundo.....	19
5.8. Calidad del agua de riego	25

5.9.	Criterios que deben evaluarse en las aguas de riego	26
5.9.1.	Criterios de salinidad	27
5.9.1.1.	Conductividad eléctrica (CE).....	27
5.9.1.2.	Presión osmótica (PO).....	31
5.9.1.3.	Índice de salinidad efectiva (SE).....	33
5.9.1.4.	Índice de salinidad potencial (SP).....	34
5.9.2.	Criterios de sodicidad	35
5.9.2.1.	Ecuación de intercambio catiónico de Gapon	37
5.9.2.2.	Relación de adsorción de sodio original o explícita (RAS).....	40
5.9.2.3.	Relación de adsorción de sodio ajustado (RAS _{aj})	42
5.9.2.4.	Relación de adsorción de sodio corregido (RAS°)	50
5.9.2.5.	Relación funcional por ciento de sodio intercambiable-relación de adsorción de sodio (PSI-RAS)	52
5.9.2.6.	La fuerza iónica como parámetro fundamental para calcular el coeficiente de actividad de cada ion en una solución salina.....	53
5.9.2.7.	Problemas de infiltración de suelos bajo riego	55
5.9.2.8.	Carbonato de sodio residual (CSR)	59
5.9.3.	Criterios de toxicidad	62
5.9.3.1.	Sodio.....	63
5.9.3.2.	Cloro	63
5.9.3.3.	Boro	63
5.9.3.4.	Fosfatos	65
5.9.3.5.	Nitratos.....	66
5.9.3.6.	Silicio.....	66
5.10.	Sales hipotéticas	67
5.11.	Clasificación hidrogeoquímica.....	69
6.	MATERIALES Y MÉTODOS	72
6.1.	Localización del área de estudio	72
6.2.	Descripción de la zona de estudio	72
6.2.1.	Sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago	72
6.2.1.1.	Localización y límites	72

6.2.1.2. Geología	73
6.2.1.3. Hidrografía	74
6.2.1.4. Clima.....	75
6.2.2. Sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco	76
6.2.2.1. Localización y límites	76
6.2.2.2. Geología	77
6.2.2.3. Hidrografía	79
6.2.2.4. Clima.....	79
6.3. Distribución espacio-temporal de los sitios de muestreo	80
6.3.1. Sistema Lerma-Chapala-Santiago.....	80
6.3.2. Sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco.....	83
6.4. Métodos analíticos para las determinaciones físico-químicas de las muestras de agua	94
6.5. Directrices sobre la calidad del agua	95
6.6. Análisis estadístico (asociación de variables).....	96
6.7. Evaluación de los datos analíticos	97
6.7.1. Balance de cationes y aniones	97
6.7.2. Conductividad eléctrica medida = Conductividad eléctrica calculada .	98
6.7.3. Conductividad eléctrica medida y la suma de iones	99
6.7.4. Sólidos totales disueltos medidos = Sólidos disueltos totales calculados	99
6.7.5. Sólidos totales disueltos medidos a un rango de conductividad eléctrica.....	99
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	102
7.1. Aguas que circulan por el sistema hidrográfico Lerma-Chapala- Santiago, otoño 2013 y otoño de 2014	102
7.1.1. Composición iónica del agua residual	102
7.1.2. Distribución de cationes y aniones	112
7.1.3. Distribución de frecuencias de los datos analíticos	113
7.1.4. Clasificación del agua residual en base a la salinidad.....	115

7.1.4.1. Relación entre la conductividad eléctrica teórica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y la conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	115
7.1.4.2. Relación entre mg L^{-1} analíticos y conductividad eléctrica	117
7.1.4.3. Relaciones entre suma de cationes ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$).....	118
7.1.4.4. Presión osmótica	119
7.1.4.5. Índice de salinidad efectiva	120
7.1.4.6. Índice de salinidad potencial	123
7.1.5. Clasificación de las aguas residuales con base en la sodicidad.....	126
7.1.5.1. Fuerza iónica (I) determinada en las muestras de agua	126
7.1.5.2. Variaciones de la Relación de adsorción de sodio (RAS) en el agua de riego	128
7.1.5.3. Clasificación de las aguas residuales con base en el peligro de disminución de la infiltración	140
7.1.5.4. Porcentaje de sodio intercambiable-relación de adsorción de sodio (PSI-RAS).....	146
7.1.5.5. Carbonato de sodio residual	149
7.1.6. Clasificación de las aguas residuales con base en la toxicidad por Boro, Fosforo, Nitratos y Silicio	151
7.1.6.1. Boro (B).....	151
7.1.6.2. Fósforo.....	155
7.1.6.3. Contenido de nitratos en el agua	158
7.1.6.4. El silicio en el agua	160
7.1.7. Determinación de las sales hipotéticas.....	161
7.1.8. Clasificación hidrogeoquímica del agua del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño 2014.....	165
7.2. Aguas que circulan por el sistema hidrográfico Alto-Pánuco (verano 2013) y Bajo-Pánuco, (otoño 2012 y primavera 2013).....	167
7.2.1. Composición iónica del agua residual	167
7.2.1.1. Distribución de cationes y aniones.....	180
7.2.1.2. Distribución de frecuencias de los datos analíticos.....	182

7.2.2. Clasificación del agua residual en base a la salinidad.....	186
7.2.2.1. Relación entre la conductividad eléctrica teórica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y la conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	186
7.2.2.2. Relación entre mg L^{-1} analíticos y conductividad eléctrica.....	187
7.2.2.3. Relaciones entre suma de cationes (mmolc L^{-1}) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$).....	189
7.2.2.4. Presión osmótica	191
7.2.2.5. Índice de salinidad efectiva	192
7.2.2.6. Índice de salinidad potencial	194
7.2.3. Clasificación de las aguas residuales con base en la sodicidad.....	197
7.2.3.1. Fuerza iónica (I) determinada en las muestras de agua	197
7.2.3.2. Variaciones de la Relación de adsorción de sodio (RAS) en el agua de riego.....	201
7.2.3.3. Clasificación de las aguas residuales con base en el peligro de disminución de la infiltración	215
7.2.3.4. Porcentaje de sodio intercambiable-relación de adsorción de sodio (PSI-RAS).....	222
7.2.3.5. Carbonato de sodio residual	226
7.2.4. Clasificación de las aguas residuales con base en la toxicidad por Boro, Fosforo, Nitratos y Silicio	228
7.2.4.1. Boro (B).....	229
7.2.4.2. Fósforo.....	232
7.2.4.3. Contenido de nitratos en el agua	236
7.2.4.4. Silicio en el agua	237
7.2.5. Determinación de las sales hipotéticas.....	240
7.2.6. Clasificación hidrogeoquímica del agua del sistema hidrográfico Alto- Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013	243
8. CONCLUSIONES.....	245
8.1. Sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago.....	245
8.2. Sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco.....	246

8.2.1. Alto Pánuco (red hidrográfica México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán).....	246
8.2.2. Bajo Pánuco (red hidrográfica Zimapán-Tamazunchale-Pánuco)	248
9. RECOMENDACIONES	250
10. LITERATURA CITADA.....	251

ÍNDICE DE CUADROS

	Página
Cuadro 1. Solubilidad del carbonato de magnesio en agua a una temperatura de 18°C, para diferentes presiones parciales de CO ₂	13
Cuadro 2. Solubilidad del carbonato de calcio de acuerdo con la cantidad del CO ₂ en el aire, a una temperatura de 16°C.	14
Cuadro 3. Solubilidad del carbonato de calcio con una presión parcial de CO ₂ de 0.00032 atm.	14
Cuadro 4. Características químicas de los extractos de saturación de suelos salinos y sódicos, aguas de pozos y aguas de ríos que han sido analizados por el Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos.	19
Cuadro 5. Calidad de las aguas superficiales (ríos), que son utilizadas para riego.	23
Cuadro 6. Identificación de aguas superficiales que son empleadas para riego.	23
Cuadro 7. Composición química de algunas aguas fluviales usadas para riego en el Oeste de los Estados Unidos.	24
Cuadro 8. Localización de aguas fluviales usadas para riego en el Oeste de los Estados Unidos.	24
Cuadro 9. Análisis químico de las aguas de riego de varias fuentes en Kinnaur región de Himachal Pradesh, India.	25
Cuadro 10. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con su salinidad efectiva.	34
Cuadro 11. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con su salinidad potencial.	35
Cuadro 12. Calculo de los valores de pH _c teórico de las aguas de riego.	46
Cuadro 13. Concentración de calcio (Ca ^o) 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}	51
Cuadro 14. Parámetros individuales del tamaño de los iones (a _i), expresados en unidades de Angstrom (Å) para ser introducidos en la ecuación de	

Debye y Hückel para el cálculo de los coeficientes de actividad de cualquier ion.	55
Cuadro 15. Influencia de los cationes adsorbidos en las diferentes propiedades físicas de los suelos.	57
Cuadro 16. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con el contenido de boro.	64
Cuadro 17. Valores de k_f para sales hipotéticas de diferentes tipos de valencia.	69
Cuadro 18. Localización geográfica de los sitios de muestreo del agua residual, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.	81
Cuadro 19. Localización geográfica de las estaciones de muestreo del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014.	82
Cuadro 20. Localización geográfica de las estaciones de muestreo del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, corresponde al Alto-Pánuco, verano 2013.	87
Cuadro 21. Localización geográfica de las estaciones de muestreo del agua residual, del sistema hidrográfico Bajo-Pánuco, otoño 2012.	89
Cuadro 22. Localización geográfica de las estaciones de muestreo del agua residual, del Bajo-Pánuco, primavera 2013.	90
Cuadro 23. Métodos analíticos utilizados para caracterizar las aguas residuales.	94
Cuadro 24. Lineamientos para evaluar la calidad del agua para riego.	96
Cuadro 25. Criterio de aceptación en el % de error en el balance catión-anión.	98
Cuadro 26. Factores de conductividad para iones comúnmente encontrados en el agua.	98
Cuadro 27. Tipos de agua de acuerdo a su relación iónica.	102
Cuadro 28. Composición iónica del agua residual, de la red hidrográfica de Lerma-Chapala-Santiago, otoño de 2013.	103
Cuadro 29. Composición iónica del agua residual, de la red hidrográfica de Lerma-Chapala-Santiago, otoño de 2014.	108
Cuadro 30. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño 2014, de acuerdo con su salinidad efectiva.	121

Cuadro 31. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño de 2014, de acuerdo con su salinidad potencial.....	123
Cuadro 32. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013, de acuerdo con su salinidad efectiva y salinidad potencial.	124
Cuadro 33. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (1) y otoño 2014 (2), de acuerdo con las diferentes formulaciones de la relación de adsorción de sodio.....	130
Cuadro 34. Valores de las formulaciones de la relación de adsorción de sodio, del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.	137
Cuadro 35. Valores de las formulaciones de la relación de adsorción de sodio, del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014.	138
Cuadro 36. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, con base en el peligro de disminución de la infiltración, otoño 2013 (1) y otoño 2014 (2).....	141
Cuadro 37. Clasificación de Boro del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.	154
Cuadro 38. Clasificación de fosfatos determinados como fosfatos (P-PO ₄ ³⁻) del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño de 2013 y otoño 2014.....	157
Cuadro 39. Composición química, muestra 50, Ocotlán, Jalisco, otoño 2013.	162
Cuadro 40. Cálculo de las sales hipotéticas, muestra 50, Ocotlán, Jalisco, otoño 2013.	162
Cuadro 41. Tipos de agua de acuerdo a su relación iónica.	168
Cuadro 42. Composición iónica del agua residual, de la red hidrográfica México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpán-Zimapán, verano 2013.	169
Cuadro 43. Composición iónica del agua residual, de la red hidrográfica Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, otoño 2012.....	176
Cuadro 44. Composición iónica del agua residual, de la red hidrográfica Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, primavera 2013.....	178

Cuadro 45. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013, de acuerdo con su salinidad efectiva.	193
Cuadro 46. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño de 2012, y primavera 2013, de acuerdo con su salinidad potencial.	195
Cuadro 47. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013, de acuerdo con su salinidad efectiva y salinidad potencial. Buena (B), Condicionada (C) y No recomendable (NR).....	196
Cuadro 48. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (1) y otoño 2012 (2) y primavera (2013) (3), de acuerdo con las diferentes formulaciones de la relación de adsorción de sodio.....	204
Cuadro 49. Valores de las formulaciones de la relación de adsorción de sodio, del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013.	211
Cuadro 50. Valores de las formulaciones de la relación de adsorción de sodio, del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012.	213
Cuadro 51. Valores de las formulaciones de la relación de adsorción de sodio, del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013.	214
Cuadro 52. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, con base en el peligro de disminución de la infiltración, verano 2013 (1) y otoño 2012 (2) y primavera (3).	215
Cuadro 53. Campos coordinados de la relación funcional PSI-RAS, de las aguas del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013.....	223
Cuadro 54. Clasificación de Boro del agua residual del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013. Se clasifica como buena (B), condicionada (C) y no recomendable (NR).....	231
Cuadro 55. Clasificación de fosfatos determinados como fosfatos (P-PO ₄ ³⁻) del agua residual del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013. Buena (B), No recomendable (NR).....	235

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Diagrama para la clasificación de las aguas de riego.	37
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 _c L ⁻¹	48
Figura 3. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio.	58
Figura 4. Diagrama triangular para representar la clasificación hidrogeoquímicas de las aguas.	71
Figura 5. Localización de las estaciones de muestreo del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, para el periodo otoño de 2013.	85
Figura 6. Localización de las estaciones de muestreo del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, para el periodo otoño de 2014.	86
Figura 7. Localización de las estaciones de muestreo del agua residual del sistema hidrográfico Alto-Pánuco, verano de 2013.	91
Figura 8. Localización de las estaciones de muestreo del agua residual del sistema hidrográfico Bajo-Pánuco, otoño de 2012.	92
Figura 9. Localización de las estaciones de muestreo del agua residual del sistema hidrográfico Bajo-Pánuco, primavera de 2013.	93
Figura 10. Composición iónica del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.	112
Figura 11. Composición iónica del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014.	113
Figura 12. Distribución de frecuencias con respecto a la conductividad eléctrica (μS cm ⁻¹) del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).	114
Figura 13. Distribución de frecuencias de la suma de cationes (mmol _c L ⁻¹) del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).	115

Figura 14. Relación funcional entre conductividad eléctrica teórica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$), otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).....	116
Figura 15. Relación entre concentración (mg L^{-1}) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).....	117
Figura 16. Relación entre suma de cationes (mmolc L^{-1}) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).	118
Figura 17. Relación entre presión osmótica teórica (atm) y presión osmótica experimental (atm) otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).	120
Figura 18. Relación entre la Fuerza iónica experimental (M L^{-1}) y conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$), otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).....	127
Figura 19. Relación entre la Fuerza iónica Bower (M L^{-1}) y conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$), otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).....	128
Figura 20. Relación entre RAS _{aj} experimental y RAS ^o , Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño 2014.....	131
Figura 21. Relación entre RAS _{aj} derivada de la ecuación de Bower et al. (1965) y RAS _{or} , Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).....	132
Figura 22. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS _{or} , CE-RAS _{aj} Experimental, CE-RAS ^o , del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.	133
Figura 23. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS _{or} , CE-RAS _{aj} Bower, CE-RAS ^o , del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.	134
Figura 24. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS _{or} , CE-RAS _{aj} Experimental, CE-RAS ^o , del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014.	135
Figura 25. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS _{or} , CE-RAS _{aj} Bower, CE-RAS ^o , del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014. ...	136
Figura 26. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013. RAS ajustado experimental-CE. .	142
Figura 27. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013. RAS ajustado Bower-CE.	143

Figura 28. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014. RAS ajustado experimental-CE. .	144
Figura 29. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014. RAS ajustado Bower-CE.	145
Figura 30. Relación funcional PSI-RAS (RAS_{or} (a), RAS_{aj} Experimental (c), RAS_{aj} Bower (d) y RAS° (b)) del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.	147
Figura 31. Relación funcional PSI-RAS (RAS_{or} (a), RAS_{aj} Experimental (c), RAS_{aj} Bower (d) y RAS° (b)) del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014.	148
Figura 32. Distribución del agua residual de acuerdo con el carbonato de sodio residual ($mmol_c L^{-1}$), del sistema Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).	150
Figura 33. Contenido de boro ($mg L^{-1}$) en el agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014(b).	152
Figura 34. Contenido de fosfatos ($P-PO_4^{3-}$) en ($mg L^{-1}$) en el agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014(b).	156
Figura 35. Contenido de nitrógeno ($N-NO_3$) en el agua del sistema Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.	159
Figura 36. Contenido de silicio en el agua del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).	161
Figura 37. Distribución de sales hipotética del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).	163
Figura 38. Relación entre la fuerza iónica de los iones individuales con la fuerza iónica de las sales hipotéticas del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).	164
Figura 39. Clasificación hidrogeoquímica del agua del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).	166
Figura 40. Composición iónica del agua residual, del sistema hidrográfico México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpán-Zimapan, verano 2013.	180
Figura 41. Composición iónica del agua residual, del sistema hidrográfico Zimapan-Tamazunchale-Pánuco, otoño 2012.	181

Figura 42. Composición iónica del agua residual, del sistema hidrográfico Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, primavera 2013.....	182
Figura 43. Distribución de frecuencias con respecto a la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).	184
Figura 44. Distribución de frecuencias de la suma de cationes ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) del agua residual, del sistema hidrográfico del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).....	185
Figura 45. Relación funcional entre conductividad eléctrica teórica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$) del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera (2013). .	187
Figura 46. Relación entre concentración (mg L^{-1}) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera (c).	189
Figura 47. Relación entre suma de cationes ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2014 (c).	190
Figura 48. Relación entre presión osmótica teórica (atm) y presión osmótica experimental (atm) del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2014 (c).....	192
Figura 49. Relación entre la Fuerza iónica experimental (atm) y presión osmótica experimental verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2014 (c).....	199
Figura 50. Fuerza iónica experimental (atm) y presión osmótica experimental del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2014 (c).	200
Figura 51. Relación entre RAS_{aj} experimental y RAS° , del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013.	201
Figura 52. Relación entre RAS_{aj} experimental y RAS° , del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012.	202
Figura 53. Relación entre RAS_{aj} experimental y RAS° , del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013.	203
Figura 54. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS_{or} , CE-RAS_{aj} Experimental, CE-RAS° , del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013.	205
Figura 55. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS_{or} , CE-RAS_{aj} Bower, CE-RAS° , del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013.	206

Figura 56. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS _{or} , CE-RAS _{aj} Experimental, CE-RAS ^o , del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012.	207
Figura 57. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS _{or} , CE-RAS _{aj} Bower, CE-RAS ^o , del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012.	208
Figura 58. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS _{or} , CE-RAS _{aj} Experimental, CE-RAS ^o , del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013. ...	209
Figura 59. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS _{or} , CE-RAS _{aj} Bower, CE-RAS ^o , del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013.	210
Figura 60. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013. RAS ajustado experimental-CE.	216
Figura 61. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013. RAS ajustado Bower-CE.....	217
Figura 62. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012. RAS ajustado experimental-CE.	218
Figura 63. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012. RAS ajustado Bower-CE.....	219
Figura 64. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013. RAS ajustado experimental-CE.	220
Figura 65. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013. RAS ajustado Bower-CE.....	221
Figura 66. Relación funcional PSI-RAS (RAS _{or} (a), RAS ^o (b), RAS _{aj} Experimental (c) y RAS _{aj} Bower (d), del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013.	224
Figura 67. Relación funcional PSI-RAS (RAS _{or} (a), RAS ^o (b), RAS _{aj} Experimental (c) y RAS _{aj} Bower (d), del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012.	225
Figura 68. Relación funcional PSI-RAS (RAS _{or} (a), RAS _{aj} Experimental (c), RAS _{aj} Bower (d) y RAS ^o (b), del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013.	226

Figura 69. Distribución del agua residual de acuerdo con el carbonato de sodio residual (mmolc L^{-1}), del sistema Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).	228
Figura 70. Contenido de boro (mg L^{-1}) en el agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a) y otoño 2012 (b) y primavera 2013... 230	230
Figura 71. Contenido de fosfatos (P-PO_4^{3-}) en (mg L^{-1}) en el agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012(b) y primavera 2013.	234
Figura 72. Contenido de nitrógeno (N-NO_3) en el agua del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).	238
Figura 73. Contenido de silicio en el agua del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).	239
Figura 74. Distribución de sales hipotética del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).	241
Figura 75. Relación entre la fuerza iónica de los iones individuales con la fuerza iónica de las sales hipotéticas del agua residual del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).	243
Figura 76. Clasificación hidrogeoquímica del agua del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 y primavera 2013.	244

RESUMEN

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA RESIDUAL DE LOS SISTEMAS HIDROGRÁFICOS (LERMA-CHAPALA-SANTIAGO) Y (ALTO-BAJO PÁNUCO)

Alma Delia López García, Dra.
Colegio de Postgraduados, 2015

En la actualidad se ha usado prácticamente toda agua disponible para satisfacer los requerimientos de humedad de diferentes cultivos. Cada vez más se utilizan hasta el límite las aguas superficiales y subterráneas de la más variada composición química y concentración de sales. En México, más de 22 Km³ de aguas residuales se descargan en los cuerpos acuáticos, y en la agricultura se emplea aproximadamente el 50% de este volumen, prácticamente sin ningún tratamiento. En este trabajo de investigación se caracterizó físicoquímicamente el agua que circula por los sistemas hidrográficos (Lerma-Chapala-Santiago) y (Alto-Bajo Pánuco), se analizan mediante la asociación de variables. El sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago son aguas de baja concentración, de composición iónica bicarbonatadas-sódicas. Los contenidos de RAS fueron: RAS_{or} 0.42-4.89, RAS^o 0.28-5.42 y RAS_{aj} 0.15-8.35, sin peligro de sodicidad. La relación funcional PSI-RAS (RAS_{or}, RAS^o y RAS_{aj}) se tuvo el campo coordinado de 7.63, 8.39 y 12.36, lo que significa que el peligro de sodio es mínimo. El Alto-Bajo Pánuco, en sus inicios como red hidrográfica México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán presentan aguas altamente salinas, de composición bicarbonatadas-sódicas. Los contenidos de RAS fueron: RAS_{or} 0.50-12.91, RAS^o 0.56-15.57 y RAS_{aj} 0.77-26.20, con consideración en peligro de sodicidad. En cuanto a la relación funcional PSI-RAS (RAS_{or}, RAS^o y RAS_{aj}) se tuvo el campo coordinado de 17.90, 20.83 y 29.89, se considera el peligro de sodio. Para la red Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, se presentan aguas de salinidad media, de composición iónica bicarbonatadas-cálcicas. Los contenidos de RAS fueron: RAS_{or} 0.37-4.49, RAS^o 0.46-6.03 y RAS_{aj} 0.60-8.43, sin peligro de sodicidad. En cuanto a la relación funcional PSI-RAS (RAS_{or}, RAS^o y RAS_{aj}) se tuvo el campo coordinado de 7.05, 9.24 y 12.43, son valores relativamente bajos, lo que significa que el peligro de sodio es mínimo.

Palabras clave: Salinidad, Sodicidad, RAS, PSI.

ABSTRACT

PHYSICOCHEMICAL CHARACTERIZATION OF WASTEWATER HYDROGRAPHIC SYSTEMS OF HYDROGRAPHIC (LERMA-CHAPALA-SANTIAGO) AND (HIGH-LOW PANUCO)

Alma Delia López García, Dra.
Colegio de Postgraduados, 2015

Nowadays, practically any available water is being used to satisfy the moisture requirements of the different crops. Surface and underground water is ever more being used to exhaustion, regardless of their varied chemical composition or concentration of salts. In Mexico, more than 22 km³ of wastewater discharged into the water bodies, and agriculture employs about 50% of this volume, practically without any treatment. In this research the water flowing through the hydrographic system (Lerma-Chapala-Santiago) and (High-Low Panuco) is physicochemically characterized, analyzed by the association of variables. The Lerma-Chapala-Santiago river system is low concentration of ionic composition of the sodium- bicarbonates. The contents of SAR were: SAR_{or} 0.42-4.89, SAR[°] 0.28-5.42 and SAR_{aj} 0.15-8.35, without danger of sodicity. The ESP-SAR functional relationship (SAR_{or}, SAR[°] and SAR_{aj}) the coordinate field were 7.63, 8.39 and 12.36 were taken, meaning that the danger of sodium is minimal. The High-Low Panuco, initially as hydrographic system, Mexico DF-Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán has highly saline of ionic composition of the sodium-bicarbonates. The contents of SAR were: SAR_{or} 0.50-12.91 SAR[°] 0.56-15.57 and SAR_{aj} 0.77-26.20, with consideration sodicity endangered. As for ESP-SAR (SAR_{or}, SAR[°] and SAR_{aj}) functional relationship of the coordinate field were 17.90, 20.83 and 29.89, are considering the danger of sodium. Hydrographic system Zimapán Tamazunchale-Panuco is presented average salinity of ionic composition of the calcium-bicarbonate. The contents of SAR were: RAS_{or} 0.37-4.49, SAR[°] 0.46-6.03 and SAR_{aj} 0.60-8.43 without danger of sodicity. As for ESP-SAR (SAR_{or}, SAR[°] and SAR_{aj}) the coordinate field functional relationship were 7.05, 9.24 and 12.43, they are relatively low values, which means that the risk is minimal sodium.

Keywords: Salinity, Sodicity, SAR, ESP.

1. INTRODUCCIÓN

Del agua que existe en el mundo (1 386 millones de Km³), tan solo el 3% es agua dulce y de esta, la agricultura consume cerca del 70%.

El uso del riego en la agricultura es una práctica antigua, desarrollada con la finalidad de proveer una cantidad adecuada de agua para el correcto desarrollo de los cultivos y permitir así la producción de alimentos en la época seca, en la cual no existen lluvias frecuentes. El agua es tan importante para la agricultura debido a que crea una solución en el suelo en la cual se encuentran disueltos los nutrientes y mediante la absorción efectuada por sus raíces, las plantas logran acceder a estos.

Aunque la irrigación es una herramienta agronómica y tal vez económicamente viable, es importante mencionar que un abuso en su uso puede causar severos daños ambientales, tales como la erosión y la salinización del suelo, ocasionados por el arrastre que ejerce el agua sobre la superficie y a la utilización de agua de riego con altos contenidos de sales, respectivamente.

En nuestro país la agricultura bajo riego ha jugado un papel central en la producción de alimentos y materias primas.

Se estima que en México el área total cultivable es de aproximadamente 20 millones de hectáreas de las cuales solo el 6.3 millones cuentan con agua para riego.

Actualmente, en muchas de sus regiones, México enfrentan un desajuste entre la demanda del agua y su disponibilidad, principalmente debido a la escasez y a la distribución desigual de la calidad del agua. El rápido crecimiento urbano e industrial, entre otros factores económicos y sociales, empeora la situación. La calidad del agua se ha deteriorado ya que los efluentes industriales se descargan frecuentemente sin tratamiento previo.

De todas las cuencas de México, la de Lerma-Chapala-Santiago es la más importante. Ya que en este territorio se genera poco más de la tercera parte del valor agregado censal bruto a nivel nacional, y porque, gran parte de sus recursos naturales se encuentran deteriorados, al grado que se le ha considerado como una de las regiones prioritarias de atención por parte del sector ambiental federal (Semarnat, 2008).

Las actividades agrícolas e industriales, así como la aglomeración de centros urbanos han sido los detonantes de los procesos de degradación tales como la escasez en la disponibilidad de agua, la contaminación del agua por descargas industriales y urbanas, la degradación de suelos, la eutrofización de embalses, entre otros, además de impactos sociales e institucionales que generan competencia por el recurso hídrico entre las entidades federativas que integran la cuenca (Jalisco, Guanajuato, Michoacán, Querétaro y Estado de México).

El Alto-Bajo Panuco, pertenecen a la cuenca del río Panuco. Esta cuenca hidrológica cubre aproximadamente 107 200 km². Nace en el estado de México, corre de suroeste a noreste, por los estados de México, Hidalgo, Puebla, Tlaxcala, Querétaro, Guanajuato y Veracruz, en todas estas entidades recibe cauces para su formación. Es una de las cuencas más importante del país, ya que inicialmente sirve como canal de desagüe para el drenaje profundo de la ciudad de México; minuto a minuto se vierten en sus aguas los desechos de más de veinte millones de personas. La región se ha transformado en un gran foco de contaminación en movimiento, y a gracias a su largo recorrido va mejorando su calidad.

Para atender el problema de escasez de agua se han planteado diversas alternativas, una de estas es el empleo de agua residual para riego, debido a que la agricultura utiliza la mayor cantidad de este líquido, además de aceptar agua de diferente calidad.

Sin embargo, durante el empleo del agua residual en el riego de cultivos agrícolas, se debe de considerar tres aspectos que deben evaluarse: 1). Acumulación de sales

solubles en los suelos; 2). Desarrollo de procesos de sodicidad en suelos agrícolas; y 3). Efecto por iones tóxicos.

La finalidad de este trabajo de investigación de carácter observacional, prospectivo, transversal y descriptivo-analítico, fue conocer las composiciones iónicas, las concentraciones electrolíticas y parámetros asociados (RAS y relación funcional PSI-RAS), de los sistemas hidrográficos (Lerma-Chapala-Santiago) y (Alto-Bajo-Panuco)

2. TIPO DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

Este trabajo de investigación es observacional, prospectivo, transversal, analítico y descriptivo (Méndez *et al.*, 1986, Corina, 2013).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

Caracterizar las propiedades físico-químicas del agua de los sistemas hidrográficos de Lerma-Chapala-Santiago, Alto y bajo Panuco.

3.2. Objetivos específicos

1. Determinar la composición iónica (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}), los iones específicos (B, PO_4^{3-} , NO_3^- , SiO_2), el pH, la Conductividad eléctrica (CE), presión osmótica (PO).
2. Determinar la Relación de adsorción de sodio (RAS) en sus diferentes conceptualizaciones (RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS°).
3. Predecir el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), a partir de la relación de adsorción de sodio (RAS) para diferentes valores de coeficiente de selectividad iónica de Gapon.
4. Evaluar el Carbonato de sodio residual (CSR) o parámetro de Eaton.
5. Determinar las sales hipotéticas en las muestras de agua.

4. HIPÓTESIS

La estimación de los diferentes parámetros de la caracterización físico-química y la asociación de variables del agua, permite conocer la magnitud de los peligros de salinización y de sodificación que se pueden esperar en los espesores superiores de los suelos, debido al riego con estas aguas.

5. REVISIÓN DE LITERATURA

5.1. Distribución del agua en el planeta

El agua naturalmente circula a través de los océanos, la atmósfera, lagos y ríos, glaciares y aguas subterráneas. El aire y el agua son los elementos físicos más móviles que tiene el sistema Tierra, y su movilidad permite operar el ciclo del agua. Aproximadamente $1\ 386 \times 10^6 \text{ Km}^3$ de agua existe en la naturaleza, cantidad de agua que permanece constante, donde solo $35.029 \times 10^6 \text{ Km}^3$ corresponde a agua dulce (Del Valle, 2004; Sierra, 2011).

Si tomamos en cuenta una disponibilidad aproximada de agua dulce al año, para las actividades: agrícola que con un 22% para industria y minería, y sólo un 4% para el consumo doméstico en las ciudades (PNUMA, 2004).

5.2. El agua en México

De acuerdo a SEMARNAT Y CONAGUA (2015) en México el agua es empleada de diversas formas en las actividades humanas, y se clasifican en cuatro diferentes usos: 1) Uso agrícola, principalmente se destina para riego un 76.6 %, 2). Abastecimiento público, entrega a usuarios domésticos un 14.5%, 3). Generación de energía eléctrica, mediante plantas termoeléctricas, se emplea un 4.9 %, y 4). Industria autoabastecida, dedicada a productos y servicios se destina un 4%. Los datos corresponden a volúmenes concesionados al 31 de diciembre de 2012.

5.3. Uso del agua residual

El uso del agua residual en la agricultura es tan antiguo y de gran interés tanto internacional como nacional, pues de acuerdo a Jiménez y Marín (2004) se emplea una superficie para riego en el país de aproximadamente 260 000 ha con estas aguas. Tal es el caso del Valle del Mezquital, que desde 1889 ha tenido el aporte del agua residual

proveniente de la Cd. De México. La zona de riego abarca más de 130 000 ha siendo la de mayor extensión en el país (Velázquez, 2002).

5.4. Origen de las sales solubles en suelos y en las soluciones que migran en la corteza terrestre

La formación y acumulación de sales en el suelo y soluciones se debe a un gran número de procesos geoquímicos que tienen ocurrencia en la corteza terrestre, en sus horizontes más superficiales.

Durante los procesos del intemperismo, los enlaces atómicos que se tienen en las moléculas de los diferentes cristales que conforman a las distintas rocas, se rompen, por lo que después de la extracción de un sinnúmero de iones, estos mismos iones pasan a las soluciones de los suelos y como consecuencia de estos procesos, se forman nuevas combinaciones, por ejemplo, óxidos, aluminosilicatos secundarios (diferentes tipos de arcilla) y sales solubles.

El proceso físico-químico responsable de estas nuevas formaciones es el proceso esencial de HIDROLISIS. Durante el curso del tiempo geológico; la formación continua y permanente del magma y la formación de zonas y grandes regiones volcánicas en el planeta; y después de los procesos del vulcanismo durante la ocurrencia sucesiva de las erupciones, durante este acontecer, se forman grandes cantidades de cloruros, sulfatos y de boratos. Todos estos compuestos van a circular en la corteza terrestre en forma de soluciones salinas acuosas a través de los ríos, teniéndose como punto final de acumulación los océanos y mares.

En el caso de las cuencas exorreicas las soluciones llegan hasta el mar. En el caso de las cuencas endorreicas las soluciones acuosas salinas se acumulan como depósitos salinos continentales con diferentes niveles de concentración.

En la actualidad, la actividad volcánica continua, depositándose en la superficie de la corteza cantidades adicionales de cloruros, sulfatos y boratos. En síntesis, sobre el origen de las sales solubles que salinizan a los suelos y a los espesores litológicos de diferente potencia se deben de señalar los siguientes procesos:

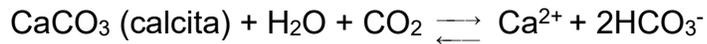
Sobre el origen de sales solubles que salinizan los suelos y espesores subyacentes, se debe mencionar como fuentes primarias las siguientes:

1. Emanaciones gaseosas volcánicas y plutónicas (lavas, fumarolas y magma) y productos de sus cambios y reacciones físico-químicas. Tales como a) Sales y gases que se encuentran solubilizados en fuentes termales; b) Productos de oxidación de algunos elementos de la atmósfera y de algunos de sus gases y c) Productos solubles derivados del intemperismo de rocas cristalinas.
2. Los procesos gaseosos solubles se presentan en forma de elementos (S, Cl) que se oxidan posteriormente o se solubilizan en las aguas. En este grupo se tiene: a) Óxidos (SO_2 , SO, CO_2 , B_2O_3), que se solubilizan en las aguas y se transforman posteriormente en ácidos, por lo que estos compuestos reaccionan con diferentes rocas y se asocian con cationes alcalinos y alcalino-térreos. b) Ácidos (HCl, H_2S , H_3BO_3), y c) Sales (NaCl, NH_4Cl).
3. La atmósfera es la fuente primaria de sales de los ácidos nítrico, nitroso y carbónico.
4. Una fuente fundamental de todos los tipos actuales de acumulaciones salinas, es el intemperismo de rocas cristalinas y que dan lugar a carbonatos, sulfatos, cloruros y boratos.

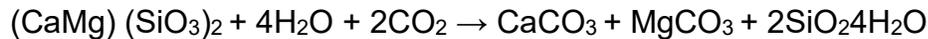
De acuerdo a Kodva (1980); Jurinack and Suarez (1990) establecen esquemas donde los minerales primarios se transforman en especies solubles.

Minerales → Especies solubles

Ejemplos de reacciones químicas del intemperismo:



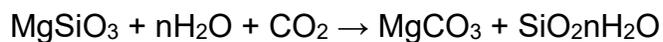
Intemperismo de silicatos de calcio y de magnesio:



Intemperismo de aluminosilicatos que contienen calcio:



Intemperismo de silicatos magnésicos:



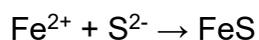
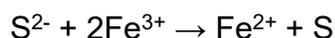
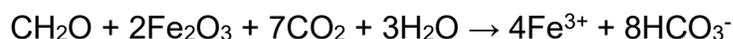
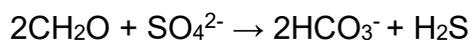
Intemperismo de aluminosilicatos que contienen sodio:



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). Donde CH_2O representa a la materia orgánica.



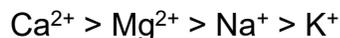
Como consecuencia de esto en todas las reacciones de procesos de reducción se forman bicarbonatos. De acuerdo a Velázquez (2001); Mendoza (2009) y Mercado (2011) estos procesos se presentan con mucha intensidad en suelos inundados o con altos niveles freáticos, siendo la materia orgánica necesaria como material energético.

Suarez, (1998); y Mercado (2011) mencionan que el predominio de los iones en las aguas naturales, se debe al contacto con el material parental con que entraron en contacto.

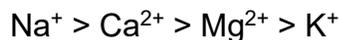
En contacto con granito:



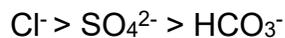
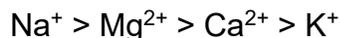
En contacto con calizas y dolomitas:



En contacto con acuíferos basálticos:



En contacto con agua de mar:



No existen valores concretos para las sales que pueden aportar los diferentes tipos de rocas, debido a las diferencias en composición y alterabilidad de minerales, además, de las diferentes condiciones climáticas, la composición del agua de recarga, el tiempo de contacto, la longitud de recorrido, el grado de aireación y permeabilidad (Kodva, 1967; Mercado, 2011).

5.5. Procesos de acumulación de sales

Casi todos los ácidos conocidos forman diferentes sales. En los suelos se encuentran sales solubles en diferentes cantidades que varían de acuerdo con los diferentes procesos de acumulación de sales en suelos y en aguas. En la geografía y geoquímica de procesos de acumulación de sales solubles en suelos y aguas residuales es necesario diferenciar los siguientes ciclos de acumulación de sales.

1. **Ciclos continentales.** Estos ciclos de acumulación están relacionados con el movimiento, redistribución y acumulación de los carbonatos, sulfatos y cloruros, en las regiones interiores de los continentes que no tienen un drenaje natural. Dependiendo del origen de las sales que se acumulan en los suelos y aguas se distinguen los siguientes ciclos primarios de acumulación (la gran región de Mongolia), y ciclos secundarios de acumulación. Un ejemplo de ciclos secundarios de acumulación son la gran zona de Irán y la región de Asia Central de Fergana.
2. **Ciclos adyacentes a los mares.** Éstos están relacionados con la acumulación de sales marinas. Estas sales son fundamentalmente sales de sodio (NaCl). Estas sales se acumulan en las planicies adyacentes a la línea de la costa marina.
3. **Ciclos deltaicos.** Estos ciclos son muy importantes para la agricultura, las áreas de los deltas de los ríos han sido ampliamente utilizados para el riego de cultivos agrícolas desde tiempos muy antiguos, ejemplos de estos deltas son: los deltas los de los ríos Tigris y Éufrates, Nilo y río Colorado. Este ciclo se ha caracterizado por poseer una compleja combinación de procesos de movimiento continental por el flujo de los ríos hacia los valles deltaicos y en otras ocasiones hacia adentro de los valles.
4. **Ciclos artesianos.** Estos ciclos están relacionados con la evaporación de aguas profundas que han ascendido hasta la superficie de los suelos a través de fracturas tectónicas y de estructuras montañosas quebradas. Estas son aguas que

se encuentran como ocurre por ejemplo en la zona de San Salvador en el Valle del Mezquital, estado de Hidalgo, México.

Por último, los procesos de acumulación de sales están definidos y relacionados de acuerdo con los tipos de relieve y de ciertas condiciones geomorfológicas e hidrológicas.

5. **Ciclos antropogénicos.** Estos ciclos son el resultado de los errores derivados de las actividades económicas del hombre. Por ejemplo, llevar a cabo riegos con aguas subterráneas de mala calidad, la acumulación de sales en los suelos puede deberse a que el hombre desconoce las leyes que gobiernan los procesos de acumulación de sales, al riego de cultivos agrícolas con niveles freáticos elevados.

5.6. Sales solubles en suelos, aguas superficiales, subterráneas y freáticas

Las sales solubles más importantes de acuerdo a Kodva *et al.* (1967); Mendoza (2009) que se encuentran en suelos y aguas de zonas áridas y semiáridas son:

5.6.1. Sales del ácido carbónico

Carbonatos

Las sales del ácido carbónico se encuentran en suelos, aguas freáticas de zonas áridas y semiáridas, e inclusive en estepas boscosas. El efecto de estas sales depende de su composición, cantidad de bicarbonatos y carbonatos de sodio que se acumulan en suelos, aguas freáticas y superficiales, y en los niveles de solubilidad de las diferentes sales del ácido carbónico.

Carbonato de magnesio

Se caracteriza por tener mayor solubilidad que el carbonato de calcio (Cuadro 1) (Kodva *et al.*, 1967). En presencia del ácido carbónico, hay formación de bicarbonatos de magnesio, la solubilidad del MgCO_3 fuertemente aumenta. Como el carbonato de magnesio es una sal de base fuerte y de un ácido débil, en el proceso de hidrolisis la solución que contiene iones de bicarbonato y iones de magnesio, tiene valores de pH altos (9-10).

Cuadro 1. Solubilidad del carbonato de magnesio en agua a una temperatura de 18°C, para diferentes presiones parciales de CO_2 .

Presiones parciales de CO_2 (atm)	0.005	0.001	0.01	0.1	1.0	5.0	10.0
Contenido de carbonato de magnesio (g L^{-1})	2.51	3.11	6.04	12.2	25.8	46.0	59.2

Fuente: Kovda *et al.*, 1967

Carbonato de calcio (CaCO_3)

Esta sal es de baja solubilidad (0.0131 g L^{-1}), pero aumenta considerablemente en presencia de ácido carbónico, gracias a la formación de bicarbonatos de calcio debido a la reacción:



Prácticamente no es nociva para la mayoría de plantas. La solubilidad del carbonato de calcio se encuentra influenciada en gran medida por el contenido de bióxido de carbono disuelto en el agua (Cuadros 2 y 3) (Mendoza, 2009).

Cuadro 2. Solubilidad del carbonato de calcio de acuerdo con la cantidad del CO₂ en el aire, a una temperatura de 16°C.

Contenido de CO ₂ en el aire en % (por volumen)	Contenido en g en 1.0 L de agua		pH
	De acuerdo con Schlening	De acuerdo con Weigner	
0.00	0.0131	0.0131	10.23
0.03	0.0634	0.0627	8.48
0.30	0.1334	0.1380	7.81
1.00	0.2029	0.2106	7.47
10.00	0.4700	0.4889	6.80
100.00	1.0986	1.0577	6.13

Fuente: Kovda *et al.*, 1967

Cuadro 3. Solubilidad del carbonato de calcio con una presión parcial de CO₂ de 0.00032 atm.

Temperatura °C	0	5	10	15	20	25	30
CaCO ₃ (contenido)	0.081	0.075	0.070	0.065	0.060	0.056	0.052

Fuente: Kovda *et al.*, 1967

Carbonato de sodio (Soda)

Las sales del ácido carbónico y sodio se encuentran ampliamente distribuidas en la naturaleza y se acumulan en suelos y aguas, a veces en cantidades considerables. El carbonato de sodio existe en suelos y aguas freáticas en distintas modificaciones. Es una sal del ácido carbónico y sodio, o sea Na₂CO₃.

En los suelos se cristaliza con diferentes cantidades de agua (NaCO₃10H₂O y NaCO₃H₂O). Cuando el carbonato de sodio Na₂CO₃ se hidroliza el pH de las soluciones alcanza valores de 10-12. Debido a su alta solubilidad (178 g L⁻¹) y alcalinidad, es muy tóxico para las plantas. La presencia de carbonato de sodio y de bicarbonato de sodio provoca que los sistemas coloidales de los suelos se dispersen o se pepticen, debido a altos valores del sodio intercambiable.

Kodva *et al.* (1967) menciona que el bicarbonato de sodio se caracteriza por una menor alcalinidad y toxicidad en comparación con la soda normal (Na₂CO₃). Durante la evaporación de aguas freáticas que contienen carbonatos y bicarbonatos de sodio, se

precipitan y se acumulan en horizontes superficiales de suelos cristales de una sal doble Na_2CO_3 , $\text{NaHCO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ o cristales puros de NaHCO_3 .

Carbonato de potasio

Esta sal existe en los suelos y aguas en cantidades más pequeñas que el carbonato de sodio.

5.6.2. Sales del ácido sulfúrico

Sulfatos

Las sales del ácido sulfúrico se encuentran en grandes o pequeñas cantidades en casi todos los suelos y aguas. En suelos y aguas freáticas de estepas y desiertos, los sulfatos a veces se acumulan considerablemente. El valor agronómico o de mejoramiento de los sulfatos depende fuertemente del catión acompañante (Kodva *et al.*, 1967; Mendoza, 2009).

Sulfato de calcio

El sulfato de calcio o yeso es una sal que no es tóxica para las plantas, debido a que su solubilidad no es muy grande ($1.9\text{-}2.3 \text{ g L}^{-1}$).

Sulfato de magnesio

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

Sulfato de sodio

Es una sal de suelos salinos, aguas freáticas salinas y lagos. La toxicidad del sulfato de sodio es dos o tres veces menor que la del sulfato de magnesio. Debido a cambios en la solubilidad del sulfato de sodio en función de la temperatura; la mirabilita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) fácilmente se deshidrata y transforma a tenardita (Na_2SO_4). Por tanto, los suelos con abundancia Na_2SO_4 acumulan esta sal en la superficie, que se hace fofa. La capa superior, de 5 a 10 cm tiene una estructura muy suelta, fofa, con granos simples, estando las partículas del suelo floculadas en granos del tamaño de arena. La superficie tiene con frecuencia una delgada costra que es fácilmente rota y que evita que el suelo sea arrastrado por el viento (Pizarro, 1985).

Sulfato de potasio

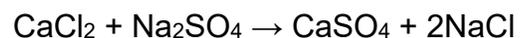
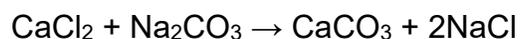
No se acumula en grandes cantidades en los suelos.

5.6.3. Sales del ácido clorhídrico

Los cloruros, conjuntamente con sulfatos, son los compuestos más importantes que provocan la formación de suelos salinos y aguas freáticas salinas. Todos los cloruros se caracterizan por una alta solubilidad y, por ende, tienen alta toxicidad para las plantas.

Cloruro de calcio

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



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

Cloruro de magnesio

Esta sal se encuentra con mayor frecuencia en suelos salinos, aguas freáticas salinas y lagos freáticos salinos, en comparación con el cloruro de calcio. Sin embargo, su acumulación de grandes cantidades ocurre solamente en grados máximos de salinización debido a su alta solubilidad (353 g L⁻¹); se caracteriza por su alta toxicidad y es una de las sales más nocivas para las plantas.

Cloruro de sodio

Conjuntamente con el sulfato de sodio y el sulfato de magnesio es una de las sales de mayor frecuencia y componente constante en suelos salinos, su alta solubilidad (264 g L⁻¹) condiciona alta toxicidad para las plantas; inclusive en contenidos de 0.1% las plantas se desarrollan anormalmente. Muchos suelos salinos contienen 2-5% de NaCl.

Cloruro de potasio

De acuerdo con sus propiedades químicas, en general, es análogo al cloruro de sodio. Sin embargo, con frecuencia en suelos no se encuentra ampliamente distribuido. Este aspecto se explica, por el consumo del potasio por las plantas y en gran medida, por la absorción del ion potasio por los sistemas arcillosos de los suelos. En grandes cantidades en suelos, su toxicidad es muy alta como la del cloruro de sodio NaCl.

5.6.4. Composición química de las aguas de suelos (extractos de saturación), aguas superficiales (ríos) y aguas de pozos

La diversidad de concentraciones iónicas en las aguas superficiales se debe a los contenidos mineralógicos de las rocas que atraviesan estas aguas durante su escurrimiento hacia las depresiones oceánicas (Kovda *et. al.*, 1967), durante este transcurso, las aguas superficiales pasan por diferentes formaciones geológicas y debido a los procesos de intemperismo de las rocas, las soluciones acuosas se enriquecen con diferentes elementos químicos. Sin embargo, de debe señalar también que, cuando los diferentes compuestos salinos presentes en los suelos y en las aguas superficiales alcanzan concentraciones límite, éstos se precipitan. Como por ejemplo sales de carbonato, bicarbonato o sales de sulfato entre otras (Bower y Wilcox, 1965). Así, los procesos de disolución y de precipitación modifican la concentración y composición de las aguas superficiales. En el Cuadro 4 se muestran datos que se han seleccionado de extractos de saturación de suelos salinos, agua de pozos y de ríos que se han analizado en el Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos (Jurinak y Suarez, 1990). Estas muestras se han tomado en muchas partes del mundo.

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 ion cloro (Cl^-) es el anión predominante en aguas de mayor salinidad, mientras que el ion sulfato (SO_4^{2-}) prevalece en las soluciones acuosas diluidas. Este aspecto es muy notable, 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/HCO₃ es más grande que uno. Y como el ion Ca^{2+} se precipita en los suelos en forma de CaCO₃, la relación Mg/Ca también tiende a incrementarse.

Cuadro 4. Características químicas de los extractos de saturación de suelos salinos y sódicos, aguas de pozos y aguas de ríos que han sido analizados por el Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos.

mmol _c L ⁻¹	Número de muestras	Origen	Media	Mediana	10% menor que	90% menor que
Ca ²⁺	139	Extracto de saturación	27.80	10.60	1.40	71.80
	115	Pozos	5.90	3.10	0.80	14.50
	68	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
	61	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	0.80	44.80
	58	Ríos	7.50	3.70	0.70	18.90
K ⁺	128	Extracto de saturación	1.60	0.50	0.10	2.20
	101	Pozos	0.60	0.10	0.01	0.90
	30	Ríos	0.30	0.20	0.06	0.50
SO ₄ ²⁻	134	Extracto de saturación	400.00	29.40	3.70	94.10
	23	Pozos	6.70	3.60	0.40	5.40
	58	Ríos	6.70	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	5.90	1.50	0.20	20.70
HCO ₃ ⁻	139	Extracto de saturación	8.30	3.00	1.20	10.30
	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	12.90	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 _c L ⁻¹]	139	Extracto de saturación	38.50	15.10	0.90	56.10
	115	Pozos	6.60	4.70	0.60	16.50
	58	Ríos	3.30	2.40	0.70	7.40

Fuente: Jurinak y Suarez, 1990

5.7. Aguas superficiales de diferentes partes del mundo

En las grandes áreas bajo riego, la cantidad de agua de riego 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.

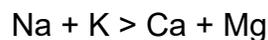
El exceso de agua drena hacia fuera de la zona de riego a través de escurrimientos superficiales o se infiltra y percola hacia los horizontes subsuperficiales de suelos. Por lo general, estas percolaciones de agua de riego en exceso elevan los niveles freáticos de una determinada zona bajo riego, y además por otra parte, una cantidad considerable de aguas de riego que se han aplicado en exceso drenan nuevamente hacia los cauces de ríos aguas abajo.

La calidad del agua en regiones agrícolas aguas abajo será diferente aguas arriba, esta pérdida de la calidad del agua para riego es resultado, de la desviación del agua de un río para su almacenamiento, de la aplicación de agua en la zona agrícola, de la percolación del agua hacia las zonas profundas de suelos; del flujo de retorno hacia ríos aguas abajo, ocasionando una pérdida de calidad del agua de riego.

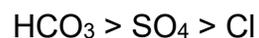
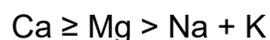
Las aguas superficiales pueden ser clasificadas en dos grupos: 1) Aguas que fluyen (ríos), y 2) Aguas estancadas (lagos). Los lagos que se encuentran en cuencas endorreicas poseen un alto contenido de sales y aguas de lagos abiertos de las zonas húmedas, que poseen una baja salinidad. (Kodva *et al.*, 1967; Mendoza, 2009).

El agua natural posee la siguiente característica química, de acuerdo al contacto con las rocas que ha estado expuesto (en unidades equivalentes).

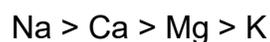
1. Aguas en contacto con rocas graníticas:

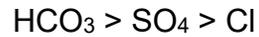


2. Aguas en contacto con rocas carbonatadas (calizas y dolomitas):

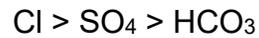
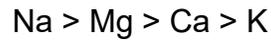


3. Aguas de acuíferos basálticos:





4. Aguas de mar:



En estudios de muchos años Kovda *et al.* (1967); Mendoza (2009), estableció que existen ciertas relaciones específicas entre la cantidad de sales en aguas naturales y sus composiciones. Durante el proceso de aumento de concentración de diferentes aguas, ocurren en estas diferentes etapas de cambio cuantitativo y cualitativo.

1. Aguas naturales con ciertos contenidos de silicio. Estas 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.
2. Aguas bicarbonatadas cálcicas con concentraciones de sales de 0.2-0.3 g L⁻¹.
3. Aguas bicarbonatadas sódicas con concentraciones de 0.5-0.7 g L⁻¹.
4. Aguas bicarbonatadas y con carbonatos sódicos con concentraciones totales de sales de 0.5-3000 g L⁻¹. Contienen sulfatos y a veces en menor cantidad cloruros.
5. Aguas clorhídrico-sulfáticas con algunas cantidades de soda Na₂CO₃, y con concentraciones totales de sales de 2.5-5 g L⁻¹.
6. Aguas sulfático-clorhídricas con concentraciones de sales de 20-50 g L⁻¹. Por lo general no contienen carbonato de sodio en cantidades substanciales.
7. Aguas clorhídricas. Son salmueras con concentraciones de sales de 100-300 g L⁻¹.

Este es un esquema general, la existencia de aguas bicarbonatadas sódicas de yacimientos subterráneos y aguas superficiales con bajas concentraciones de sales (0.3

- 5 g L⁻¹) fue establecido con base en una gran cantidad de datos hidrogeoquímicos y geoquímicos.

La concentración y composiciones de las aguas naturales superficiales que se utilizan para riego varían considerablemente en diferentes regiones del mundo. Hoffman *et al.* (1990) presentan las composiciones de diferente agua que se utiliza en el riego, Cuadros 5 y 6.

Negi and Ghosh (1980), muestran la composición de agua de buena calidad para riego, de la región fría y árida de la zona de los Himalayas, Cuadros 7, 8 y 9. 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 presentaría bajos peligros de sodicidad. Los contenidos de carbonatos en todas las aguas son de bajos valores.

Cuadro 5. Calidad de las aguas superficiales (ríos), que son utilizadas para riego.

No.	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Total	CO ₃ ²⁻ +HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Total	RAS		
	μS cm ⁻¹										mmol _e L ⁻¹		
01	60.0	0.20	0.10	0.20	0.10	0.60	0.40	0.10	0.10	0.60	53.0	0.06	0.10
02	90.0	0.40	0.30	0.10	0.10	0.90	0.70	0.10	0.10	0.90	70.0	0.01	0.10
03	150.0	1.10	0.40	0.10	0.00	1.60	1.30	0.00	0.30	1.60	87.0	-	0.20
04	150.0	0.70	0.50	0.40	0.00	1.60	1.20	0.20	0.20	1.60	11.0	0.05	0.60
05	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	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	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	1200.0	6.60	2.80	4.50	0.30	14.20	3.80	1.00	9.40	14.20	910.0	0.23	5.00
09	1400.0	5.20	2.60	6.40	0.20	14.40	2.80	4.00	7.60	14.40	914.0	0.18	7.10
10	1400.0	1.20	4.30	8.90	0.20	12.90	2.80	9.10	1.00	12.90	755.0	0.14	12.00
11	1400.0	7.10	6.20	5.10	0.10	16.60	2.90	0.90	12.80	16.60	1130.0	0.15	4.90
12	3400.0	20.40	12.00	13.30	0.00	39.90	2.30	13.80	23.80	39.90	2530.0	-	9.10
13	7400.0	17.00		53.10	1.20	83.30	5.50	49.70	28.10	83.30	5120.0	0.28	40.00
14	300.0	1.40	0.30	1.30	0.00	3.00	2.20	0.20	0.60	3.00	205.0	0.02	2.00
15	790.0	0.20	0.00	7.30	0.00	7.50	2.50	2.50	2.50	7.50	500.0	6.93	12.00
16	1200.0	3.20	2.70	6.80	-	12.70	3.20	6.20	3.10	12.50	718.0	-	8.30
17	4000.0	6.40	4.10	33.30	-	43.80	10.80	24.90	8.10	43.80	2878.0	-	38.00
18	4400.0	9.30	16.10	21.80	0.70	47.90	1.90	29.10	16.90	47.90	2793.0	-	14.00
19	7200.0	14.80	11.70	48.00	0.30	74.80	6.30	55.40	13.10	74.80	4535.0	1.28	36.90

Fuente: Hoffman *et al.*, 1990.

Cuadro 6. Identificación de aguas superficiales que son empleadas para riego.

No.	Localización de aguas de ríos	No	Aguas de pozos
01	San Joaquín, Biola, C.A.	14	Indio, CA
02	Feather, Nicolaus, C.A.	15	Bakersfield, CA
03	Columbia, Canadian Border	16	Scottsdale, AZ
04	Sacramento, Knights Landing, C. A.	17	Tolleson, AZ
05	Snake, King Hill, ID	18	Pecos, TX
06	Missouri, Williston, N. D.	19	Roll, AZ
07	Río Grande, Falcon Dam, TX		
08	South Platte, Julesburg, CO		
09	Colorado, Yuma, AZ		
10	Salt, Stewart Mtn Dam, AZ		
11	Arkansas, John Martain Dam, CO		
12	Pecos, Artesia, NM		
13	Gila, Gillespie Dam, AZ		

Cuadro 7. Composición química de algunas aguas fluviales usadas para riego en el Oeste de los Estados Unidos.

No.	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	TOTAL	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	TOTAL	RSE	RAS*	PSS**
		mmol _e L ⁻¹					mg L ⁻¹							
01	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	.	9.60				
02	340	0.45	0.20	0.20	0.00		0.00	1.20	0.10	0.10				
		1.90	0.70	0.80	0.00	3.40	0.00	1.80	1.50	0.10	3.40	227	0.70	24.00
03	1160	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				
04	1720	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	109.89	240.15				
05	3210	2.10	0.70	6.00	0.00		0.00	3.60	3.10	2.50				
		3.60	2.00	11.30	0.00	16.90	0.00	3.70	10.00	3.30	17.00	983	6.75	67.00
06	1170	72.14	24.30	259.90	0.00		0.00	225.70	354.50	158.49				
		1.80	1.00	11.30	0.00		0.00	3.70	10.00	1.65				
05	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
		346.69	111.78	264.50	0.00		0.00	195.20	425.40	1104.69				
06	1170	8.65	4.60	11.50	0.00		0.00	3.20	12.00	11.50				
		1.70	1.90	7.90	0.00	11.50	0.00	5.20	4.50	2.20	11.90	658	5.88	68.00
		34.06	23.08	181.70	0.00		0.00	317.20	159.52	105.66				
		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_e L⁻¹.

**PSS= Porcentaje de sodio soluble (como porcentaje del total de cationes solubles).

Cuadro 8. Localización de aguas fluviales usadas para riego en el Oeste de los Estados Unidos.

No.	Localización de los rios
01	Columbia Winat chic Washington
02	Río Grande Otowi Ba N. Mex.
03	El Paso, Tex.
04	Gila. Florence, Ariz.
06	Humboldt Rye Patch.N. Mex.

Cuadro 9. Análisis químico de las aguas de riego de varias fuentes en Kinnaur región de Himachal Pradesh, India.

No.	Localización Ríos	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	mmol _e L ⁻¹				B mg L ⁻¹	RAS*
				Ca ²⁺ + Mg ²⁺	Na ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻		
01	Tapri (Sutlej river)	7.9	300	2.6	0.4	1.8	2.2	0.20	0.35
02	Kalpa (Boktu canal)	6.8	100	0.3	0.7	0.1	1.8	0.15	1.58
03	Akpa (irrigation tank)	6.9	250	1.3	1.2	1.0	1.6	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	0.8	0.2	1.4	0.05	2.60

Fuente: Negi y Ghosh, 1980

* RAS= Relación de Adsorción de sodio. Las concentraciones están expresadas en mmol_e L⁻¹

5.8. Calidad del agua de riego

La calidad del agua para riego se define por sus características físicas, químicas y biológicas (Cifuentes *et al.*, 1994) siendo los factores físicos y químicos de mayor importancia en aguas utilizadas para el riego. La calidad también cambia según el tipo, cantidad de sales disueltas, su movilidad y su acumulación en el perfil del suelo en la medida en que se evapora el agua o es consumida por las plantas. Por lo tanto, la calidad del agua es una consideración importante para la investigación de las condiciones de salinidad o contenido de sodio intercambiable en los suelos de cualquier zona de riego (Richards, 1973).

A medida que aumenta la agricultura bajo riego y se modifican las prácticas de manejo de cultivos, las aguas de riego de calidad variable han ido causando problemas muy serios en los suelos debido prácticamente a su mala calidad. En la actualidad existe la tendencia de usar para riego de cultivos agrícolas cualquier agua disponible.

En varias partes del mundo, así como en las zonas semiáridas y áridas de Pakistán, India, Australia, Oeste de Estados Unidos, Noroeste de China, países del norte de África y del Níger, en donde se han explotado hasta el límite aguas superficiales y parcialmente aguas subterráneas; la calidad físico-química de estas aguas no es satisfactoria. En

México, podemos citar algunas áreas de Sonora, Baja California Sur, Sinaloa y Coahuila. De la misma manera, donde se usan aguas superficiales, el aumento de las áreas agrícolas bajo riego y los cambios que se han suscitado en las prácticas de manejo de cultivos y suelos, están causando problemas muy serios en lo que concierne a la calidad de las aguas, Esto significa que después de varios años de derivaciones de las corrientes superficiales (ríos y arroyos) pueden cambiar de una agua de río no contaminada a una proporción considerable de flujo revolvente de pobre calidad que proviene de las descargas de drenaje.

La información química y analítica de muestras de agua señala en alguna medida que las aguas superficiales y subterráneas son de baja calidad. La baja calidad de las aguas de riego desarrolla en suelos de zonas bajo riego diversos problemas de acumulación de sales y de fertilidad.

5.9. Criterios que deben evaluarse en las aguas de riego

La calidad del agua toma 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 de rendimiento de cultivos. El criterio de sodicidad analiza el riesgo de que se induzca un elevado porcentaje de sodio intercambiable (PSI), con deterioro de la estructura del suelo. El criterio de toxicidad estudia los problemas que pueden crear determinados iones (Pizarro, 1985).

El establecimiento de ciertos parámetros de calidad del agua de riego, para la utilización de estas aguas en las actividades agrícolas, siempre ha sido una preocupación de los productores agrícolas. Las autoridades estatales han propuesto distintos estándares de calidad para diferentes usos del agua; ya sean urbanos, domésticos, industriales o agrícolas, se requieren distintas exigencias de calidad del agua.

Las perspectivas de uso de un agua en la agricultura deben encaminarse, hacia la evaluación de ciertos parámetros que pueden desarrollar problemas potenciales en

suelos bajo riego, y en el desarrollo y crecimiento de diferentes cultivos que se explotan en la agricultura.

5.9.1. Criterios de salinidad

Un elevado contenido de sales en el agua de riego puede conducir a la salinización de un suelo en un periodo de tiempo muy corto. Los criterios que analizan el riesgo de salinidad se basan en índices que expresan la concentración de sales del agua de riego (Pizarro, 1985).

La salinidad es la concentración de sales minerales presentes y disueltas en las aguas de riego y en las soluciones de suelos sobre una base de 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+} .

5.9.1.1. Conductividad eléctrica (CE)

La capacidad de conducir la corriente de una solución es proporcional a la concentración de iones en dicha solución.

Para medir la concentración de sales o sea de solutos en una solución acuosa determinada, se utiliza la conductividad eléctrica (que es el recíproco de la resistencia) y es entonces que esta medida se ha usado por muchos años como un método estándar para hacer la medición de concentraciones de sales en soluciones acuosas (Rhoades, 1972; Rhoades *et al.*, 1999).

Este proceso está basado en el hecho de que los electrolitos se disocian en iones cargados (Σn^+ , Σn^-) en presencia de agua. Los diferentes iones conducen la corriente eléctrica; y entre mayor es la concentración de iones, es más grande la capacidad de

conducir la corriente eléctrica, es decir, la conductividad eléctrica de la solución es más grande.

La conductividad está expresada como el recíproco de ohms, y que es ohms^{-1} , y como se deriva de esto, se refiere como mho.

La conductancia específica o conductancia de cualquier solución cuya resistencia R se mide en una celda con una constante K está expresada como sigue:

$$\text{Conductancia específica} = K \frac{1}{R} = \text{mhos cm}^{-1}$$

Donde: cm^{-1} , se refiere a la distancia entre los electrodos.

Las medidas de la conductividad se hacen en una celda que contiene dos electrodos de una geometría definida. Se aplica un potencial eléctrico a través de los electrodos y la resistencia de la solución entre los electrodos es medida. Los resultados son multiplicados por una constante de celda para corregir las variaciones en la geometría de la celda. Esto permite reportar todos los datos como conductancia específica CE o sea, la conductividad por unidad de volumen (1 cm^3) de solución en siemens por centímetro (S cm^{-1}) (Pizarro, 1985).

En el sistema internacional de unidades (SI), mhos esta denominado como siemen (S) (Jurinak y Suarez, 1990). El siemens es también demasiado grande para medir la conductancia eléctrica en la mayoría de los sistemas acuosos naturales. De ahí que entonces, se trabaje con unidades de milisiemens por cm ($\text{S} \times 10^{-3}$), esto es mS cm^{-1} . Y debido a que la unidad básica de longitud es el sistema internacional (SI) en el metro, la dimensión que se prefiere para la conductividad eléctrica CE es el decisiemens por metro (dS m^{-1}), de tal manera entonces se tiene: $\text{dS m}^{-1} = \text{mS cm}^{-1} = \text{mmhos cm}^{-1}$.

Donde: mmhos cm^{-1} (milimhos por centímetro), ha sido el parámetro tradicional de medida que se ha utilizado para expresar la conductividad eléctrica de soluciones salinas en suelos y aguas de riego, se reportan en las siguientes unidades de medición: decisiemens por metro (dS m^{-1}) que es equivalente a milimohos por centímetro (mmhos cm^{-1})

cm⁻¹) y la conductividad eléctrica de mediciones más pequeñas, se reporta con dS m⁻¹ × 10⁻³ o microsiemens por centímetro (μS cm⁻¹) que es equivalente a micromhos por centímetro (μmhos cm⁻¹), ahora esta forma de medición está quedando en desuso (Pizarro, 1985).

La conductividad eléctrica es uno de los índices más frecuentes que analiza el riesgo de salinidad, basándose en la concentración de sales del agua de riego (Rhoades, 1972; Rhoades *et al.*, 1999). Casi todas las aguas para riego que se han usado por mucho tiempo tienen una conductividad eléctrica menor a 2250 μS cm⁻¹. Ocasionalmente se usan aguas de mayor conductividad, pero las cosechas obtenidas no han sido satisfactorias, excepto en raras ocasiones (Richards, 1973). Para fines de diagnóstico y de clasificación de las aguas de riego de acuerdo con su conductividad eléctrica, se debe tomar en cuenta lo siguiente:

- a. Aguas con CE < 750 μS cm⁻¹. Son satisfactorias para el riesgo por lo que respecta a la concentración de sales.
- b. Aguas con CE entre 250 y 750 μS cm⁻¹. Los cultivos sensibles pueden ser afectados de manera adversa.
- c. Aguas con CE entre 750 y 2250 μS cm⁻¹. Se obtiene un crecimiento adecuado de las plantas, siempre y cuando se haga 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.
- d. Aguas con CE > 2250 μS cm⁻¹. 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 bien.

Cuando las aguas para riego se clasifican, es de suponerse que estas aguas se van a utilizar en condiciones medias con respecto a la textura o composición mecánica de los

suelos, a la velocidad de infiltración, al drenaje de los suelos, a la cantidad usada de agua o uso consuntivo de los cultivos, el clima y a la tolerancia de los cultivos a las sales solubles.

También es necesario señalar que, cuando se tienen desviaciones considerables del valor promedio de cualquiera de estas variables, puede hacerse insegura la utilización de un agua, que bajo condiciones medias esta agua sería de buena calidad o, por el contrario, estas desviaciones pueden influir que se condicione un agua como buena, cuando bajo condiciones medias esta agua sería de dudosa calidad.

En el diagrama de Richards (1973), las aguas se dividen en cuatro clases con respecto a su conductividad eléctrica, siendo los puntos de división entre las clases mencionadas, los valores de 250; 250-750; 750-2250 y 2250-5000 $\mu\text{S cm}^{-1}$. De esta manera, las aguas con base en la conductividad eléctrica se dividen en cuatro clases:

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

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

Aguas altamente salinas (C3). No pueden utilizarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente. Y aún con drenaje adecuado se pueden requerir prácticas especiales de control de la salinidad, debiéndose, por lo tanto, seleccionar cultivos muy tolerantes a las sales.

Aguas muy altamente salinas (C4). No son apropiadas para riego bajo condiciones comunes, pero pueden utilizarse ocasionalmente en condiciones muy especiales. Los suelos deben ser permeables, el drenaje adecuado, debiéndose aplicar un exceso de agua para que se tenga un buen lavado. En este caso se deben escoger cultivos altamente tolerantes a las sales.

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 plantas. Los iones solubles reducen la disponibilidad de agua hacia la planta, debido a un fenómeno que se conoce como el efecto de la presión osmótica (Munns y Tester, 2008).

5.9.1.2. Presión osmótica (PO)

La salinidad se entiende como una concentración de sales solubles que excede la necesaria para el crecimiento óptimo de la planta y tal que puede afectar significativamente las propiedades coligativas de la solución a las que las raíces están expuestas, especialmente por la reducción de su potencial osmótico (Läuchli y Epstein, 1990; Shani y Dudley, 2001).

El potencial osmótico resulta de la presencia de solutos en el agua del suelo que afecta sus propiedades termodinámicas y disminuyen su potencial de energía. Puede limitar la absorción de agua si los solutos se acumulan en los espacios libres en la periferia radical, ya que la energía del agua disminuye y con esta su capacidad de movimiento hacia el interior de la planta (Lira, 2003).

La presión osmótica de una solución es equivalente a la presión real que se desarrolla en un sistema osmótico y es equivalente a el potencial osmótico en concepto, pero de signo opuesto, el potencial es expresado en términos de energía y la presión osmótica en términos de presión (Flores *et al.*, 2005).

La presión osmótica es la fuerza que debe aplicarse para contrarrestar el movimiento del agua hacia el sitio en donde existe mayor cantidad de solutos (Larqué, 1980). Se conocen como una de las propiedades coligativas de las soluciones, al aumentar la concentración de la solución, la presión osmótica también aumenta, el punto de congelación desciende, la presión de vapor disminuye y el punto de ebullición aumenta (Larqué y Trejo, 1990).

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

$$PV = nRT$$

Donde: P, Es la presión osmótica, V, Volumen ocupado por el gas, 1 L mol^{-1} , n, Es la cantidad de sustancia en moles, R, Constante universal de los gases en el sistema internacional el valor es $8.314511984 \text{ (J/mol k)}$ y T, Temperatura absoluta expresada en grados kelvin

Richards *et al.* (1973), propone la siguiente fórmula para la estimación de la presión osmótica, en base a los datos experimentales del laboratorio de Estados Unidos de Norteamérica.

$$PO = 0.36CE$$

PO, Presión osmótica (atm), CE, Conductividad eléctrica (dS m^{-1})

Para obtener con mayor exactitud la presión osmótica, se puede establecer una igualdad entre la CE y los STD (Total de sólidos solubles) ya que la presión osmótica de una solución es directamente proporcional a la concentración de solutos.

$$PO = 0.36CE$$

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

$$STD = 640CE$$

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

Se tiene entonces:

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

Donde: PO: Presión osmótica (atm); CE= Conductividad eléctrica (dS m⁻¹); STD= Total de sólidos solubles (mg L⁻¹)

5.9.1.3. Índice de salinidad efectiva (SE)

Este índice de clasificación estima el peligro que pueden producir las sales más solubles del agua al formar parte de la solución del suelo, es decir que, al sustraerse de la concentración total, los carbonatos de calcio y magnesio y los sulfatos de calcio; cuando estos se precipitan en el momento en que el agua de riego pasa a formar parte de la solución del suelo y dejan de participar en el ascenso de la presión osmótica de la solución del suelo (Doneen, 1975). Este proceso es más notable cuando las aguas tienen un contenido alto de carbonatos y bicarbonatos (Coras, 2000).

La salinidad efectiva se calcula de acuerdo con las siguientes ecuaciones:

Si $Ca^{2+} > (CO_3^{2-} + HCO_3^- + SO_4^{2-})$

Entonces:

SE= suma de cationes – $(CO_3^{2-} + HCO_3^- + SO_4^{2-})$

Si $Ca^{2+} < (CO_3^{2-} + HCO_3^- + SO_4^{2-})$; pero $Ca^{2+} > (CO_3^{2-} + HCO_3^-)$

Entonces

SE= suma de cationes – Ca^{2+}

Si $Ca^{2+} < (CO_3^{2-} + HCO_3^-)$; pero $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) > (CO_3^{2-} + HCO_3^-)$

Entonces

SE= suma de cationes – $(CO_3^{2-} + HCO_3^-)$

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

Entonces

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

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

Los valores recomendados de acuerdo al índice de salinidad efectiva (Coras, 2000) se presentan en el Cuadro 10.

Cuadro 10. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con su salinidad efectiva.

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

Fuente: Coras, 2000

5.9.1.4. Índice de salinidad potencial (SP)

Este índice determina la cantidad de Cl^- y SO_4^{2-} que puede ser perjudicial a los cultivos debido al incremento de la presión osmótica de la solución del suelo. Los cloruros y sulfatos son sales que se quedan en la solución del suelo, cuando la humedad aprovechable por las plantas es <50% (Coras, 2000). La fórmula para determinar la salinidad potencial es la siguiente:

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

Donde: Las concentraciones de estos iones se expresan en $\text{mmol}_e \text{ L}^{-1}$

En el Cuadro 11 se presenta la clasificación de las aguas de acuerdo al índice de salinidad potencial (Coras, 2000):

Cuadro 11. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con su salinidad potencial

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

Fuente: Coras, 2000

5.9.2. Criterios de sodicidad

El aumento de la proporción de sodio retenido en el complejo de intercambio del suelo se le conoce como sodificación y es resultado de la utilización de aguas de mala calidad (residuales, salinas, sódicas) (Crescimanno y Garofalo, 2006; Heidarpour *et al.*, 2007).

Los efectos perjudiciales causados por la presencia de sodio en suelos fueron previamente detectados en regiones áridas y semiáridas, donde eran usadas aguas salinas y sódicas para riego (Chirinos y Mattiazzo, 2004).

En trabajos de investigación se encontró que la relación de adsorción de sodio (RAS) de las aguas de riego está altamente correlacionado con el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en los sitios de intercambio, cuando el suelo está en equilibrio con el agua de riego (Parker y Suarez, 1990). Por lo que, el RAS se puede utilizar como un valor aproximado de la sodicidad después del riego (Hussein y Rabenhorst, 2001).

Los efectos en suelos debido al sodio intercambiable, son evidentes debido al encharcamiento y a la disminución de la velocidad de infiltración del agua de riego. La toxicidad del ion sodio se manifiesta generalmente mediante coloraciones cafés en las hojas y por la caída simultanea de las hojas.

Con respecto al contenido de sodio en las aguas de riego; las aguas se clasifican utilizando la relación de adsorción de sodio o RAS (Figura 1). Esta clasificación de las aguas de riego, se basa principalmente en el efecto que tiene el ion sodio adsorbido, sobre las condiciones físicas de los suelos (Richards, 1973):

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 cationes, 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, tales mejoradores 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.

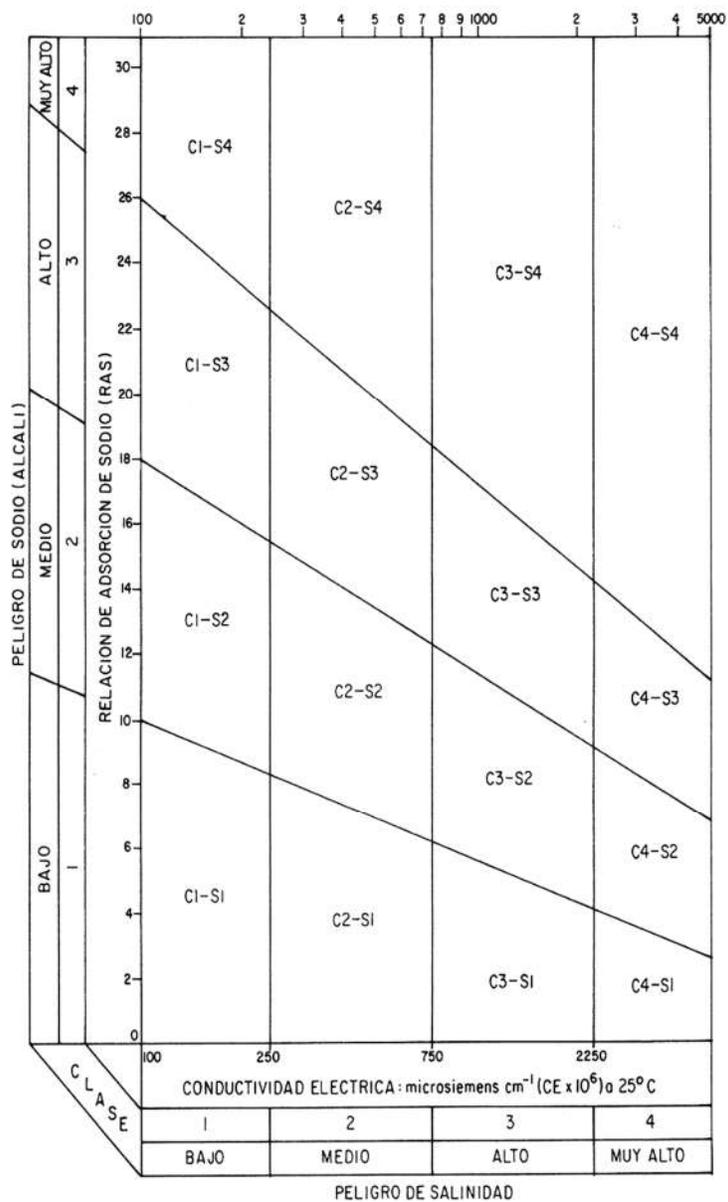


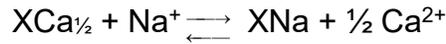
Figura 1. Diagrama para la clasificación de las aguas de riego.

5.9.2.1. Ecuación de intercambio catiónico de Gapon

Una aproximación común del intercambio de iones es aplicar el principio de la ley de acción de masas.

La reacción de intercambio catiónico de Gapon, ha sido ampliamente utilizada en los estudios de salinidad y de sodicidad (Bower, 1959; Evangelou y Cole, 1987; Evangelou y Phillips, 1987)

La expresión original de intercambio de iones Na-Ca se expresa como sigue:



Donde: Las concentraciones de los iones en solución se expresan en mol L⁻¹; Las concentraciones de los iones en el complejo de intercambio de cationes están expresadas en cmol_c kg⁻¹.

En condiciones de equilibrio esta ecuación (Jurinak y Suarez, 1990) se escribe como sigue:

$$K_g = \frac{XNa (C_{Na^+})^{1/2}}{XCa_{1/2} (C_{Ca^{2+}})}$$

Donde: K_g , es el coeficiente de selectividad iónica de Gapon y que se asume como constante, para cada suelo en particular.

La relación de iones adsorbidos y en solución, por consiguiente, se expresa como:

$$\frac{XNa}{Ca_{1/2} X} = K_g = \frac{(C_{Na^+})}{\sqrt{C_{Ca^{2+}}}}$$

El laboratorio de salinidad de los Estados Unidos, 1954 (Jurinak y Wagenet, 1984; Richards, 1973) consideraron que el ion magnesio Mg²⁺ se comporta similarmente al ion calcio Ca²⁺, en la fase adsorbida del complejo de intercambio catiónico. Si se toma en cuenta la modificación introducida a la ecuación de Gapon, entonces, esta se expresa como sigue:

$$\frac{XNa}{XCa - XMg} = K_g = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{C_{Ca^{2+}} - C_{Mg^{2+}}}} = K_g' RAS$$

Donde: K_g' , es el coeficiente de selectividad iónica de Gapon modificado expresado en (mmol L⁻¹)^{-1/2} y RAS, es la relación de adsorción de sodio que se encuentra definida como sigue:

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

Donde: Las concentraciones totales analíticas están expresadas en mmol L⁻¹

Y, por consiguiente, debido a que el Ca²⁺, Mg²⁺ y el Na⁺ son los cationes intercambiables más comunes en el suelo de las zonas áridas, la ecuación se puede simplificar como sigue:

$$\frac{X_{Na}}{CIC - X_{Na}} = K_g \quad RAS = RSI$$

Donde: RSI, se conoce como la relación de sodio intercambiable.

En términos del porcentaje de sodio intercambiable PSI la ecuación se expresa como:

$$\frac{PSI}{100 - PSI} = K_g \quad RAS = RSI$$

Donde: PSI, es $\frac{X_{Na}}{CIC} 100$

Y puesto que es difícil obtener datos confiables de los cationes intercambiables, de aquí que entonces, la relación de sodio intercambiable RAS de la solución del suelo o de los diferentes extractos de saturación y de las aguas de riego, ha sido utilizada como el parámetro fundamental para el diagnóstico de los peligros de sodicidad de los suelos, cuando estos se encuentran en condiciones de equilibrio con las aguas de riego.

El valor de la constante de selectividad iónica de Gapon (kg) se determina al graficar la relación funcional RSI-RAS; y considerando que esta dependencia es lineal, entonces, la pendiente se obtiene aplicando las técnicas de regresión lineal.

El valor del coeficiente de selectividad iónica de $K_G = (0.015 \text{ mmol L}^{-1})^{-1/2}$ es constante en estudios de campo cuando la relación de sodio intercambiable $RSI \leq 30$. Y entonces, de manera correspondiente, como una buena aproximación de los niveles de sodicidad en los suelos (o sea los valores de sodio intercambiable), los valores de la relación de adsorción de sodio (RAS) y el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) se pueden asumir

como iguales o equivalentes (Richards, 1973). Sin embargo, en recientes estudios que se han llevado a cabo, señalan que diferentes factores influyen en la relación funcional conjunta RSI-RAS.

En diversas investigaciones se han determinado diferentes valores del coeficiente de selectividad iónica de Gapon (K_G) (Arora y Singh, 1980; Levy y Goldstein, 2003) obteniéndose un rango de valores de 0.016 a 0.008 (mmol L^{-1})^{-1/2}. El laboratorio de salinidad de los Estados Unidos, para los suelos de zonas áridas y semiáridas del Oeste de Estados Unidos recomienda un valor del coeficiente de selectividad iónica de Gapon de 0.015 (mmol L^{-1})^{-1/2}.

Para determinar con exactitud el valor del coeficiente de selectividad iónica de Gapon (K_G), es necesario evaluar este coeficiente experimental entre los suelos en los que se requiere estimar el coeficiente de Gapon (Doreing y Willis, 1980; Jurinak y Wagenet, 1984). Las variaciones del coeficiente de selectividad iónica de Gapon dependen de la mineralogía de los cristales arcillosos y de los grupos funcionales de las moléculas orgánicas (Bower y Goertzen, 1955; Frenkel y Hadas, 1978; Evangelou y Phillips, 1987).

5.9.2.2. Relación de adsorción de sodio original o explícita (RAS)

El RAS de una determinada agua de riego (RAS_{AR}), puede ser usada como medida del peligro de sodicidad de esta agua, dado que este RAS_{AR} está relacionado con el RAS que se tendrá como resultante en el agua del suelo (RAS_{AS}) cuando se tuvieran condiciones ideales de equilibrio. Sin embargo, uno de los mayores factores que afectan los valores del RAS final del agua del suelo, es la pérdida o ganancia en contenidos del calcio y magnesio debido a la precipitación o disolución de carbonatos alcalino-térreos. Un factor adicional es la introducción del calcio y magnesio, además de los bicarbonatos, en la solución del suelo debido al intemperismo de ciertos minerales del suelo (Paliwai y Ghandi, 1976; Amrhein y Suarez, 1991).

En el caso de aguas de riego que tienen concentraciones apreciables de carbonatos, se tiene una tendencia de que el CO_3^{2-} y el HCO_3^- precipitan en el suelo como CaCO_3 . Debido a estos procesos el RAS_{AS} se incrementa.

De acuerdo con la ley de acción de masas, existe una proporcionalidad entre los valores del porcentaje de sodio intercambiable y los valores que pueden tenerse en aguas de riego del parámetro relación de adsorción de sodio (RAS).

Este parámetro se ha utilizado (Paliwai y Ghandi, 1976; Nadler y Magaritz, 1981; Jurinak y Wagenet, 1984; Amrhein y Suarez, 1991) con muchas ventajas para hacer un excelente diagnóstico de problemas de sodicidad en suelos, en lugar de la determinación directa del porcentaje de sodio intercambiable.

Para poder inferir sobre los contenidos de sodio intercambiable en suelos, como resultado de un estado de equilibrio entre el RAS del agua residual 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:

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

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

5.9.2.3. Relación de adsorción de sodio ajustado (RAS_{aj})

Otro valor de RAS, es aquel que considera variaciones en la composición de aguas de riego, en lo que concierne a la cuantificación de efectos de precipitación o disolución del carbonato de calcio (Bower *et al.*, 1965; Bower *et al.*, 1968).

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

Donde: 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_c L⁻¹; RAS, son los valores que se obtienen de manera explícita de las determinaciones químicas del Na⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺ de las aguas de riego expresadas en mmol_c L⁻¹; 8.4, es el valor del pH de un suelo calcáreo no sódico en equilibrio con el CO₂ con la atmósfera; pH_c, son los valores teóricos del agua de riego que tendrá cuando esta agua esté en equilibrio con el CaCO₃.

El término (8.4-pH_c) refleja la tendencia del agua de riego que se aplica a los suelos de precipitar o disolver la calcita CaCO₃. Cuando (8.4-pH_c)>0 para una agua de riego, el carbonato de calcio precipita en el suelo y cuando (8.4-pH_c)<0, entonces, el agua de riego que se aplica a los suelos solubiliza el carbonato de calcio CaCO₃ que se encuentra en el suelo (Bower *et al.*, 1965).

La precipitación de bicarbonatos en el agua de riego

Aunque el contenido de bicarbonatos en las aguas de riego no se ha incorporado en ningún diagrama de clasificación de las aguas de riego, éstos deben tomarse en cuenta en cualquier esquema de clasificación de las aguas de riego.

Cuando las aguas residuales de riego poseen concentraciones apreciables de iones bicarbonato (HCO₃⁻); es necesario considerar que, una determinada fracción de los contenidos de calcio se precipita de acuerdo con la ecuación siguiente:



La precipitación de la calcita causa una disminución en la salinidad del suelo, sin 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.

Y 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.

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 de un 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 (+) de este índice indicarán que la calcita CaCO_3 se precipitará del agua de riego. Los valores negativos (-) de este índice, indicarán que la calcita CaCO_3 se disolverá en el agua de riego, es decir, el carbonato de calcio CaCO_3 , en el agua de riego 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:

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

Donde: $\text{pCa} + \text{pAlk}$, son los logaritmos negativos de la concentración molar del Ca^{2+} y de la concentración equivalente de las bases titulables ($\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$) respectivamente; $\text{pk}_2' - \text{pk}_c'$, 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 *et al.* (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 (1936).

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 fue derivada para un sistema cerrado (Bower *et al.*, 1965; Pratt *et al.*, 1969), en lisímetros de invernadero en un sistema abierto, señalan que la aplicación de una 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 (Bower *et al.*, 1965; Sharma *et al.*, 1985) de (pk_2' y pk_c') y el cálculo de (I) se utilizan las siguientes ecuaciones:

$$(\text{pk}_2' - \text{pk}_c') = \left\{ 2.0269 + \left[0.5092 \left(\frac{4.0(\text{I})^{1/2}}{1.0 + 2.0(\text{I})^{1/2}} + \frac{(\text{I})^{1/2}}{1.0 + 1.45(\text{I})^{1/2}} \right) \right] \right\}$$

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

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.

Calculo de los valores del pH teórico (pH_c) de las aguas residuales

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 pk₂'- 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 12, 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 realiza 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 (CO₃²⁻+ HCO₃⁻) 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 12. Cálculo de los valores de pH_c teórico de las aguas de riego.

Concentración (mmol _c L ⁻¹)	pH _c = (pk ₂ - pk _c) + pCa + (pAlk) [*]		
	pk ₂ - pk _c	pCa	pAlk
0.10	2.0897	4.3010	4.0000
0.20	2.0955	4.0000	3.6990
0.30	2.1007	3.8239	3.5229
0.40	2.1055	3.6990	3.3979
0.50	2.1100	3.6021	3.3010
0.60	2.1142	3.5229	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	2.1576	3.0000	2.6990
3.00	2.1797	2.8239	2.5229
4.00	2.1980	2.6990	2.3979
5.00	2.2139	2.6021	2.3010
6.00	2.2281	2.5229	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	2.2596	1.9586
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	1.7696
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
27.0	2.3861	1.8697	1.5686
28.0	2.3909	1.8539	1.5528
29.0	2.3955	1.8386	1.5376
30.0	2.4000	1.8239	1.5229
31.0	2.4044	1.8097	1.5086
32.0	2.4087	1.7959	1.4949
33.0	2.4129	1.7825	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	2.4599	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

...Cuadro 12

Concentración (mmol _c L ⁻¹)	pH _c = (pk ₂ - pk _c) + pCa + (pAlk) [*]		
	pk ₂ - pk _c	pCa	pAlk
51.0	2.4751	1.5935	1.2924
52.0	2.4780	1.5850	1.2840
53.0	2.4808	1.5768	1.2757
54.0	2.4837	1.5686	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
58.0	2.4945	1.5376	1.2366
59.0	2.4971	1.5302	1.2291
60.0	2.4997	1.5229	1.2218
61.0	2.5022	1.5157	1.2147
62.0	2.5047	1.5086	1.2076
63.0	2.5072	1.5017	1.2007
64.0	2.5096	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	2.5426	1.4034	1.1024
80.0	2.5446	1.3979	1.0969
81.0	2.5466	1.3925	1.0915
82.0	2.5486	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
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: Bower *et al.*, 1965

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

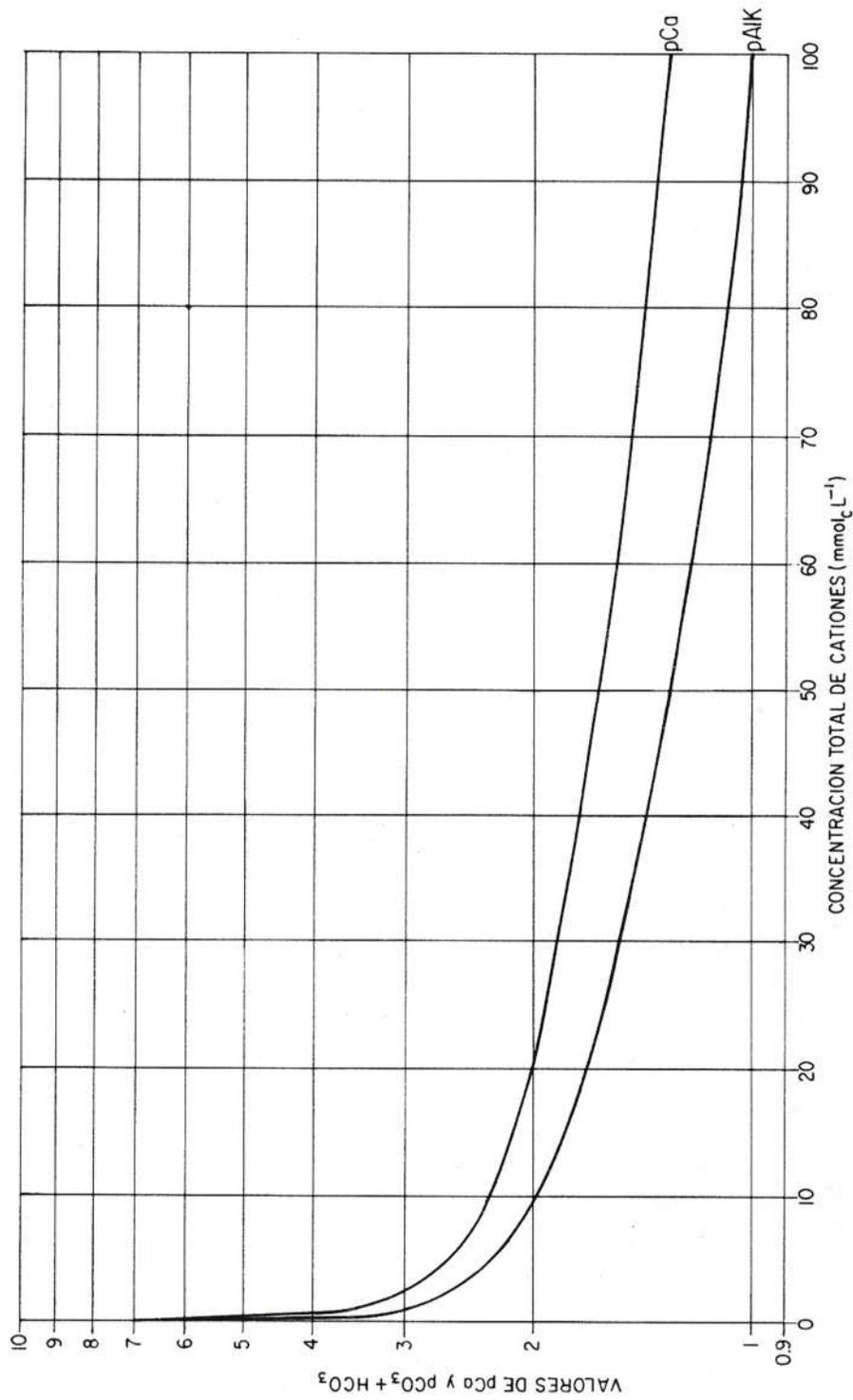


Figura 2. Valores de los logaritmos negativos de las concentraciones molares de pCa y equivalentes de pCO₃+HCO₃ con respecto a las concentraciones totales de cationes expresados en mmolc L⁻¹.

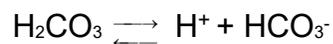
La fuerza iónica y la concentración total de las aguas naturales están ampliamente correlacionadas (Bower *et al.*, 1965). Un estudio estadístico de estas variables derivó en la siguiente ecuación de regresión:

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

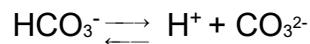
Donde: C, es la concentración total de cationes de un agua de riego determinada expresada en mmol_c L⁻¹; I, es la fuerza iónica de un agua expresada en M L⁻¹.

Los valores de la fuerza iónica (I) que se obtuvieron de esta ecuación, fueron introducidos en la ecuación expuesta arriba (pk₂' - pk_c').

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



$$K_1 = \frac{(\text{H}^+)(\text{HCO}_3^-)}{(\text{H}_2\text{CO}_3)} = 4.2 \times 10^{-7}$$



$$K_2 = \frac{(\text{H}^+)(\text{CO}_3^{2-})}{(\text{HCO}_3^-)} = 4.2 \times 10^{-11}$$

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⁻, que posteriormente este se asocia con el Ca²⁺ para formar el CaCO₃. La constante de solubilidad de la calcita (k_c) es:



$$k_c = [\text{Ca}^{2+}] [\text{CO}_3^{2-}] = 5.0 \times 10^{-9}$$

La ecuación de equilibrio en soluciones acuosas en sistemas abiertos que contienen calcita es la siguiente:



5.9.2.4. 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 es como Suárez (1981) propuso una corrección a la forma de tomar en cuenta la concentración de los iones de calcio que llamo $RAS_{corr}=RAS^\circ$, 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:

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

Donde: RAS° es el valor del RAS de un agua de riego que toma en cuenta la presión parcial del CO_2 $P_{CO_2}=0.0007$ atmósferas y una relación determinada de HCO_3^-/Ca ; C_{Na^+} , $C_{Ca^{2+}}$, $C_{Mg^{2+}}$ son las concentraciones de estos iones expresadas en $mmol_c L^{-1}$.

Para calcular la concentración de calcio (Ca°) que debe introducirse en la fórmula de la relación de adsorción de sodio, se toma en cuenta la relación HCO_3^-/Ca^{2+} , expresada en $mmol_c L^{-1}$ y la conductividad eléctrica, expresada en $mS cm^{-1}$ de las aguas de riego que se aplican a los suelos (Ayers y Wescot, 1987). (Cuadro 13)

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



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



Cuadro 13. 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	9.57	7.91
	0.25	4.51	4.65	4.76	4.92	5.06	5.22	5.44	5.62	5.91	6.15	6.52	6.82
	0.30	4.00	4.12	4.21	4.36	4.48	4.62	4.82	4.98	5.24	5.44	5.77	6.04
	0.35	3.61	3.72	3.80	3.94	4.04	4.17	4.35	4.49	4.72	4.91	5.21	5.45
	0.40	3.30	3.40	3.48	3.60	3.70	3.82	3.98	4.11	4.32	4.49	4.77	4.98
	0.45	3.05	3.14	3.22	3.33	3.42	3.53	3.68	3.80	4.00	4.15	4.41	4.61
	0.50	2.84	2.93	3.00	3.10	3.19	3.29	3.43	3.54	3.72	3.87	4.11	4.30
	0.75	2.17	2.24	2.29	2.37	2.43	2.51	2.62	2.7	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	1.65	1.70	1.79	1.86	1.97	2.07
	1.75	1.23	1.27	1.30	1.35	1.38	1.43	1.49	1.54	1.62	1.68	1.78	1.86
	2.00	1.13	1.16	1.19	1.23	1.26	1.31	1.36	1.40	1.48	1.58	1.63	1.70
	2.25	1.04	1.08	1.10	1.14	1.17	1.21	1.26	1.3	1.37	1.42	1.51	1.58
	2.50	0.97	1.00	1.02	1.06	1.09	1.12	1.17	1.21	1.27	1.32	1.4	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	0.78	0.80	0.82	0.85	0.87	0.90	0.94	0.97	1.02	1.06	1.12	1.17
	4.00	0.71	0.73	0.75	0.78	0.80	0.82	0.86	0.88	0.93	0.97	1.03	1.07
	4.50	0.66	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	0.18	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 atmósferas.

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

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

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 de sodicidad (Kaledhonkar *et al.*, 2006). La complejidad de la fracción arcillosa y la naturaleza multiiónica de la solución del suelo hacen, difícil una definición rigurosa de una distribución de iones en el complejo de intercambio catiónico. Un parámetro de evaluación de la posibilidad de uso de una determinada agua de riego es el nivel en que el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) se encontrará en el suelo debido a procesos de adsorción del sodio de las aguas de riego en el complejo de intercambio catiónico de suelos.

El porcentaje de sodio intercambiable es la propiedad con lo cual disminuye la permeabilidad de los suelos, además de las manifestaciones tóxicas del ion sodio en los cultivos (Tedeshi y Aquila, 2005). Estos efectos del ion sodio están bien correlacionados (Bhardwaj *et al.*, 2008). 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 tendrá que encontrarse en el suelo derivado del uso de un agua de riego.

Como ya se ha mencionado, el peligro de sodicidad de las aguas de riego puede afectar la producción de cultivos. El peligro potencial de la sodicidad de un agua es a veces evaluado con los valores de la relación de adsorción de sodio y con los valores de la salinidad. La sodicidad de un suelo está dada por el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), esto significa el porcentaje de cargas negativas saturadas con iones de sodio (Velázquez, 2001; Velázquez *et al.*, 2002).

El PSI de un suelo puede ser estimado de la relación de adsorción de sodio (RAS) del agua, cuando el agua está en equilibrio con el suelo y en condiciones de saturación (Gorbunov, 1967). La ecuación para calcular el PSI a partir de la relación de adsorción de sodio se obtiene de la siguiente manera:

$$\frac{X_{Na}}{CIC - X_{Na}} = K_g RAS \quad y \quad PSI = \frac{X_{Na}}{CIC} 100$$

Después de hacer los arreglos correspondientes la ecuación final es:

$$\frac{PSI}{100 - PSI} = K_g RAS$$

Y despejando PSI nos queda como resultado:

$$PSI = \frac{K_g RAS}{1 + K_g RAS} 100$$

Esta es la ecuación para calcular el porcentaje de sodio intercambiable de un suelo conociendo la relación de adsorción de un agua de riego determinada en condiciones de equilibrio y saturación del suelo con esa agua.

5.9.2.6. La fuerza iónica como parámetro fundamental para calcular el coeficiente de actividad de cada ion en una solución salina

El concepto de fuerza iónica está fundamentado en la química de los electrolitos. La fuerza iónica proporciona el medio para calcular las actividades iónicas tanto de una sal única en una solución o de una sal en presencia de otros electrolitos. Un aspecto de gran importancia del principio de fuerza iónica, es que el coeficiente de actividad de un ion, es el mismo en todas las soluciones de un mismo valor de la fuerza iónica (Alhamadi y Millar, 2006; Evangelou y Marsi, 2003; Guerasimov *et al.*, 1971; Kopitte y Menzies, 2006).

Por eso, las correcciones de las soluciones por fuerza iónica (I) son indispensables, porque con esto, se nos permite conocer los coeficientes de actividad de los diferentes iones de las soluciones acuosas.

La fuerza iónica de una solución electrolítica, es una medida de la intensidad del campo eléctrico en la solución y se define como:

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

Donde: C_i , es la concentración molar real de cada ion en la solución en $M L^{-1}$; Z_i , es la valencia de cada ion (n^+ , n^-).

Es necesario conocer las concentraciones de todos los iones, para determinar los valores de la fuerza iónica.

Coefficientes de actividad individual de los diferentes iones

Cuando la fuerza iónica es conocida, los coeficientes de actividad de los iones pueden ser calculados. El concepto de actividad de un ion individual es mucho más útil en las soluciones de los suelos, que el concepto de actividad media. Estos principios han sido utilizados por muchos años en las mediciones del pH.

El coeficiente de actividad de un ion en la solución f_i está definido por la ecuación de Debye y Hückel (Adams, 1971; Oster y McNeal, 1971; Griffin y Jurinak, 1973) como sigue:

$$-\log f_i = \frac{AZ_i^2(I)^{1/2}}{1 + Bai(I)^{1/2}}$$

Donde: A y B, son constantes dependientes de la temperatura ($^{\circ}t$); I, es la fuerza iónica de la solución ($M L^{-1}$); a_i , es un parámetro que se debe al tamaño de cada ion. (\AA); f_i , es el coeficiente de actividad del ion i

Los valores de A, B y a_i se presentan en el Cuadro 14; por lo tanto, solamente es necesario conocer la fuerza iónica (I) de una solución, para efectos de calcular el coeficiente de actividad de cualquier ion (Adams, 1971).

Cuadro 14. Parámetros individuales del tamaño de los iones (ai), expresados en unidades de Angstrom (Å) para ser introducidos en la ecuación de Debye y Hückel para el cálculo de los coeficientes de actividad de cualquier ion.

Ion	Valor de ai
H ⁺ , Al ₃ ⁺ , Fe ₃ ⁺	9.0
Mg ²⁺	8.0
Li ⁺ , Ca ²⁺ , Cu ²⁺ , Zn ²⁺ , Mn ²⁺ , Fe ²⁺	6.0
Sr ²⁺ , Ba ²⁺	5.0
Na ⁺ , CO ₃ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ , H ₂ PO ₄ ⁻	4.0, 4.41-5.0
SO ₄ ²⁻ , HPO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	4.0
OH ⁻ , F ⁻	3.0, 5.0
K ⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻	3.0
Rb ⁺ , Cs ⁺ , NH ₄ ⁺	2.0, 5.0

Fuente: Adams, 1971

Otras constantes para la ecuación de Debye y Hückel es una escala molar en 25°C con: A=0.509; B=0.329, son tamaños de radio iónico (ai) expresados en Angstrom (Å).

5.9.2.7. 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 ha consumido 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, 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 ocasionados por la mala calidad del agua ocurren por lo general 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 Westcot, 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 está determinada 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 es utilizada para mostrar que tanto la salinidad del agua (CE) como su relación de adsorción de sodio (RAS) afectan la velocidad de infiltración (Ayers y Westcot, 1987; Wienhold y Trooien, 1998; Kumar *et al.*, 2008).

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 flóculos, permitiendo que el suelo tenga una estructura granulada, bien desarrollada y estable, en cambio el ion Na^{+} dispersa a las partículas coloidales de los suelos (Gorbunov, 1967) (Cuadro 15).

Cuadro 15. Influencia de los cationes adsorbidos en las diferentes propiedades físicas de los suelos.

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

Fuente: Gorbunov, 1967

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 dispersa 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 de plasticidad, el hinchamiento, etc. En dirección contraria cambia la velocidad de infiltración, la velocidad de absorción, etc.

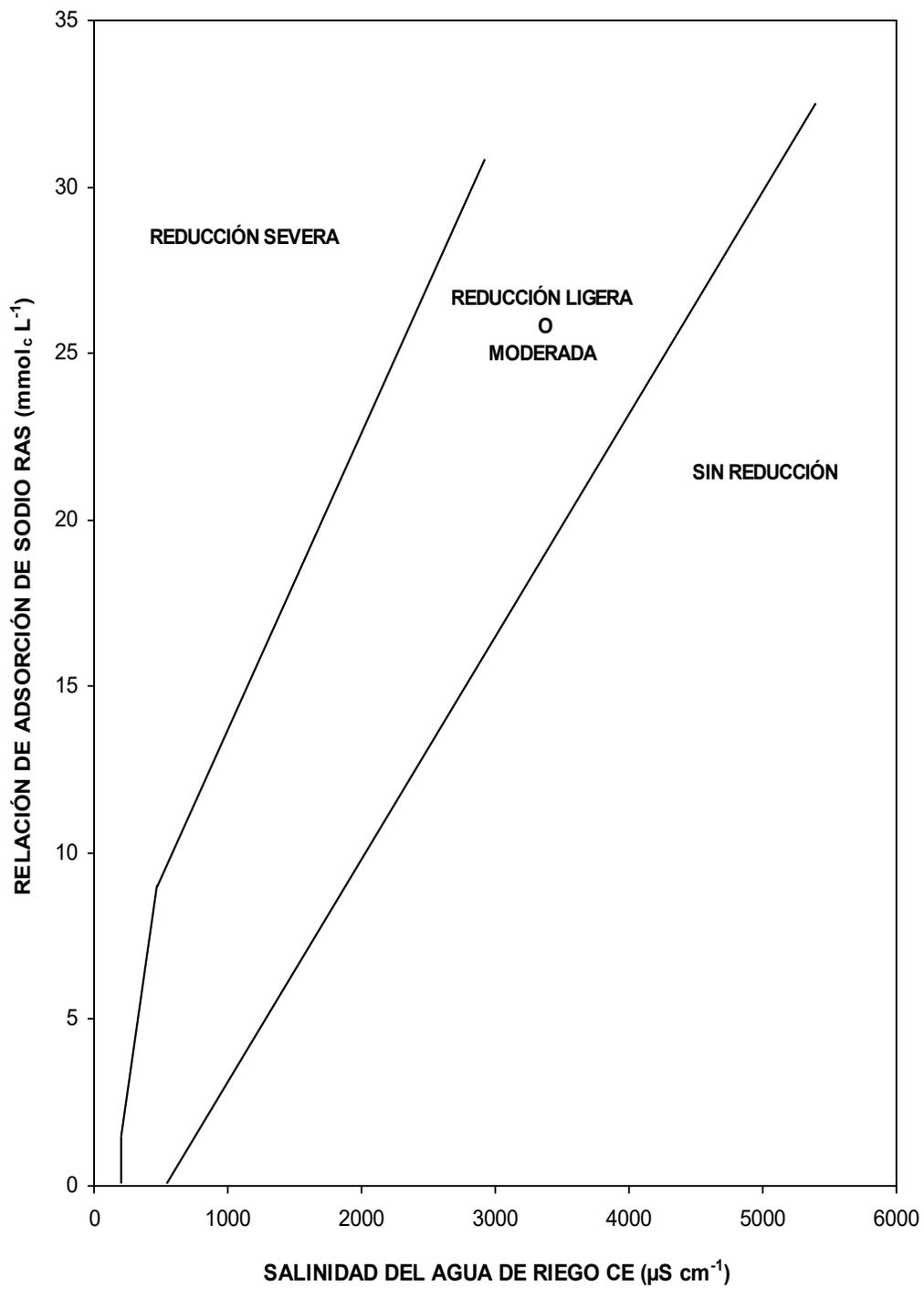


Figura 3. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio.

5.9.2.8. Carbonato de sodio residual (CSR)

En regiones áridas y semiáridas, se emplean aguas de baja calidad para riego, debido a fuentes limitadas de aguas de buena calidad. A veces las aguas subterráneas que están disponibles para el riego, tienen altos contenidos de carbonato de sodio residual. El uso indiscriminado de estas aguas en la irrigación a veces causa una acumulación excesiva de sales, y conduce a una rápida salinización y sodificación del perfil del suelo, procesos que afectan adversamente el desarrollo de cultivos (Chahal y Kundu, 1985; Prasad *et al.*, 2001; Akhter *et al.*, 2004; Abbas *et al.*, 2007; Beletse *et al.*, 2008). Sin embargo, se debe señalar que, los efectos de la sodicidad en el desarrollo de los cultivos son diferentes de aquellos efectos que derivan de la salinización (Porcelli *et al.*, 1995).

Hoy se sabe que las “aguas blandas”, ricas en bicarbonato de sodio propician considerablemente la acumulación de sodio intercambiable en los suelos. Uno de los procedimientos utilizados en el pasado para determinar los posibles problemas de infiltración fue el método del carbonato de sodio residual.

Cuando en suelos sódicos se incrementa el sodio intercambiable, conduce a deficiencias de calcio y magnesio. La tolerancia de los cultivos a las aguas sódicas de riego depende de la sodicidad total de los suelos, de la habilidad de los cultivos a la tolerancia de la sodicidad (Abdel *et al.*, 2005), de prácticas agronómicas de manejo y condiciones climáticas durante los ciclos vegetativos de los cultivos.

Eaton (1950) consideró que la precipitación de Ca y Mg en forma de carbonatos de calcio y de magnesio, propician una acumulación considerable de sodio intercambiable en los suelos en comparación con aquellas aguas que no son sódicas, es decir, que poseen pequeñas cantidades de bicarbonatos, por lo que, propuso el concepto de carbonato de sodio residual, para evaluar las aguas de riego que tienen cantidades considerables de carbonatos y bicarbonatos.

Experimentos que se han llevado a cabo con aguas de diferente contenido de carbonato de sodio residual

En los últimos tiempos se ha observado que las aguas de riego que se utilizan en las zonas áridas y semiáridas (Al-Shammiri *et al.*, 2005; Jalali, 2006; Jalali, 2007; Jalali *et al.*, 2008; Hussain *et al.*, 2008) poseen elevadas concentraciones de sales, y que, a su vez, contienen considerables concentraciones de bicarbonatos. Ejemplos de estos tipos de aguas se tienen en Pakistán (Punjab), India (zona del Noroeste), Estados Unidos (Fresno y Valle Imperial) y México (zonas del Bajío).

Los orígenes de los bicarbonatos y de algunas cantidades de carbonato están relacionados con los yacimientos basálticos profundos en los cuales por procesos de intemperismo las aguas de estos yacimientos acuíferos se enriquecen con bicarbonatos y algunas fracciones de carbonatos.

Es necesario señalar que es indispensable mejorar las aguas sódicas con diferentes aplicaciones de yesos agrícolas como fuentes de iones de calcio Ca^{2+} .

Sharma y Minhas (1998), han señalado que las aguas sódicas, sin aplicar ningún mejoramiento, afectan severamente las propiedades físicas de los suelos y también a su vez indican que los cultivos son sensiblemente afectados. Sin embargo, esto no ha sido motivo para no utilizar las aguas sódicas en el riego de cultivos agrícolas (Prasad y Singh, 2001; Jalali *et al.*, 2008).

Estos autores condujeron experimentos con una rotación de cultivos de algodón-trigo, por cuatro años aplicando aguas sódicas a los suelos con valores de salinidad y sodicidad de $\text{CE}=4 \text{ mS cm}^{-1}$, $\text{RAS}<30$ y $\text{CSR}<10 \text{ mmolc L}^{-1}$. Las condiciones ambientales en las que se condujeron estos experimentos fueron: buen drenaje 0.33 de fracción de lavado y 750 mm de precipitación. Solamente en el quinto año después de aplicar estas aguas se inició una disminución de los rendimientos del algodón y del trigo.

Choundray *et al.* (2001); investigaron la aplicación de aguas de riego con diferentes valores de carbonato residual en el riego de distintos cultivares de algodón. Las concentraciones de sales solubles y de carbonato de sodio residual fueron las siguientes: 1. CE=290 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y CSR=0; 2. CE=1600 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y CSR=5, 1; 3. CE=1400 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y CSR=10; 4. CE=1450 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y CSR=15.1. Después de regar el algodón de manera continua durante dos años con aguas sódicas se concluyó que, aunque los suelos al final de los experimentos adquirieron diferentes niveles de sodio intercambiable; los distintos cultivares de algodón presentaron distintos niveles de tolerancia a la salinidad y a la sodicidad.

En otros experimentos que condujeron Manchada *et al.* (1985) con aguas sódicas, aplicadas a suelos y con trigo como cultivo, y con los siguientes valores de salinidad y sodicidad: CE=4.0 mS cm^{-1} , RAS=26 y CSR=15, con aplicaciones de yeso para neutralizar 50 y 100% de la sodicidad se concluyó que en general, la producción de trigo no disminuye significativamente.

En aguas residuales por lo general se tienen considerables cantidades de iones bicarbonato debido a la actividad biológica que se presenta en estas aguas. En aguas ricas en iones bicarbonato, se tiene la tendencia de que iones de calcio y magnesio se precipiten en forma de carbonatos, a medida que la solución del suelo se hace más concentrada (Van Hoorn, 1971). Esta reacción no se completa totalmente en circunstancias ordinarias, pero a medida que va teniendo lugar, las concentraciones de calcio y magnesio se van reduciendo, aumentando la proporción relativa de las concentraciones de iones de sodio. Este proceso aumenta los valores de la relación de adsorción de sodio RAS.

Eaton (1950) utiliza tres términos para referirse a estas reacciones:

Porcentaje de sodio encontrado

$$\frac{\text{Na}^+}{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+} 100$$

Porcentaje de sodio posible

$$\frac{\text{Na}^+100}{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)}$$

Carbonato de sodio residual Na_2CO_3

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

Los constituyentes iónicos en estas relaciones se expresan en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$.

Wilcox *et al.* (1954), propusieron la clasificación de acuerdo al carbonato de sodio residual (CSR), dando lugar a tres clases; agua que contiene $2.5 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$ de CSR, es considerada inadecuada para riego, mientras que agua que contiene 1.25 a $2.5 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$ de CSR, se condiciona su uso, y aguas que contienen $< 1.25 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$ de CSR, se consideran adecuadas para riego. Aunque Gupta (1983) reporta que agua con un contenido de $10 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$ de CSR ($\text{CE}=2000 \mu\text{S cm}^{-1}$ y $\text{RAS} < 10$), puede utilizarse sin afectar el rendimiento de algunos cultivos (Prasad *et al.*, Choudhary *et al.*, 2010).

Por lo general, las aguas para riego ricas en iones bicarbonato son las que provienen de acuíferos de basaltos, de zonas urbano-industriales y aguas subterráneas en las que se tiene procesos reductores de mucha intensidad (Cintora y Ortega, 2005).

5.9.3. Criterios de toxicidad

Los problemas de toxicidad surgen cuando ciertos elementos (iones) del 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 estos daños depende de la cantidad de iones absorbidos y de la sensibilidad de las plantas (Munns y Tester, 2008). Los iones que con más frecuencia

ocasionan toxicidad son sodio, cloro y boro (Verma, 1983; Pescod, 1992). Los problemas de toxicidad pueden ocurrir aun cuando estos iones se encuentren en concentraciones bastante bajas. Sin embargo, los problemas de toxicidad a menudo complican y complementan los problemas de salinidad y de infiltración.

5.9.3.1. Sodio

Las plantas absorben sodio del suelo junto con el agua. A medida que el agua es transpirada el Na^+ se va concentrando en las hojas y cuando alcanza ciertas concentraciones produce efectos tóxicos. El límite de tolerancia de cada cultivo es distinto, pero para muchas especies arbóreas la toxicidad se presenta cuando el Na^+ presenta un porcentaje superior al 0.25-0.5% respecto al peso seco de la hoja. El efecto tóxico del sodio no depende de la concentración absoluta de este catión en el suelo, sino de su proporción respecto al calcio. Por tal razón la tolerancia de cultivos se relaciona con el PSI del suelo (Pizarro, 1985).

5.9.3.2. Cloro

El cloro no es adsorbido por el complejo de cambio, pero se encuentra disuelto en la solución del suelo, de donde puede ser absorbido por las raíces y conducido a las hojas, donde se puede acumular hasta niveles perjudiciales. Estos son generalmente de 0.3 a 0.5% respecto a la hoja en peso seco (Pizarro, 1985). La acumulación del ion cloruro en los tejidos de plantas que manifiestan síntomas de toxicidad, no es una indicación infalible de la toxicidad específica del cloruro (Richards, 1973).

5.9.3.3. Boro

El B es un importante micronutriente con un difícil manejo debido a que su movilidad en el floema varía marcadamente entre las especies vegetales (Malavé y Carrero, 2007), con síntomas de deficiencia y toxicidad en un rango bastante estrecho (Goldberg *et al.*, 2000).

El boro es tomado por la raíz de forma pasiva a través de la transpiración y es almacenado en forma de Borato. El boro forma parte de la pared celular y complejos estables en la membrana plasmática, estimula la germinación del polen y la elongación del tubo polínico (Brown *et al.*, 2002), por lo tanto, es comúnmente aceptado que los órganos florales y frutales resienten su deficiencia. Los síntomas de toxicidad y deficiencia se manifiestan en hojas y ápices de crecimiento (Castellanos *et al.*, 2000), y aparecen primero en las hojas más viejas, con un amarillamiento, un progresivo marchitamiento y una necrosis desde el borde hacia el centro de la hoja. En la mayoría de los cultivos los síntomas de toxicidad se presentan cuando la concentración de boro supera de 250 a 300 mg kg⁻¹ (peso seco) (Ayers y Westcot, 1987).

Tanto en condiciones de deficiencia como toxicidad del B, limita el crecimiento de la planta, resultando en la reducción de las cosechas y pérdidas económicas (Goldberg *et al.*, 2000; Goldberg *et al.*, 2005). Aunque dependiera de la tolerancia de cada cultivo.

Las aguas superficiales naturales rara vez contienen niveles tóxicos de boro, pero las aguas de manantiales y aguas de pozos pueden contener concentraciones tóxicas, principalmente en las cercanías de fallas tectónicas y en las zonas geotérmicas. La toxicidad del boro ocurre con mayor frecuencia en los suelos de regiones áridas y semiáridas, donde son irrigados con altas concentraciones de boro, mientras que las deficiencias de boro son encontradas principalmente en regiones húmedas (Keren y Miyamoto, 1990).

La clasificación de las aguas residuales con base en el contenido de boro (Coras, 2000) se presenta en el Cuadro 16.

Cuadro 16. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con el contenido de boro.

Clase	Contenido de Boro (mg L⁻¹)
Buena	<0.3
Condicionada	0.3 a 4
No recomendable	>4

Fuente: Aceves y Palacios, 1970

5.9.3.4. Fosfatos

El fósforo (P) se encuentra en concentraciones pequeñas por su tendencia a formar iones complejos, compuestos de baja solubilidad con un extenso número de metales y por ser adsorbido por sedimentos hidrolizados, especialmente minerales de la arcilla.

El fósforo soluble se presenta en forma de ion ortofosfato: H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} y PO_4^{3-} , la presencia de cada uno en la solución acuosa está en función del pH. El fósforo disuelto es fácilmente adsorbido en el suelo y tiene una movilidad muy baja en el agua subterránea (Fetter, 1999).

El fósforo es un elemento esencial para las plantas, en general requieren de 0.2–0.3 mg L^{-1} para que crezcan en óptimas condiciones (Daniel *et al.*, 1998). Las necesidades son variables en el crecimiento, es requerido para formar la masa foliar y para el crecimiento del fruto. En el caso de los frutales no existe un período marcado de mayor demanda, sino que es proporcional al desarrollo de los diferentes órganos (Fujita *et al.*, 2003).

Para Ayers y Westcot (1987), las concentraciones de fósforo en aguas para riego deben estar entre 0 y 2 mg L^{-1} , para que no provoquen toxicidad a los cultivos.

Teniendo en cuenta la importancia del fósforo como nutriente y su participación en el proceso de eutrofización en las aguas, su determinación es necesaria ya que condicionan su uso, pues a mayor contenido de fósforo mayor crecimiento de algas (Romero, 1999). Para Sharpley y Withers (1994), una concentración de fósforo disuelto mayor a 0.1 mg L^{-1} , puede causar una eutrofización acelerada.

La eutrofización es un proceso natural que ocurre prácticamente en todos los sistemas acuáticos, es derivado del aumento de nutrientes, lo que provoca un aumento en la producción de primaria, que eventualmente puede deteriorar el sistema (Figueruelo y Dávila, 2004). En condiciones naturales los aportes de nitrógeno y fósforo son

limitados, pero las actividades antropogénicas aceleran este proceso (Romero, 1999; Neal *et al.*, 2006).

Cuando ingresa el fósforo a suelos con pH entre 3 y 4, se precipita en forma de fosfatos hidroxilados insolubles de hierro y aluminio, cuando aumenta este, la precipitación se debilita y se anula prácticamente al alcanzar el valor de 5.5, a partir de este se inicia la precipitación como fosfatos cálcicos, a este compuesto se le llama hidroxiapatita (Fetter, 1999; Hassan, 1998). Este precipitado también se forma, cuando un agua residual rica en fosfatos entra en un reservorio que contenga altas concentraciones de calcio (Manahan, 2007).

En las directrices para interpretar la calidad de las aguas para riego. Ayers y Wescot, (1987), señalan que el contenido de fósforo en aguas de riego normalmente es de 0-2 mg L⁻¹

5.9.3.5. 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 los cultivos y del programa de fertilización.

Por otro lado, el agua de riego puede contener niveles excesivos de nitrógeno para ciertos cultivos sensibles, los cuales en este caso presentarán un mayor crecimiento vegetativo que provocará un retraso en la maduración y baja calidad del producto (Ayers y Westcot, 1987).

5.9.3.6. Silicio

El silicio es el segundo elemento más abundante en la naturaleza después del oxígeno, nunca se encuentra en estado libre y siempre está combinado con oxígeno formando sílice, óxido de silicio, ácido silícico o cuarzo. Forma la base de los magmas

fundidos en las zonas profundas de la corteza terrestre, junto con otros metales, cuando se enfría en las profundidades se forman rocas cristalinas como granito, gabro; o se derrama por la superficie en forma de lava, formando basaltos y otras rocas, aquí ocurren complejas combinaciones con óxidos de otros metales, a estos nuevos compuestos se les llama silicatos y forman parte de un gran número de minerales en la mayoría de las rocas.

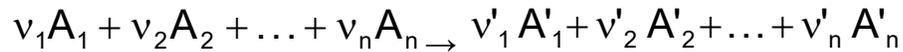
El origen fundamental del silicio en el agua son los procesos de hidrólisis de feldespatos y silicatos en general, en forma de sílice hidratada H_4SiO_4 , que comienza a disociarse en pH superiores a 9, por lo que el contenido es escaso. Una parte de ésta se vuelve a precipitar en los fangos y lechos de ríos en forma de silicatos de hierro y otra cantidad sirve para cementar las areniscas, una mínima parte es aprovechada por los microorganismos (diatomeas). El cuarzo o la sílice amorfa, por su baja solubilidad, fuertemente dependiente de la temperatura, no son fuentes significativas de este elemento (Ramírez, 2009).

El contenido de sílice en los suelos puede alcanzar hasta un 60-90% de la capa arable, pero en forma soluble es variable su contenido, ya que depende del pH, los suelos ácidos contienen mayor concentración.

En general las aguas naturales contienen menos de 10 mg L^{-1} de silicio, algunas pueden llegar a contener hasta 80 mg L^{-1} , Las aguas volcánicas lo contienen en abundancia. El análisis del silicio en el agua, es de gran importancia para evitar la formación de depósitos duros de sílice en los suelos (Mancilla, 2012).

5.10. Sales hipotéticas

Para entender cómo se calcula la fuerza iónica de una sal o de iones de diferentes sales en solución en principio, se debe comprender que cualquier reacción química se puede representar de la forma siguiente (Guerasimov *et al.*, 1971).



Donde: v_1 y v_n , son los coeficientes estequiométricos de los compuestos iniciales y finales; A_1 y A_n ; son las sustancias iniciales y finales.

Y para el caso de la disociación electrolítica de una sal cualquiera, entonces, esta disociación transcurre de acuerdo con la siguiente ecuación:



Donde: v_+ y v_- , son los números de cationes y aniones respectivamente; z_+ y z_- , son los números de las cargas o números de valencia (n^+, n^-) .

En una solución electrolítica, la influencia total de una mezcla de sales de una solución, sobre el coeficiente de actividad de cada una de estas sales será una regularidad común, si la concentración total de las sales de la solución se expresa en términos de fuerza iónica (I).

Se llama fuerza iónica (I) de una solución a la semisuma de los productos de las concentraciones de cada ion por el cuadrado del número de sus cargas z (valencia), tomada para todos los iones de una solución determinada. Si se emplea la molaridad como medida de la concentración, la fuerza iónica de la solución quedará expresada:

$$I = \frac{1}{2} \sum_i m_i z_i^2$$

Donde: I, es la fuerza iónica de una solución ($M L^{-1}$); m , es la molaridad de cada ion ($M L^{-1}$); z , es la valencia de cada ion (n^+, n^-); i , es el subíndice de los iones de todas las sales en la solución y dado que para cada ion $m_i = v_i m_k$ (donde m_k es la molaridad de la sal), entonces, para una sal determinada se tendrá:

$$m_+ z_+^2 + m_- z_-^2 = (v_+ z_+^2 + v_- z_-^2) m_k = 2s_k m_k$$

Por consiguiente, en la suma I entrará la molaridad m_k de cada sal multiplicada por $s_k = \frac{1}{2}(v_+z_+^2 + v_-z_-^2)$. Este último factor es constante para sustancias disociadas con un tipo de valencia. Por lo tanto, es más conveniente calcular la fuerza iónica definida por:

$$I = \frac{1}{2} \sum_i m_i z_i^2$$

En términos de la siguiente ecuación:

$$I = \frac{1}{2} \sum_k 2s_k m_k = \sum_k s_k m_k$$

Los valores de s_k para las sales hipotéticas de diferentes tipos de valencia se presentan en el Cuadro 17 (Guerasimov *et al.*, 1971).

Cuadro 17. Valores de s_k para sales hipotéticas de diferentes tipos de valencia.

Tipo de valencia	Sal hipotética	s_k
1-1	NaCl	1
1-1	NaHCO ₃	1
1-2	Na ₂ CO ₃	3
1-2	Na ₂ SO ₄	3
2-1	Ca(HCO ₃) ₂	3
2-1	CaCl ₂	3
2-2	CaCO ₃	4
2-2	CaSO ₄	4
2-1	MgCl ₂	3
2-2	MgCO ₃	4
2-2	MgSO ₄	4
2-1	Mg(HCO ₃) ₂	3
1-1	KCl	1
1-1	KHCO ₃	1
1-2	K ₂ SO ₄	3
1-2	K ₂ CO ₃	3

Fuente: Guerasimov *et al.*, 1971

5.11. Clasificación hidrogeoquímica

Esta clasificación determina el origen de la composición química del agua y su relación con su constitución química (Can, 2011). Existen varios tipos de diagramas para clasificar e identificar de acuerdo a características comunes, en base al catión y anión predominante, el más empleado es el diagrama triangular de Piper (Mancilla, 2012).

El diagrama de Piper consta de un rombo en la parte superior y dos triángulos equiláteros en la parte inferior. Cada vértice del triángulo representa 100% de la concentración en $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ de un determinado ion y el 0% del ion situado en el vértice siguiente según el sentido de las agujas del reloj. Solo es posible representar tres cationes y tres aniones, aunque es posible representar varios análisis en el mismo gráfico. En el triángulo de la izquierda se grafican los principales cationes en porcentaje de $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ y en el triángulo de la derecha los aniones (Custodio y Llamas, 1996, Mancilla, 2012).

Las tres gráficas trilineales graficadas describen la representación esencial del carácter químico del agua, de acuerdo a la concentración relativa de los constituyentes (Can,2011).

Los datos se grafican trazando rectas al elemento opuesto del que se está representando, esto es, si se quiere representar el contenido de calcio, se debe dibujar una recta paralela al sodio más potasio y a su vez se traza otra recta del magnesio al calcio. Lo mismo se hace con los iones, la recta del cloro con bicarbonatos y carbonatos y la de sulfatos paralela al cloro. Cuando ya se tiene las intersecciones se trazan líneas paralelas al magnesio y otra al sulfato hasta intersectarse en el rombo de la parte superior del diagrama (Mancilla, 2012).

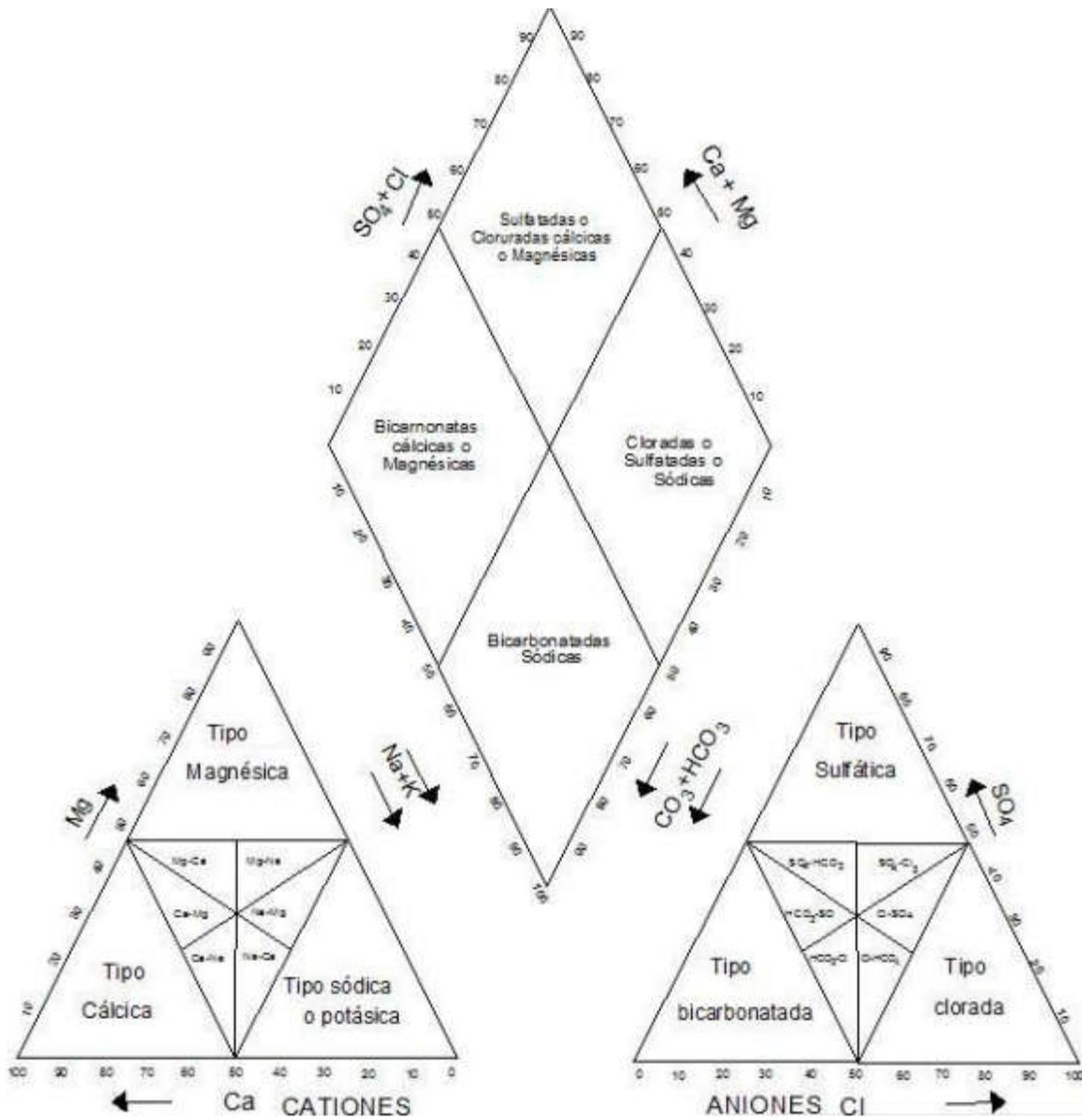


Figura 4. Diagrama triangular para representar la clasificación hidrogeoquímicas de las aguas.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Localización del área de estudio

En la presente investigación se caracterizaron físico-químicamente dos sistemas hidrográficos; Lerma-Chapala-Santiago y Alto-Bajo-Pánuco. Para comprender la dimensión de las diferentes zonas que abarcan estos sistemas hidrográficos, se realizaron recorridos preliminares de reconocimiento, para de esta manera establecer los sitios o estaciones de muestreo.

6.2. Descripción de la zona de estudio

6.2.1. Sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago

6.2.1.1. Localización y límites

Esta red pertenece a la cuenca de Lerma-Chapala-Santiago, donde el río Lerma alimenta al Lago de Chapala, para continuar su curso con el nombre de río Santiago, que desemboca en el océano Pacífico en el estado de Nayarit (el total de recorrido es de 1,270 Km). Es una de las regiones hidrológicas, económicas y sociales más importantes del país. El río Lerma es el principal colector del sistema hidrográfico de la cuenca, nace en la Laguna de Almoloya en el municipio de Toluca, estado de México y desemboca en el Lago Chapala. En su trayecto, el Lerma es receptor de las descargas de agua de zonas industriales y urbanas, atraviesa los estados de México, Querétaro, Guanajuato, Michoacán y Jalisco. Esto la convierte en una de las cuencas más contaminadas de México. El Lago de Chapala es la principal fuente de suministro para la Zona Metropolitana de Guadalajara (ZMG) (un 70% aproximadamente). Continúa su cauce con el nombre de río Santiago, recibe las descargas del corredor industrial del Salto de Juanacatlán, de la ZMG a través de la presa "El Ahogado" y de otras poblaciones por donde atraviesa (INE, 2003).

6.2.1.2. Geología

Los acontecimientos volcánicos y tectónicos iniciados en el océano conformaron el Eje Volcánico Transversal, cuyas elevaciones atajan el paso de las nubes provenientes de los océanos y concentran sus precipitaciones; sus mayores alturas rodean al valle de México. Los escurrimientos de agua alrededor de este enorme cono, así como los afloramientos de sus infiltraciones, originan los ríos que fluyen hacia el Golfo de México y el océano Pacífico. Los manantiales altos del río Lerma se localizaban al pie de la sierra de las Cruces y el Nevado de Toluca entre 2600 y 2700 msm; estos conjuntos montañosos hacen barrera entre el valle de México por el oriente y los valles de las Amilpas de Morelos y Guerrero por el Sur. A diferencia de otros ríos nacidos en los valles de Guerrero, Morelos, Oaxaca, Puebla, Tlaxcala e Hidalgo, que hallaron bajada cavando barrancas, el río Lerma quedó encajonado entre la parte mexicana y michoacana del Eje Volcánico y la Sierra Madre Oriental y tuvo que recorrer una larga distancia, plena de tropiezos cerriles, para encontrar su salida al mar.

A su paso, fue rellenando con sus aluviones las hondadas intramontañas, conformando una cadena escalonada de lagunas y cienegas que derramaban una en la otra sus excedentes de agua. A través de esos procesos milenarios, los azolves de los fondos lacustres constituyeron suelos excepcionalmente ricos en nutrientes para la vida vegetal, con altos contenidos de minerales de origen volcánico, entre ellos el potasio y materia orgánica provenientes de los bosques que cubrían antaño las laderas de todas las serranías.

El origen y la evolución de la Cuenca Lerma-Chapala-Pacífico se remontan al Jurásico Superior y llega hasta el reciente. Durante el Jurásico se desarrolló la sedimentación marina y continental a las que se asoció la deformación dúctil, vulcanismo y eventos de intrusión de composición básica e intermedia.

En el Cretácico, ocurrió la sedimentación marina en ambientes de plataforma a la que se asoció la deformación dúctil y el vulcanismo de composición intermedia. Las rocas y la deformación tanto del Jurásico como del Cretácico se relacionan con el Terreno

Guerrero. Durante el Terciario Temprano, en los periodos Paleoceno, Eoceno y Oligoceno se desarrolló un levantamiento de la corteza continental para dar lugar a los procesos de intemperismo, erosión y depósito de materiales detríticos continentales, además se presentó un vulcanismo de composición ácida-básica y localmente sedimentación lacustre. Estos procesos se extendieron en el tiempo hasta el Terciario Tardío (Mioceno), Durante este periodo, tanto el vulcanismo como la sedimentación y fracturamiento regional se relacionaron al desarrollo de fosas tectónicas y zonas de grandes lagos que son una característica distintiva dentro de la cuenca; la actividad volcánica, las estructuras de tipo de fallas normales, la erosión y el depósito de materiales detríticos continentales se relacionan al origen y evolución del Terreno de la Sierra Madre Occidental. Para el Terciario Tardío (Plioceno) y Cuaternario (Pleistoceno) ocurrió el vulcanismo de composición básica-ácida, erosión y sedimentación continental en fosas tectónicas y sedimentación lacustre. Los esfuerzos principales que dieron origen a la deformación frágil y que formaron fosas tectónicas, fallas normales y fracturas regionales, con patrones de orientación Norte-Sur, en la parte central de la Cuenca, y Este-Oeste en la porción sur de la Cuenca, son eventos relacionados al vulcanismo de las estructuras del Terreno del Cinturón Volcánico Transversal Mexicano (INE,2006).

Fisiográficamente la región está conformada 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 el 13 % (FAO, 2002).

6.2.1.3. Hidrografía

La hidrografía de la región se distingue por tener un cauce principal que es dividido en dos tramos, río Lerma y río Santiago, por un parte aguas natural, el Lago de Chapala. Sus principales afluentes, por la margen izquierda son: La Gavia, Jaltepec, Angulo y Duero. Por margen derecha: Laja, Guanajuato-Silao, Turbio, Zula, Calderón, Verde, Juchipila, Bolaños y Huaynamota. El cauce principal en sus 1,270 km de desarrollo, 29 % lo realiza a elevaciones superiores a 2,200 msnm, 50 % entre 2,000 y 1,500 y

una tercera parte abajo de los 500 msnm. Describe dos comportamientos diferentes: uno, en el tramo Lerma - Chapala en escalera pasando por grandes valles (Toluca, Bajío y Ciénega); el de Santiago con pendientes mayores y continuas. Los afluentes con más superficie drenada son: Verde, Huaynamota, Bolaños, Laja, y Juchipila; los tres primeros cubren el 40 % de la superficie de la región.

El escurrimiento medio anual de la región es de 14,019 Mm³, 3 % del volumen nacional; de este escurrimiento, 44 % se genera en la cuenca del río Lerma y el resto en la de Santiago, concentrándose en un 68 % en la época de lluvias (Junio a Octubre; Cabe señalar que una tercera parte se generan en la subregión Bajo Santiago antes de su desembocadura al Océano Pacífico.

6.2.1.4. Clima

La variabilidad climática de la cuenca responde a circulaciones atmosféricas que provienen de diferentes frentes o direcciones y temporadas del año. La región norte de la cuenca comprende predominantemente al estado de Guanajuato y una parte del estado de Querétaro y se encuentran bajo el régimen de climas secos, definido como clima árido con lluvias en verano y con régimen de humedad muy seco. Para el norte de la cuenca se presenta una precipitación media para el mes de julio de 128 mm, esta es una de las tres regiones que menor precipitación recibe.

En contraste la región centro, ubicada en el altiplano, se encuentra caracterizado por un clima templado del tipo templado húmedo con verano fresco y lluvias en verano, esto se debe que esta zona llegan los sistemas invernales o frentes fríos intensos durante el invierno, los sistemas tropicales del Pacífico durante el verano y poca convección interna, provocando la mayor actividad pluvial en la región, por esta razón, su precipitación se incrementa en los meses de junio, julio, agosto y septiembre.

La región sur de la cuenca esta por dos subregiones, la región sureste que se encuentra ubicada en el estado de México, presenta un clima definido como templado

dentro de esta región se encuentra el Nevado de Toluca, dando origen a un clima frío de montaña producto de la gran elevación del volcán.

La región sureste, que rodea al Lago de Chapala en el estado de Jalisco, se caracteriza por presentar un clima templado, con lluvias en verano, además de una influencia directa de la actividad tropical del Pacífico.

6.2.2. Sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco

6.2.2.1. Localización y límites

El Alto-Bajo Panuco, pertenecen a la cuenca del río Panuco. Esta cuenca hidrológica cubre aproximadamente 107 200 km². Nace en el estado de México, corre de suroeste a noreste, por los estados de México, Hidalgo, Puebla, Tlaxcala, Querétaro, Guanajuato y Veracruz, en todas estas entidades recibe cauces para su formación. Es una de las cuencas más importante del país, ya que inicialmente sirve como canal de desagüe para el drenaje profundo de la ciudad de México; minuto a minuto se vierten en sus aguas los desechos de más de veinte millones de personas. Así la región que se ha transformado en un gran foco de contaminación en movimiento, y gracias a su largo recorrido va mejorando su calidad.

Su recorrido es de 510 km. Nace en el estado de México, corre de suroeste a noreste, por los estados de México, Hidalgo, Puebla, Tlaxcala, Querétaro, Guanajuato y Veracruz, en todas estas entidades recibe cauces para su formación. El primer nombre que recibe es de Río Tula, que está formado por el de Tepeji, Santa María y el Salto o Desagüe; en Querétaro recibe al río San Juan, quien unido al Tula forman el Moctezuma, éste entra a un cañón cerca de Cadereyta y sirve de límite entre los estados de Hidalgo y Querétaro; después recibe al río Extorax, que capta los derrames de Xichu, Gto. y Toluca, rodea a Tamazunchale, S.L.P. y recibe al Amajaque; más adelante al Tempoal y al Tamuín (que ha recogido aguas de los estados de San Luis Potosí, Guanajuato, Querétaro y Tamaulipas), en esta región se convierte en el

límite entre los estados de Tamaulipas y Veracruz, baja hacia la costa y cerca de la desembocadura, vuelve a ser límite entre estos dos estados; recibe al río Tamesí 10 kilómetros antes de desembocar al Golfo de México y forma la barra de Tampico.

6.2.2.2. Geología

Un elemento geomorfológico distintivo son las montañas plegadas de la Sierra Madre Oriental, constituida por secuencias sedimentarias marinas calcáreas y detríticas, disertadas profundamente por corrientes paralelas a la orientación general del macizo serrano, y que son consecuencia del control estructural del drenaje en el modelado de este elemento las corrientes principales, son del tipo consecuente y subsecuente en patrones subparalelos bien integrados; esta unidad presenta un desarrollo geomorfológico en la etapa de madurez, fueron edificadas desde fines del Cretácico. Otro elemento es el que constituye la porción este de la zona, perteneciente a la planicie costera del Golfo; la cual ofrece un relieve de lomeríos suaves, complejos, producido por la erosión de rocas marinas detríticas calcáreas con pliegues suaves, relieve sólo interrumpido por algunas prominencias volcánicas basálticas; incorporándose a las tierras positivas a través del Terciario. Estos elementos muestran la superposición de una planicie piroclástica en el occidente y de mesetas líbicas en el oriente. Esta superposición ocurrió en el Neógeno al igual que el desarrollo de abanicos aluviales, que ahora aparecen disertados.

La Sierra Madre Oriental constituye una cadena montañosa orogénica compuesta, principalmente, por rocas marinas mesozoicas, que definen mega estructuras de anti y sin formas con dirección de vergencia general hacia el este, acompañadas de cabalgaduras y napas representadas como fallas inversas, que en conjunto observan dirección noroeste-sureste y que hacia el norte del área adquieren una orientación meridiana; los patrones de fracturamiento presentan un arreglo perpendicular en relación al tren estructural. También están presentes fallas normales y gravens ocupados por rocas volcánicas basálticas. Durante el Triásico y posteriormente a las deformaciones orogénicas de fines del Paleozoico,- sucede un prolongado período de

emersión afectado por una fase tectónica distensiva que genera el desarrollo de pilares y cuencas; atestiguados por la presencia de los lechos rojos de la Formación Huizachal. Para el inicio del Jurásico tiene lugar una transgresión que propicia la sedimentación marina de una secuencia arcillo-arenosa; deformada a finales del Jurásico Inferior, para volver a ser dominante la sedimentación continental durante el Jurásico Medio.

Durante el Cretácico Superior y Terciario Inferior, ocurrió una importante fase tectónica de deformación que afecta a las unidades Mesozoicas y a algunas de las Terciarias, originando las numerosas estructuras que conforman el sector oriental del área. Las estructuras más sobresalientes, relacionadas con esta fase de deformación, están constituidas por una serie de pliegues de gran magnitud que observan una dirección de vergencia hacia el este, estos pliegues son de los tipos simétricos, recumbentes, esoclinales, anisópacos y en chevrón. Otro tipo de estructuras importantes son las fallas de cabalgadura, la de mayor extensión situada en la vega del río Mezquitlán, la cual involucra rocas del Cretácico. Para el Cenozoico, la actividad volcánica calco-alcalina, que dio origen al Grupo Pachuca, refleja una actividad tectónica de placas convergentes en el oeste de México. A. Demat en 1978 considera este volcanismo como una prolongación del sistema Sierra Madre Occidental, relacionado con la subducción de la placa paleopacífica; aunque otros autores como Mooser en 1975, relaciona este volcanismo con la subducción de la Placa de Cocos a lo largo de la trinchera de Acapulco, Negendak, basado en las características químicas del eje, ha sugerido que esta provincia calco-alcalina, se ha originado más bien como resultado de la fusión parcial de la corteza inferior. Para finales del Cenozoico y el Cuaternario la tectónica es de tipo distensivo, evidenciada por el volcanismo alcalino que genera grandes traps, así como pequeños aparatos volcánicos en el área de Hidalgo y Veracruz.

6.2.2.3. Hidrografía

Nace en el Valle de México, en la Meseta de Anáhuac, donde sirve como canal de desagüe para el drenaje profundo de la ciudad de México; minuto a minuto se vierten en sus aguas los desechos de más de veinte millones de personas. El primer nombre que recibe es de Río Tula, que está formado por el de Tepeji, Santa María y el Salto o Desagüe; en Querétaro recibe al río San Juan, quien unido al Tula forman el Moctezuma, que se transforma en la presa de Zimapán, ubicada en la frontera entre Hidalgo y Querétaro, continua su recorrido, entra a un cañón cerca de Cadereyta y; después recibe al río *Extorax*, que capta los derrames de Xichu, Gto. y Toliman, Qro., rodea a Tamazunchale, S.L.P. y recibe al Amajaque; más adelante al Tempoal y al Tamuín (que ha recogido aguas de los estados de San Luis Potosí, Guanajuato, Querétaro). Prosigue su curso y en Veracruz, adopta el nombre de Pánuco, así sigue sin parar hasta alcanzar el territorio de Tamaulipas y desembocar, cerca del puerto de Tampico, en el Golfo de México.

A través de su largo recorrido, de quinientos diez kilómetros, su cauce se ensancha como resultado de la unión de diversos ríos y arroyos; se nutre de numerosas corrientes y alimenta valles, cañadas y llanuras.

6.2.2.4. Clima

Se presentan una gran variedad de climas con referencia a la clasificación de climas, que va desde seco y semiseco en las Sierras y Llanuras del Norte de Guanajuato, hasta templado en el carso huasteco con precipitaciones que llegan a sobrepasar los 2,000 mm al año. De acuerdo con el INEGI, predomina el clima cálido con 29.40% en las Llanuras y Lomeríos del Golfo Norte, el clima templado con 25.71% en el carso huasteco, el clima semiseco con 24.27% en las Sierras y Llanuras de Guanajuato, Querétaro e Hidalgo y el clima semicalido con 13.30% en la parte central de la cuenca. Al suroeste de localidades como San Juan del Rio y cerca de San Luis Potosí se registra un clima de semiseco a seco y en la parte de la Sierra Madre Oriental es donde existen climas templados y semi secos.

6.3. Distribución espacio-temporal de los sitios de muestreo

Con la finalidad de conocer la amplitud de las variaciones de las diferentes mediciones y parámetros de las características físico-químicas de la población del agua y por la imposibilidad de muestrear toda la población de una sola vez, se realizaron varios muestreos: Muestreo de otoño de 2012 con 24 estaciones de muestreo, muestreo de primavera de 2013 con 21 estaciones de muestreo, muestreo de verano de 2013 con 111 estaciones de muestreo, muestreo de otoño de 2013 con 72 estaciones de muestreo y muestreo de otoño de 2014 con 59 estaciones de muestreo. Al sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago abarca los muestreos de otoño de 2013 y 2014, debido a la extensión del sistema Alto-Bajo Pánuco, comprende los muestreos de otoño de 2012, primavera de 2013 y verano de 2013. Con el conocimiento de las mediciones y parámetros, es posible identificar la prevalencia de ciertos procesos en el agua y en los suelos regados con estas aguas.

Se tomaron muestras de agua a lo largo de los sistemas hidrográficos Lerma-Chapala-Santiago y Alto-Bajo Pánuco, con el fin de tener mayor representatividad, se tomaron muestras de canales de riego, presas, lagos, ríos, manantiales y drenes, se utilizaron recipientes de plástico de 0.5 L, se tomaron por duplicado de cada estación de muestreo para realizar las determinaciones en el laboratorio. La toma de las muestras se realizó con base a la NOM-AA-004-SCFI-2000.

6.3.1. Sistema Lerma-Chapala-Santiago

En las Figuras 5,6, y en los Cuadros 18, 19, se presenta la localización del área de estudio, se muestra las diferentes estaciones de muestreo del agua que circula por el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago para los periodos de otoño de 2013 y otoño de 2014.

Cuadro 18. Localización geográfica de los sitios de muestreo del agua residual, de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.

No.	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altitud (m)	Temperatura C°
1	La Marquesa (lagunita)	-99.3885	19.3022	2994	16.6
2	Presa Tepetitlán	-99.9616	19.6614	2597	20.0
3	Cd. Lerma	-99.5221	19.2862	2590	18.0
4	Lagunas de Almoloya (Principia río Lerma)	-99.4932	19.1551	2587	23.0
5	Tlachalaya	-99.6182	19.4112	2585	18.0
6	Cruce río Lerma, rumbo a Xonacatlán, Naucalpan libre	-99.5561	19.3788	2581	18.0
7	Río Tepetitlán	-99.9581	19.6621	2570	18.0
8	Presa Álzate (sifón)	-99.7055	19.4667	2562	18.0
9	Lerma antes de Ixtlahuaca, Río Lerma	-99.7336	19.4753	2561	18.0
10	Presa Álzate (compuerta)	-99.7033	19.4661	2549	16.0
11	Atlacomulco, Río Lerma	-99.8941	19.7888	2522	18.0
12	Vertedor de Temascalcingo, cruce del Lerma	-100.0225	19.9032	2421	18.0
13	Ex-Hacienda de Solís	-100.0524	19.9787	2376	18.0
14	Presa Tepuxtepec	-100.2284	19.9980	2355	18.0
15	Río Tigre	-100.5088	20.1473	1939	20.0
16	Presa Solís	-100.6649	20.0683	1904	20.0
17	Acambaro, cruce del Lerma	-100.7143	20.0396	1865	22.0
18	Inchamacuaro	-100.8286	20.0811	1842	20.0
19	Salvatierra, río Lerma	-100.8858	20.2109	1757	21.0
20	Cabeza del Toro rumbo a Jaral del Progreso (compuertas)	-101.0214	20.2837	1748	21.0
21	Jaral del Progreso	-101.0567	20.3762	1744	27.0
22	Sn. Nicolás (agustinos)	-100.9838	20.2705	1741	22.0
23	Río Guanajuato, descarga al Lerma	-101.3789	20.5192	1712	26.0
24	Salamanca, puente de acero, río Lerma	-101.1998	20.5651	1710	27.0
25	Pueblo Nuevo, río Lerma	-101.3685	20.5232	1706	25.0
26	Las estacas, río Lerma	-101.4121	20.3903	1705	24.0
27	Municipio Sixto Verduzco, rumbo a Pastor Ortiz, río Lerma	-101.4994	20.3122	1701	26.0
28	Pastor Ortiz, río Lerma	-101.6027	20.2979	1695	24.0
29	La Piedad	-102.0199	20.3430	1683	23.0
30	La Calle	-101.6314	20.2832	1672	23.5
31	El numaral	-101.9400	20.2512	1669	24.0
32	El Mármol	-101.7307	20.2147	1656	24.0
33	Puente Degollado	-102.1195	20.3789	1627	23.0
34	La ribera y Yurecuaro, Lerma	-102.2808	20.3446	1552	23.0
35	LA concepción	-102.3294	20.3469	1542	23.0
36	Descarga del río Duero, Cumato	-102.5885	20.2549	1542	24.0
37	La barca	-102.5471	20.2750	1536	24.0
38	Lerma	-102.6250	20.2338	1536	26.0
39	Poncitlán, puente de fierro	-102.9276	20.3863	1533	21.0
40	Poncitlán, río Santiago (compuertas)	-102.9216	20.3854	1532	21.0
41	Duero con Lerma	-102.6251	20.2331	1530	25.0

... Cuadro 18

No.	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altitud (m)	Temperatura C°
42	La Palma, descarga de ciénaga Sahuayo	-102.7530	20.1484	1530	23.5
43	Malecón, lago de Chapala	-103.1938	20.2863	1530	25.0
44	San Luis Zoyatlán, Chapala	-103.3057	20.2008	1530	28.0
45	Entrada del río Lerma	-102.6732	20.2261	1529	24.0
46	Tuxcueca, lago de Chapala	-103.1849	20.1587	1526	26.0
47	Agua caliente (borbotón)	-102.9311	20.3122	1523	67.0
48	Agua caliente (lago de Chapala)	-102.9311	20.3122	1523	23.0
49	San Pedro Ixm., Lago de Chapala	-102.9713	20.3253	1523	24.0
50	Ocotlán (Sula-río Atotonilco), Lerma-Santiago	-102.7746	20.3445	1521	21.0
51	Tequesquillo, río Santiago	-103.1287	20.4124	1517	21.0
52	Juanacatlán, río Santiago	-103.1756	20.5131	1509	23.5
53	Puente grande, río Santiago	-103.1473	20.5696	1459	23.5
54	Sierra alta camino al Ciruelo, rumbo al río Santiago	-104.3491	21.1871	1425	17.5
55	Jalpa, río Juchipila	-102.9721	21.6334	1372	23.5
56	Apozol, río Juchipila	-103.0889	21.4762	1283	23.0
57	Juchipila, río Juchipila	-103.1213	21.4151	1251	23.0
58	Moyahua, río Juchipila	-103.1686	21.2666	1173	24.0
59	Antes de Moyahua, río Juchipila	-103.1796	21.2161	1133	25.0
60	EL paso de Guadalupe, Ixcatan, río Santiago	-103.3291	20.8392	914	26.0
61	Sn. Cristóbal de la barranca, río Juchipila (desemboque)	-103.4261	21.0489	817	24.0
62	Sn. Cristóbal de la Barranca, río Santiago (fuera del pueblo)	-103.4262	21.0379	817	24.0
63	Sn. Cristóbal de la barranca, río Santiago (mezcla)	-103.4289	21.0426	811	24.0
64	Lago cráter, laguna de Sta. María del oro	-104.5702	21.3619	728	31.0
65	Presa Sta. Rosa, río Santiago	-103.7118	20.9120	646	25.0
66	Presa la Yesca	-104.0993	21.1943	570	29.0
67	El Ciruelo, río Santiago	-104.3435	21.2615	378	32.5
68	Presa El Cajón	-104.4617	21.4237	252	33.0
69	Yeguas (antes de las yeguas)	-104.5139	21.4609	230	32.0
70	Vaso de Aguamilpa	-104.7927	21.8354	221	31.0
71	Presa Aguamilpa, río Santiago	-104.8278	21.8277	87	30.0
72	Río el Chilte	-104.8613	21.7564	75	31.0

Cuadro 19. Localización geográfica de las estaciones de muestreo del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014.

No.	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altitud (m)	Temperatura C°	Fecha de colecta
1	Ocoyoacac (Laguna)	-99.3907	19.3054	3004	15.0	08/09/2014
2	Presa Tepetitlán	-99.9636	19.6442	2599	22.0	09/09/2014
3	Río Lerma después de las Lagunas	-99.5139	19.1854	2594	18.0	08/09/2014
4	Río Lerma cruce Xonocotlán	-99.5554	19.3781	2589	18.0	09/09/2014
5	Laguna de Chignahuapan (Almoloja del Río)	-99.4930	19.1552	2588	21.5	08/09/2014
6	Río Lerma Cd. Lerma	-99.5214	19.2861	2565	17.0	09/09/2014
7	Río Lerma Ixtlahuaca	-99.7336	19.4753	2564	19.0	09/09/2014
8	Presa Álzate	-99.7059	19.4669	2553	19.5	09/09/2014
9	Atlacmulco, Río Lerma	-99.8941	19.7888	2530	19.0	09/09/2014
10	Presa Tepuxtepec	-100.2834	20.0345	2396	21.0	10/09/2014
11	Compuertas Temascalcingo	-100.0222	19.9031	2354	19.0	09/09/2014
12	Compuertas Tepuxtepec	-100.2334	19.9996	2314	21.0	10/09/2014
13	Tungareo	-100.3679	19.9076	2035	20.0	10/09/2014
14	Inchamacuaro, Acambaro Gto.	-100.8286	20.0812	1852	20.0	10/09/2014
15	Presa Solís	-100.6703	20.0511	1843	21.0	10/09/2014
16	Salvatierra	-100.8858	20.2110	1774	20.0	10/09/2014
17	Cruce Santiago Copetiro	-101.0214	20.2836	1745	20.5	11/09/2014

...Cuadro 19

No.	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altitud (m)	Temperatura C°	Fecha de colecta
18	Salamanca	-101.1970	20.5648	1713	21.0	11/09/2014
19	Pastor Ortiz Rio Lerma	-101.6003	20.3008	1699	22.0	11/09/2014
20	Rio Turbio	-101.6075	20.4521	1690	25.0	11/09/2014
21	El Mármol	-101.7307	20.2149	1688	23.0	11/09/2014
22	Numaran	-101.9401	20.2511	1684	24.0	11/09/2014
23	Rio Atotonilco el Alto	-102.5329	20.5340	1578	19.0	12/09/2014
24	Estación Ibarra, Río Duero	-102.6242	20.2337	1535	23.0	11/09/2014
25	Yurecuaro	102.2639	20.3359	1534	24.0	11/09/2014
26	Cueca, Chapala	-103.2130	20.1586	1533	25.0	12/09/2014
27	Carretera Sahuayo-Briseñas, Rio Lerma	-102.5658	20.2666	1531	23.0	11/09/2014
28	Sn. Nicolás Zoyotlan	-103.3084	20.2023	1531	26.0	12/09/2014
29	Sn. Cristóbal Zapotitlán, Chapala	-103.3718	20.2277	1526	29.0	12/09/2014
30	Malecón Chapala	-103.1939	20.2867	1524	25.0	12/09/2014
31	Jocotepec, Chapala	-103.3196	20.2878	1522	27.0	12/09/2014
32	Agua caliente Lago de Chapala	-102.9311	20.3122	1518	65.0	12/09/2014
33	Lago de Chapala junto a agua caliente	-102.9311	20.3122	1518	32.0	12/09/2014
34	Puente grande	-103.1480	20.5701	1434	22.0	13/09/2014
35	Jalpa, Juchipila	-102.9722	21.6335	1372	24.0	13/09/2014
36	Apozol, Juchipila	-103.0889	21.4767	1279	25.0	13/09/2014
37	Juchipila, Juchipila	-103.1218	21.4057	1231	24.0	13/09/2014
38	Moyahua, Juchipila	-103.1684	21.2665	1171	25.0	13/09/2014
39	Ixcatan (Paso de Gpe.) Rio Santiago	-103.3289	20.8391	911	23.0	13/09/2014
40	Sn. Cristóbal de la Barranca, Rio Santiago	-103.4261	21.0484	808	25.0	13/09/2014
41	Lago Cráter Sta. Ma. Del Oro	-104.5701	21.3618	731	31.0	14/09/2014
42	Amatitán, Presa Sta. Rosa, Rio Santiago	-103.7117	20.9121	655	25.0	14/09/2014
43	Presa la Yesca, Rio Santiago	-104.0980	21.1935	576	29.0	14/09/2014
44	Presa el Cajón	-104.3615	21.4237	261	30.0	14/09/2014
45	Presa Aguamilpa	-104.7929	21.8335	212	29.5	15/09/2014
46	El Jicote	-104.9791	21.7108	65	29.0	15/09/2014
47	Rio Santiago debajo de la cortina	-104.8515	21.8033	62	30.0	15/09/2014
48	El Chilte	-104.8612	21.7563	60	25.5	15/09/2014
49	Estación Pani, Rio Santiago	-105.0109	21.7384	38	30.0	15/09/2014
50	Canal de riego margen izquierdo, rio Santiago	-105.0369	21.7286	38	29.0	15/09/2014
51	Ruiz, Rio San. Pedro	-105.1466	21.9641	28	30.0	16/09/2014
52	Canal de riego margen derecha entronque estación Yago	-105.1133	21.8339	25	30.0	15/09/2014
53	Tuxpan, Rio Sn. Pedro	-105.2971	21.9459	18	30.0	16/09/2014
54	Boca del Asadero, rio Santiago	-105.4270	21.6407	14	31.0	16/09/2014
55	Santiago Ixcuintla, Rio Santiago	-105.2066	21.8034	13	29.5	15/09/2014
56	Amapá, Rio Santiago	-105.2469	21.7803	10	30.0	15/09/2014
57	Desembocadura al mar, Boca del Asadero	-105.4438	21.6359	4	31.0	16/09/2014
58	El Capomal, Rio Santiago	-105.1146	21.8308	3	29.0	15/09/2014
59	Villa Juárez, Rio Santiago	-105.3891	21.6843	2	30.0	15/09/2014

6.3.2. Sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco

El sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, se presenta en dos zonas, en la Figura 7, y Cuadro 30 se aborda la primera parte del sistema hidrográfico que corresponde a la localización del área DF-Zona metropolitana-Zumpango-Ixmiquilpán-Zimapán, conocido como el Alto Pánuco, en la Figura 6, 7, y en los Cuadros 20, 21, se presenta parte del sistema hidrográfico que pertenece al Bajo-Pánuco, donde el agua residual después de generar energía eléctrica en la Presa de Zimapán, sigue su cauce como

Río Moctezuma, para verter sus aguas en el Río Tempoal y posteriormente en el Río Pánuco y por último para desembocar en el Golfo.

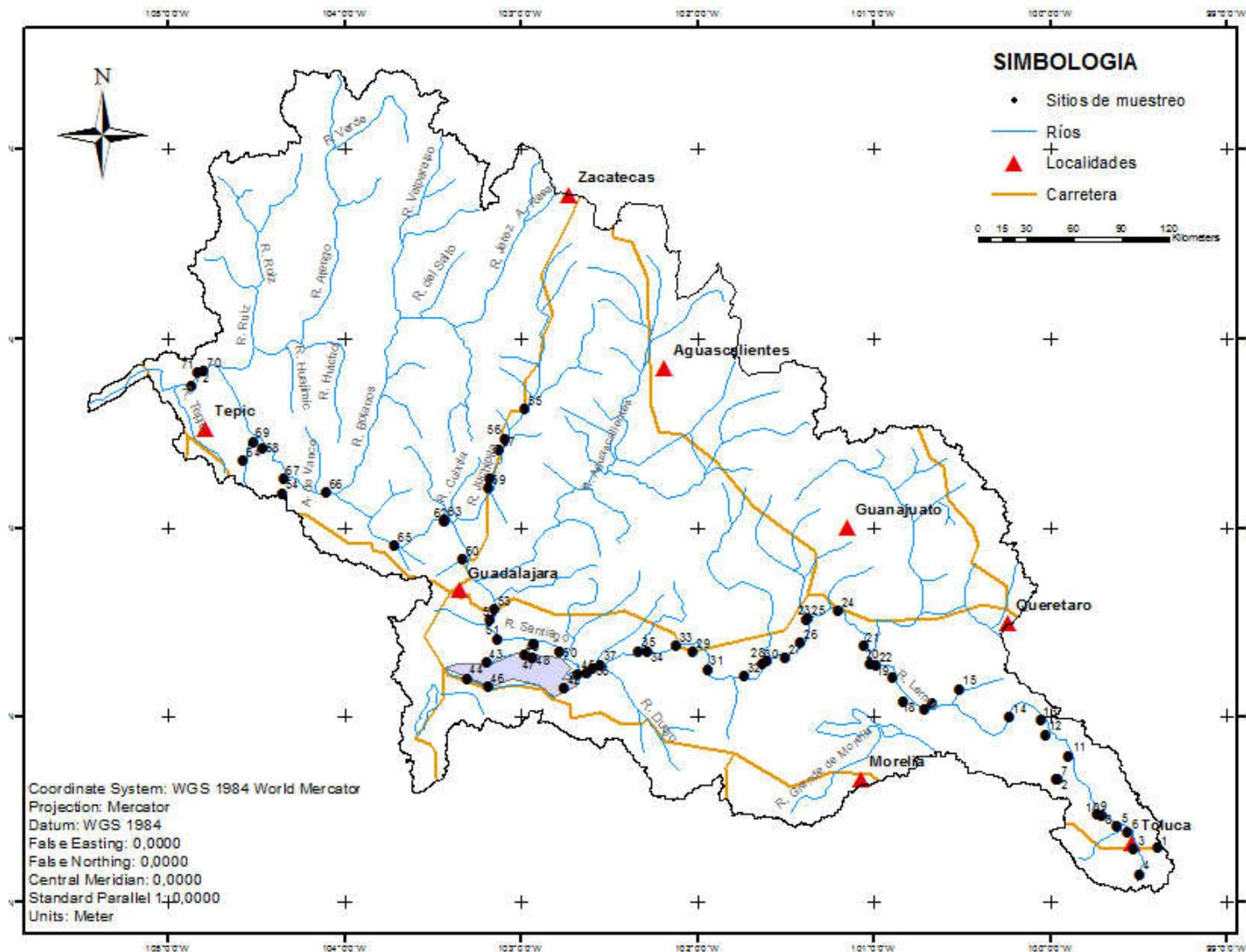


Figura 5. Localización de las estaciones de muestreo del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, para el periodo otoño de 2013.

Cuadro 20. Localización geográfica de las estaciones de muestreo del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, corresponde al Alto-Pánuco, verano 2013.

No.	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altitud m	Temp. °C	Fecha de colecta
1	Canal Carretera Peñón-Texcoco	-99.01008	19.46756	2242	21.0	17/06/2013
2	Puente Pemex los Héroes Tecámac	-99.04481	19.62365	2255	22.5	17/06/2013
3	Canal cuadrado Chiconautla	-99.04549	19.65165	2248	23.0	17/06/2013
4	Canal Sta. Ma. Tonatitla II	-99.04537	19.67269	2249	24.0	17/06/2013
5	Canal Sta. Ma. Tonatitla II	-99.04463	19.68430	2249	24.0	17/06/2013
6	Canal Sta. Ana Nextlalpan	-99.06815	19.73457	2254	27.5	17/06/2013
7	Canal la Laminadora	-99.09156	19.78842	2253	26.0	17/06/2013
8	Vaso de regulación Laguna de Zumpango	-99.12582	19.76533	2244	29.0	17/06/2013
9	Emisor norte Laguna de Zumpango	-99.16517	19.78646	2257	20.0	17/06/2013
10	Gran Canal Sn. Pedro	-99.11815	19.77462	2264	23.0	17/06/2013
11	Canal de tierra saliendo de Actopan a Progreso I	-98.95542	20.26642	1980	20.0	18/06/2013
12	Canal de tierra saliendo de Actopan a Progreso II	-98.95989	20.26422	1977	18.5	18/06/2013
13	Canal parcialmente revestido saliendo de Actopan a Progreso III	-98.97099	20.26085	1972	21.5	18/06/2013
14	Canal Sn. Salvador	-99.01173	20.28090	1946	21.0	18/06/2013
15	Dren Sn. Salvador	-99.01259	20.28194	1945	21.0	18/06/2013
16	Pozo de agua potable Sn. Salvador salida Caxuxi	-99.00678	20.28555	1943	21.5	18/06/2013
17	Dren salida a Sn. Salvador Caxuxi	-98.99162	20.28358	1957	19.0	18/06/2013
18	Canal cuadrado el Pacheco	-99.03790	20.24660	1988	22.0	18/06/2013
19	Canal revestido Ejido Veracruz	-99.14401	20.25905	2002	22.0	18/06/2013
20	Canal Col. Morelos I frente a ejido Veracruz	-99.13650	20.22964	2018	22.5	18/06/2013
21	Canal Col. Morelos II frente a ejido Veracruz	-99.13736	20.22149	2050	23.5	18/06/2013
22	Canal revestido entrada Mixquiahuala	-99.17868	20.24523	2008	22.0	18/06/2013
23	Rio Tula manantial Mixquiahuala	-99.19586	20.25136	1908	23.0	18/06/2013
24	Rio Tula entrada Mixquiahuala	-99.19533	20.25178	1918	21.8	18/06/2013
25	Canal revestido centro integral de seguro social	-99.22158	20.20067	2003	24.0	18/06/2013
26	Canal revestido carretera Mixquiahuala- Tezontepec	-99.24045	20.19004	2011	23.0	18/06/2013
27	Ojo de agua Tezontepec (agua fría)	-99.27903	20.19103	1968	22.0	18/06/2013
28	Río Tula Tezontepec de Aldama	-99.27924	20.19541	1965	21.0	18/06/2013
29	Tinaco I (Cruce hacia Tezontepec)	-99.23042	20.15581	2055	21.0	19/06/2013
30	Tinaco II	-99.22893	20.15981	2042	21.0	19/06/2013
31	Canal de tierra I saliendo de Tlahuelilpan a Tula	-99.24212	20.12804	2057	23.0	19/06/2013
32	Canal de tierra II saliendo de Tlahuelilpan a Tula	-99.24933	20.12497	2061	23.0	19/06/2013
33	Canal de tierra III saliendo de Tlahuelilpan a Tula	-99.25283	20.12222	2067	21.0	19/06/2013
34	Canal Dhendo	-99.31636	20.07478	2093	23.0	19/06/2013
35	Canal puente verde llegada a Tula	-99.32961	20.06659	2035	23.0	19/06/2013
36	Rio Tula, Cd. De Tula	-99.33615	20.05307	2033	22.0	19/06/2013
37	Canal de tierra I frente a refinería	-99.32609	20.05678	2063	21.0	19/06/2013
38	Canal de tierra II frente a refinería	-99.31291	20.05356	2095	23.0	19/06/2013
39	Canal revestido III Tula rumbo a refinería	-99.30468	20.05456	2100	22.5	19/06/2013
40	Canal revestido frente a fabrica	-99.26915	20.05792	2118	23.5	19/06/2013
41	Puente Atitalaquia	-99.22398	20.05954	2086	23.0	19/06/2013
42	Canal la Quina	-99.22707	20.05897	2095	23.0	19/06/2013
43	Cascada del rio Atitalaquia	-99.22364	20.05234	2089	24.0	19/06/2013
44	Canal revestido Pemex Tlamilolpa	-99.23069	20.05180	2123	24.0	19/06/2013
45	Canal del puerco poblado Atitalaquia	-99.22483	20.05078	2111	23.5	19/06/2013
46	Canal revestido Texas	-99.21950	20.05662	2163	23.0	19/06/2013

...Cuadro 20

No.	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altitud m	Temp. °C	Fecha de colecta
47	Canal revestido frente a Cemex	-99.20298	20.02870	2163	23.0	19/06/2013
48	Río Tula, Atotonilco de Tula	-99.20478	20.02619	2133	23.0	19/06/2013
49	Río Tula, Apaxco	-99.21309	20.02088	2187	22.0	19/06/2013
56	Presa Zimapán, entrada de río Tula	-99.40780	20.60040	1539	22.0	20/06/2013
52	Canal cuadrado revestido, Fco. Villa	-98.98715	20.29931	1963	19.0	20/06/2013
53	Río Tula, Ixmiquilpán	-99.00724	20.31391	1700	20.5	20/06/2013
54	Río Tula, puente Tasquillo	-99.34631	20.57595	1602	22.0	20/06/2013
55	Presa Zimapán	-99.48903	20.66089	1558	23.5	20/06/2013
57	Canal cuadrado, Tzindehe	-99.32386	20.52497	1729	22.0	20/06/2013
58	Canal Caxuxi, salida de Actopan	-98.97586	20.29061	1917	20.0	21/06/2013
59	Canal Caxpojay	-99.01845	20.32204	1941	19.5	21/06/2013
60	Río Maconi (pueblo)	-99.52688	20.83146	1650	19.0	21/06/2013
61	Río Moctezuma	-99.44565	20.86452	952	20.0	21/06/2013
62	Río Ayutla (río verde esmeralda)	-99.58723	21.39046	470	23.5	22/06/2013
63	Afluencia de dos ríos (Río Ayutla y Río Sta. Ma.)	-99.58072	21.39745	508	26.0	22/06/2013
64	Río Sta. María (río turbio)	-99.58214	21.39631	492	26.0	22/06/2013
65	Río Huichihuayan (agua de nacimiento)	-98.93350	21.43620	109	24.5	22/06/2013
66	Río Amajac y río Claro	-98.77644	21.24727	130	24.0	23/06/2013
67	Río Claro	-98.75503	21.22140	129	24.0	23/06/2013
68	Río Moctezuma, Tamazunchale	-98.78741	21.25998	124	24.0	23/06/2013
69	Río Moctezuma, Vega Larga	-98.84156	21.25721	142	26.5	23/06/2013
70	Canal revestido, Ignacio Lopez Rayón	-99.27151	20.48323	1746	22.5	23/06/2013
71	Agua de drenaje parcelario después del canal Ignacio López Rayón	-99.27277	20.48781	1739	22.5	23/06/2013
72	Canal Dextho	-99.27358	20.49688	1746	23.0	23/06/2013
73	Canal de mampostería, salida de Ixmiquilpán	-99.25527	20.48095	1747	20.0	23/06/2013
74	Canal Tphe, río Ixmiquilpán	-99.21531	20.48217	1694	20.0	24/06/2013
75	Canal Calle Miguel Hidalgo	-99.21071	20.48675	1717	20.0	24/06/2013
76	Canal el Nith	-99.19436	20.49017	1753	21.0	24/06/2013
77	Canal de tierra grande UTM	-99.18248	20.49232	1755	20.0	24/06/2013
78	Canal cuadrado junto a tienda el Saucito	-99.15686	20.49590	1795	22.0	24/06/2013
79	Canal trapezoidal chico de drenaje, Capula	-99.14631	20.50269	1774	22.0	24/06/2013
80	Zona de drenaje agrícola, Capula (recargas de la presa Debodhe)	-99.14192	20.50552	1771	20.0	24/06/2013
81	Canal de piedra, Capula (al lado de la escuela)	-99.13583	20.50611	1793	21.0	24/06/2013
82	Presa Debodhe	-99.12090	20.48402	1813	23.0	24/06/2013
83	Canal grande revestido, Presa Debodhe	-99.11467	20.49239	1802	18.0	24/06/2013
84	Vertedor, Presa Debodhe	-99.11328	20.48777	1820	20.0	24/06/2013
85	Canal de tierra de aguas residuales, Sn. Pedro Capula	-99.51700	20.51700	1749	21.0	24/06/2013
86	La gloria I (nacimiento)	-99.00667	20.64744	1395	20.0	25/06/2013
87	La gloria II (surgencia)	-99.00575	20.64731	1418	21.0	25/06/2013
88	La Laguna, desviación de camarones (Tolantongo)	-99.00463	20.69035	1851	19.0	25/06/2013
89	Río Tolantongo	-99.00037	20.65175	1263	22.0	25/06/2013
90	Canal revestido, Xotho	-99.15340	20.56139	1861	20.0	25/06/2013
91	Canal chico revestido, Mequeteje (terrazas de alfalfa)	-99.17682	20.54018	1775	21.0	25/06/2013
92	Canal los pinos (Cerritos)	-99.18844	20.52979	1751	21.0	25/06/2013
93	Río Tula Tzindehje	-99.29154	20.55046	1630	32.0	26/06/2013
94	Presa Madho Corrales (río Xigatza)	-99.38690	20.50260	1736	21.0	26/06/2013
95	Cascada de basalto, Sn. Fco. Xigatza, triangulo de cantera	-99.38420	20.48430	1748	21.0	26/06/2013
96	Presa Aguirre	-99.36530	20.43540	1868	23.0	26/06/2013
97	Canal de tierra desemboca en la Presa Aguirre	-99.34860	20.41390	1879	18.0	26/06/2013
98	Canal revestido, entrada a la presa Rojo Gómez	-99.35630	20.37280	1959	20.0	26/06/2013
99	Canal cuadrado de piedra grande, salida presa Rojo Gómez	-99.32720	20.36060	1980	20.0	26/06/2013

...Cuadro 20

No.	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altitud m	Temp. °C	Fecha de colecta
100	Presa Rojo Gómez	-99.32260	20.35840	1989	20.0	26/06/2013
101	Presa Dolores, junto a Rojo Gómez	-99.34820	20.34390	1994	20.0	26/06/2013
102	Nacimiento, Chapantongo	-99.39630	20.31100	2086	20.0	26/06/2013
103	Presa Endho	-99.35980	20.14530	2024	21.0	26/06/2013
104	Sifón Endho	-99.35680	20.15890	2023	20.0	26/06/2013
105	Canal de tierra, junto a escuela David Alfaro Siqueiros	-99.17910	20.44940	1762	18.0	27/06/2013
106	Canal grande revestido, entrada Maguey Blanco	-99.16920	20.42330	1805	18.0	27/06/2013
107	Canal revestido, grasoso, El Mejay	-99.19170	20.39690	1931	20.0	27/06/2013
108	Río Tula, Tlacotalpilco	-99.22320	20.37440	1797	21.0	27/06/2013
109	Río Tula, Chilcuahutla	-99.22280	20.32460	1857	18.0	27/06/2013
110	Túnel de Tequixquiac	-99.14620	19.90410	2236	22.0	27/06/2013
111	Tajo de Tequixquiac	-99.12280	19.90200	2238	22.0	27/06/2013

Cuadro 21. Localización geográfica de las estaciones de muestreo del agua residual, del sistema hidrográfico Bajo-Pánuco, otoño 2012.

No.	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altitud m	Temp. °C	Fecha de colecta
1	Río Blanco	-99.7426	21.2233	1721	19.0	10/10/2012
2	Río Chunveje	-99.5572	21.2047	1267	17.0	10/10/2012
3	Arroyo "El maguey"	-99.7406	21.0311	1252	26.0	08/10/2012
4	Cascada de Maconi	-99.5278	20.8305	1234	21.0	09/10/2012
5	Río Escanela	-99.6051	21.1966	1186	16.0	09/10/2012
6	Río Escanela, poblado Escanelilla	-99.5676	21.2004	1051	18.0	08/10/2012
7	Río Extórax (poblado misión de bucareli)	-99.6178	21.0352	1008	23.4	09/10/2012
8	La Mora a Río Moctezuma, zona de máquinas CFE	-99.4436	20.8640	966	22.0	09/10/2012
9	Presa Jalpán	-99.4770	21.2047	760	26.0	11/10/2012
10	Poblado el naranjo	-99.3311	22.5196	288	24.0	12/10/2012
11	Nuevo Morelos, rio los Galos	-99.2237	22.5340	281	25.5	12/10/2012
12	Estribo río naranjo	-99.2348	22.2546	256	25.0	12/10/2012
13	Minas viejas, rio naranjo	-99.3121	22.4213	254	25.0	12/10/2012
14	Canal micos	-99.1598	22.1060	220	25.0	12/10/2012
15	Río Moctezuma, Tamazunchale	-98.7876	21.2598	136	25.0	11/10/2012
16	Río Amajac	-98.7554	21.2223	129	26.0	11/10/2012
17	Río Claro	-98.7560	21.2220	128	28.0	11/10/2012
18	Vega larga	-98.8416	21.2572	127	25.0	11/10/2012
19	Cascada los Micos (rio Micos)	-99.1511	22.0997	117	25.5	12/10/2012
20	Axtla de terrazas	-98.9334	21.4364	109	23.0	11/10/2012
21	Huichihuayan II, rio Axtla	-98.8897	21.4220	78	22.0	12/10/2012
22	Río Valles	-99.0347	21.9888	68	25.0	12/10/2012
23	Río Coy	-98.9571	21.7496	59	23.0	12/10/2012
24	Río Tampoan	-98.9393	21.8470	51	25.5	12/10/2012

Cuadro 22. Localización geográfica de las estaciones de muestreo del agua residual, del Bajo-Panuco, primavera 2013.

No.	Origen de la muestra	Longitud	Latitud	Altitud m	Temp. °C	Fecha de colecta
1	Presa Zimapán	-99.48906	20.66089	1627	23.0	04/03/2013
2	Peña Blanca	-99.74308	21.0383	1247	23.0	04/03/2013
3	Pueblo Escanela	-99.56764	21.20047	1664	14.0	04/03/2013
4	Manantial Media Luna	-100.02785	21.8612	1003	22.6	07/03/2013
5	Manantial Media Luna (zona de buceo)	-100.02785	21.8612	1003	22.6	07/03/2013
6	Río verde	-100.00775	21.9470	972	20.0	07/03/2013
7	Presa Jalpán	-99.47833	21.20231	780	19.0	05/03/2013
8	Río Claro (mezclado con el Amajac)	-98.75533	21.22150	135	25.0	05/03/2013
9	Amajac (mezclado con el claro)	-98.77536	21.24786	122	24.0	05/03/2013
10	Río Valles	-99.03453	21.98886	81	23.0	06/03/2013
11	Axtla de Terraza	-98.88986	21.42175	62	22.0	05/03/2013
12	Tanquián de Escobedo	-98.66361	21.59828	50	24.0	05/03/2013
13	Amajac	-98.66386	21.59786	48	26.0	05/03/2013
14	Río Tamuín	-98.76233	22.00008	31	23.0	06/03/2013
15	El higo	-98.45869	21.7735	27	24.0	05/03/2013
16	Río Tempoal	-98.4025	21.52269	18	23.0	06/03/2013
17	Río Panuco	-98.17669	22.05992	12	21.0	06/03/2013
18	Tamazunchale	-98.78689	21.26047	10	23.0	05/03/2013
19	Río Támesis (Rialejo), puente, Ébano III	-98.42192	22.41397	9	24.5	06/03/2013
20	Puente Tampico	-97.89536	22.22447	5	21.0	06/03/2013
21	Playa (Cd. Madero-Tampico)	-97.79278	22.27586	0	21.0	06/03/2013

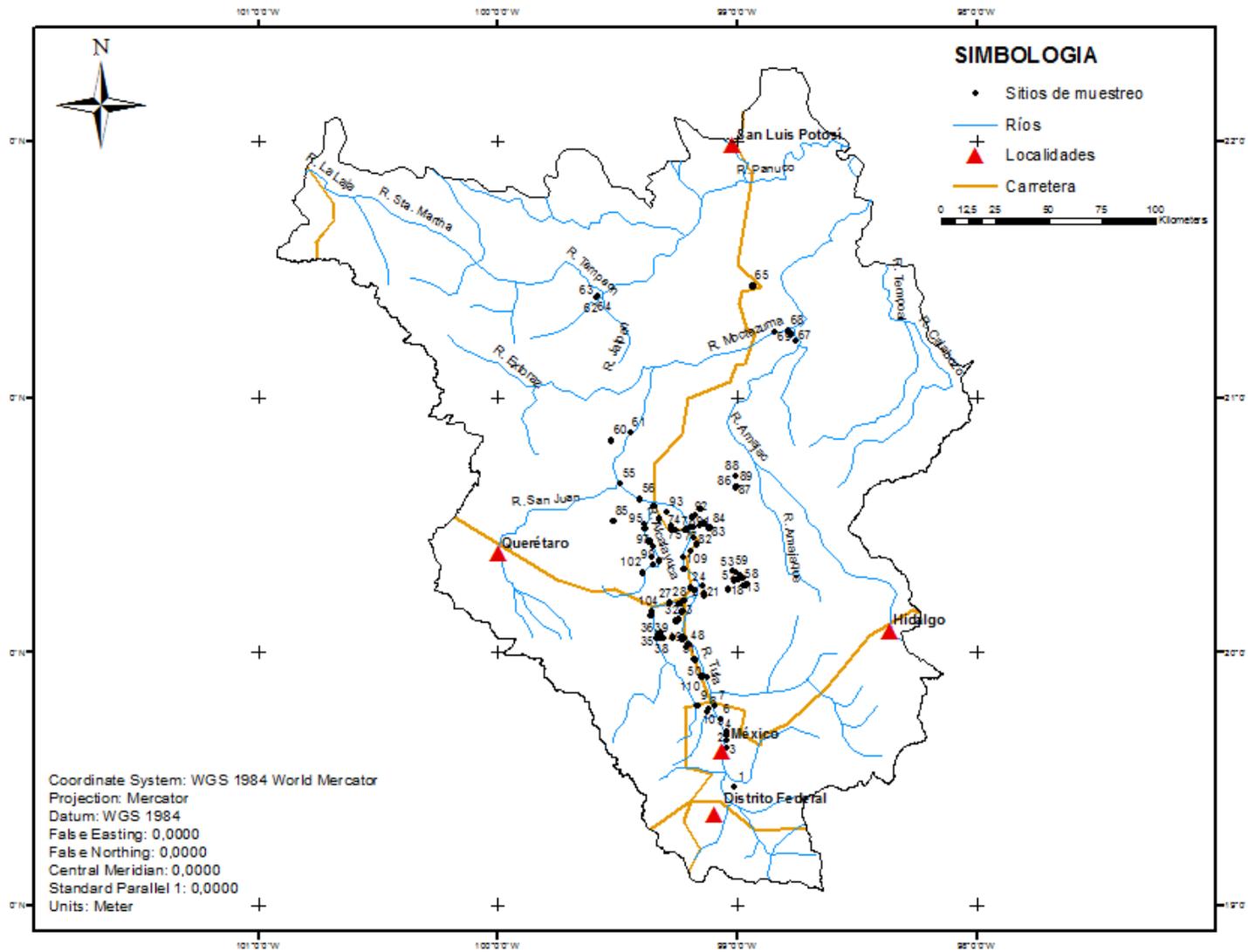


Figura 7. Localización de las estaciones de muestreo del agua residual del sistema hidrográfico Alto-Pánuco, verano de 2013.

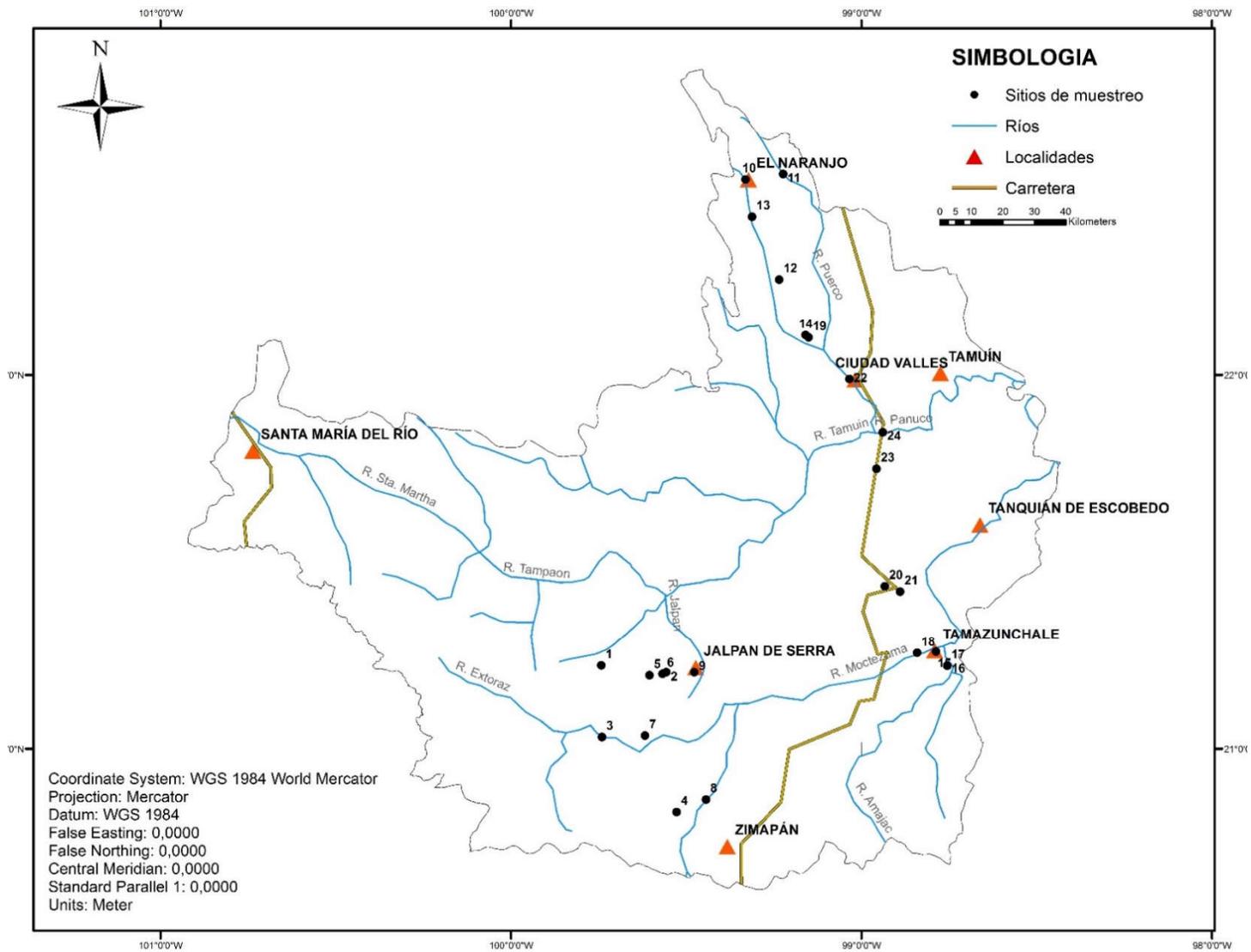


Figura 8. Localización de las estaciones de muestreo del agua residual del sistema hidrográfico Bajo-Pánuco, otoño de 2012.

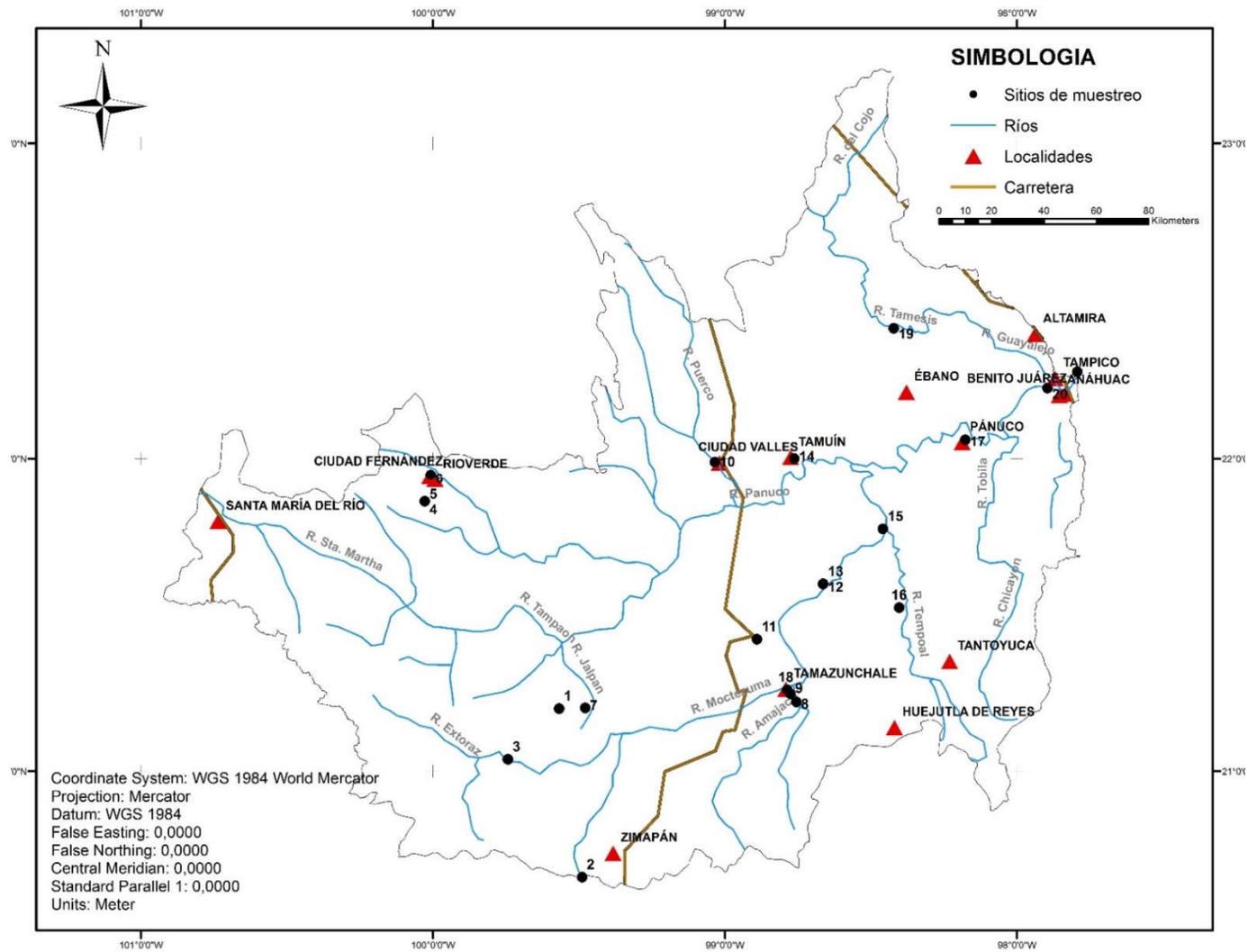


Figura 9. Localización de las estaciones de muestreo del agua residual del sistema hidrográfico Bajo-Pánuco, primavera de 2013.

6.4. Métodos analíticos para las determinaciones físico-químicas de las muestras de agua

En el Cuadro 23 se presentan las determinaciones físico-químicas y su respectivo método, que se realizaron a cada muestra de agua.

Cuadro 23. Métodos analíticos utilizados para caracterizar las aguas residuales.

DETERMINACIÓN	MÉTODO	REFERENCIA
pH	Potenciómetro marca Beckman, modelo Hoffmann Pinther Bosworth	APHA, 1989 ⁹ . 4500-H+B
Conductividad eléctrica	Conductímetro puente de Wheastone con celdas de vidrio de rango 0.1 a 10 $\mu\text{S cm}^{-1}$	APHA, 1989 ⁹ . 25108
Residuo seco evaporado Residuo seco evaporado	Gravimetría mediante estufa marca Hot-Plate modelo 2200 Thermolyne	APHA, 1989 ⁹ . 2540 D
Carbonatos	Volumétrico. Mediante titulación con ácido sulfúrico 0.01N indicador Fenoftaleína	APHA, 1989 ⁹ . 2320 B
Bicarbonatos	Volumétrico. Mediante titulación con ácido sulfúrico 0.01N Indicador Anaranjado de Metilo	APHA, 1989 ⁹ . 2320 B
Cloruros	Método Mhor. Mediante titulación con nitrato de plata 0.01N, indicador Cromato de Potasio al 5%	APHA, 1989 ⁹ . 4500-CI B
Calcio y Magnesio	Volumétrico. Mediante titulación con EDTA 0.01N Indicador Ericromo Negro T	APHA, 1989 ⁹ . 3500 Ca D
Calcio	Volumétrico. Titulación con EDTA 0.01N Indicador Murexida	APHA, 1989 ⁹ . 3500 Ca D
Sodio y Potasio	Flamometría. Flamómetro marca IL Autocal Flame Photometer 643, $\lambda=589\text{ nm}$, calibrado con soluciones estándar de 140 meq L^{-1} para Na y de 5 meq L^{-1} para K	APHA, 1989 ⁹ . 3500-Na y K, D
Sulfatos	Turbidimetría. Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, $\lambda=420\text{ nm}$	APHA, 1989 ⁹ . 4500-SO ₄ E
Ortofosfatos	Espectrofotometría. Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, $\lambda=690\text{ nm}$	Rodier, 1978
Boratos	Espectrofotometría. Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, $\lambda=690\text{ nm}$. Azomethine-H	Bingham, 1982
Nitratos	Nitratación, ácido salicílico, espectrofotometría, Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, $\lambda=410\text{ nm}$	Robarge <i>et al.</i> , 1933
Silicio	Espectrofotometría, Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, $\lambda=650\text{ nm}$	APHA 1995, 4500 Si-e
Presión osmótica	Osmometría. Osmómetro Wescor, modelo VAPRO 5520, calibrado con soluciones estándares de optimol de 100, 290 y 1000 mmol kg^{-1}	Wescor, 1985

6.5. Directrices sobre la calidad del agua

Ayers y Wescot (1987) presentan las directrices para evaluar la calidad del agua de riego, se presentan en el Cuadro 24. Las directrices se refieren a los efectos a mediano y largo plazo de la calidad del agua sobre la producción de cultivos, las condiciones de suelo y el manejo agrícola. Las directrices tienen un carácter práctico y han sido utilizadas con éxito en la agricultura bajo riego, para evaluar los componentes del agua superficial, agua subterránea, agua de drenaje, efluentes de desagües y otras aguas residuales.

Cuando se utilizan aguas con valores menores a “ninguna” restricción, no se presentan problemas en los cultivos o en el suelo. En el caso de restricción “ligera o moderada” se requiere un cuidado gradualmente mayor en la selección de los cultivos y de las alternativas de manejo, para alcanzar el potencial máximo de rendimiento. La restricción “severa” implica la aparición de problemas de suelo y de cultivo y/o reducción en los rendimientos, y la necesidad de contar, para lograr rendimientos aceptables, con un manejo hábil y efectivo, además de 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 han sido utilizadas con éxito en la agricultura bajo riego, para evaluar el agua superficial, subterránea, agua de drenaje, efluentes de desagüe y agua residual. Las directrices pueden identificar los problemas potenciales y restricciones posibles en el uso de ciertas aguas, su adaptabilidad depende de las condiciones de su uso y de la capacidad de manejo de los usuarios.

Cuadro 24. Lineamientos para evaluar la calidad del agua para riego.

Problema potencial	Unidades	Grado de restricción sobre el uso del agua		
		Ninguno	Ligero o Moderado	Severo
Salinidad (afecta disponibilidad de agua para el cultivo)				
CE	mS cm ⁻¹	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0
TSS	mg L ⁻¹	< 450	450 – 2000	> 2000
Infiltración (reduce infiltración; evaluar usando a la vez la CE y el RAS)				
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 (afecta cultivos sensibles)				
Sodio (Na ⁺)				
Riego por superficie	RAS	< 3.0	3.0 – 9.0	> 9.0
Riego por aspersión	mmol _c L ⁻¹	< 3.0	> 3.0	
Cloro (Cl ⁻)				
Riego por superficie	mmol _c L ⁻¹	< 4.0	4 – 10.0	> 10.0
Riego por aspersión	mmol _c L ⁻¹	< 3.0	> 3.0	
Boro B	mg L ⁻¹	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0
Oligoelementos				
Varios (afecta cultivos sensibles)				
Nitrógeno (NO ₃ -N)	mg L ⁻¹	< 5.0	5.0 – 30.0	> 30.0
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻) (aspersión foliar únicamente)	mmol _c L ⁻¹	< 1.5	1.5 – 8.5	> 8.5
pH		Amplitud normal 6.5 – 8.4		
*Cl/SO ₄ >	Halofitismo Suculencia			
*Cl/SO ₄ <	Leñosidad Xerofitismo			
*HCO ₃ /Cl+SO ₄ > Viscosidad de las paredes celulares en raíces				

Fuente: Ayers y Westcot, 1987

*Velásquez, 2001

6.6. Análisis estadístico (asociación de variables)

Para conocer la dependencia o asociación funcional entre las variables obtenidas, la regresión lineal se convierte en una herramienta muy adecuada (Méndez et al., 1990), se calibró un modelo lineal ajustado sin ordenada al origen, mediante la regresión lineal, el cual relaciona la concentración de las soluciones expresadas en mmol_c L⁻¹ o mg L⁻¹ y conductividad eléctrica experimental, la presión osmótica con respecto a la conductividad

eléctrica de las soluciones acuosas: fuerza iónica contra conductividad eléctrica de las soluciones acuosas (Guisande *et al.*, 2006).

El modelo tiene la estructura siguiente: $Y=B_1X$

Donde:

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, en un tercer caso.

B_1 = Es la pendiente de la recta, es decir, el número de unidades en que aumenta (Y) por cada unidad de (X).

X= Es la conductividad eléctrica de la solución en mS cm^{-1} ($\text{CE} \times 10^3$) o $\mu\text{S cm}^{-1}$ ($\text{CE} \times 10^6$).

6.7. Evaluación de los datos analíticos

APHA (1992); Eaton *et al.* (1995), recomiendan la verificación de los valores analíticos mediante varios métodos de comprobación. A continuación, se describen:

6.7.1. Balance de cationes y aniones

De acuerdo al principio, de que las soluciones acuosas son electroneutrales, es decir, que todas las aguas son eléctricamente neutras, en las soluciones se tiene una igualdad de cargas tanto positivas como negativas $\sum n^+ = \sum n^-$. El porcentaje de la diferencia absoluta entre la suma de cationes y aniones es el siguiente (APHA, 1992):

$$\% \text{ diferencia} = \frac{|\sum \text{cationes} - \sum \text{aniones}|}{\sum \text{cationes} + \sum \text{aniones}} * 100$$

Cuadro 25. Criterio de aceptación en el % de error en el balance catión-anión.

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

6.7.2. Conductividad eléctrica medida = Conductividad eléctrica calculada

De acuerdo a la APHA (1992) el segundo método de comprobación se basa en que la conductividad eléctrica medida debe ser aproximadamente igual a la conductividad eléctrica calculada. Si la conductividad eléctrica calculada es mayor que la medida, se debe analizar de nuevo la suma mayor de iones. El rango de variación debe de estar entre los siguientes valores:

$$0.9 < \frac{\text{CE medida}}{\text{CE calculada}} < 1.1$$

Para el cálculo de la conductividad eléctrica calculada se emplean los factores en listados en el Cuadro 26.

Cuadro 26. Factores de conductividad para iones comúnmente encontrados en el agua.

Ion	Conductividad eléctrica (μS cm ⁻¹ , a 25°C	
	Para mmolc L ⁻¹	Para mg L ⁻¹
Bicarbonato	43.6	0.715
Calcio	52.0	2.600
Carbonato	84.6	2.820
Cloro	75.9	2.140
Magnesio	46.6	3.820
Potasio	71.0	1.150
Nitrato	72.0	1.840
Sodio	48.9	2.130
Sulfato	73.9	1.540

6.7.3. Conductividad eléctrica medida y la suma de iones

La suma de cationes y aniones expresadas en mmol_e L⁻¹, debe de estar cerca de una centésima del valor de la conductividad eléctrica media expresada en μS cm⁻¹. Para diferentes tipos de salinidad el valor se encuentra entre los siguientes rangos:

$$\sum \text{ cationes o aniones} = \frac{(09 - 11) * CE}{100}$$

Donde, \sum cationes o aniones, las concentraciones de cationes o aniones están expresadas en mmol_e L⁻¹, y la conductividad eléctrica expresada en μS cm⁻¹.

6.7.4. Sólidos totales disueltos medidos = Sólidos disueltos totales calculados

Para considerar que los análisis de las aguas son correctos y confiables, el rango de variación entre el valor de sólidos totales disueltos (STD) medidos mg L⁻¹ y los sólidos totales calculados, deben de estar entre los siguientes valores (APHA, 1992):

$$10 < \frac{STD_{meddos}}{STD_{calculados}} < 12$$

La concentración total de sólidos totales disueltos medidos debe ser mayor al calculado, porque una contribución significativa no puede ser incluida en el cálculo. Si el valor medido es menor que el calculado, la suma mayor de iones y valores medidos no son confiables. Si el valor medido es mayor del 20% que el calculado, la suma menos de iones y sus constituyentes seleccionados deben ser analizados nuevamente (APHA, 1992).

6.7.5. Sólidos totales disueltos medidos a un rango de conductividad eléctrica

Otra manera de considerar que los análisis químicos son correctos, es que, el valor numérico del cociente sólidos totales disueltos (ppm o mg L⁻¹) dividido entre la conductividad eléctrica (mS cm⁻¹) deberá ser aproximadamente 0.640. Para diferentes tipos de salinidad este valor tendrá variaciones entre 0.5-1.1.

Los valores calculados de mg L^{-1} , $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ y presión osmótica del agua residual de los dos sistemas hidrográficos de estudio, se obtuvieron mediante la inferencia estadística de los métodos de regresión lineal. Cuando se comparan procesos determinados experimentalmente con los procesos de ocurrencia teórica utilizando una ley fisicoquímica determinada (Richards, 1973), el ángulo de la pendiente de esta relación debe ser aproximadamente 45° .

Para conocer las fracciones adsorbidas de sodio intercambiable en los sistemas coloidales de los suelos, en condiciones de equilibrio químico con aguas residuales que riegan estos suelos, se obtuvieron los valores de la relación de adsorción de sodio o RAS en sus diferentes conceptualizaciones físico-químicas.

Para inferir sobre los valores de las fracciones adsorbidas de sodio en los suelos se utilizó la ecuación derivada de las reacciones reversibles de intercambio iónico de Gapon, 1987 (Evangelou and Coale, 1987), de acuerdo con la ley de acción de masas ya que el intercambio de cationes puede representarse mediante ecuaciones similares a las que se emplean en las reacciones químicas heterogéneas y estequiométricas (Frenkel and Alperovitch, 1984; Evangelou and Coale, 1987; Evangelou and Phillips, 1987). Dicha ecuación es la siguiente:

$$\text{PSI} = \frac{K_g \text{RAS}}{1 + K_g \text{RAS}} 100$$

Donde: PSI, es el porcentaje de sodio intercambiable en los sistemas coloidales de suelos; K_g es el coeficiente de selectividad iónica de las fracciones arcillosas y orgánico-minerales de los suelos [$\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$] $^{-1/2}$; RAS, es la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales. Aquí se consideraron los valores de RAS en las diferentes conceptualizaciones fisicoquímicas [$\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$] $^{1/2}$.

Debido a la composición del agua residual que circula en los sistemas hidrográficos de estudio, son ricas en iones bicarbonato HCO_3^- , en esta investigación se calculó el parámetro de Eaton: Carbonato de sodio residual " Na_2CO_3 " (CSR).

Por último, para caracterizar el comportamiento geoquímico de aguas residuales se determinaron las sales hipotéticas del agua residual. Para establecer la formación sucesiva de tales sales hipotéticas, se tomaron en cuenta los valores de solubilidad de cada sal.

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para el análisis de los resultados del agua residual que circulan por los sistemas hidrográficos Lerma-Chapala-Santiago y Alto-Bajo Pánuco, se aborda por separado.

7.1. Aguas que circulan por el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño de 2014

7.1.1. Composición iónica del agua residual

La cuenca Lerma-Chapala-Santiago se localiza en la parte central de México (19°03' a 21°34' N y 99°16' a 103°31' W), se extiende desde el nacimiento del río Lerma (a 4600 msnm) hasta verter sus aguas al lago de Chapala y seguir su curso como río Santiago, a lo largo de su trayecto riega importantes valles del Bajío. La composición iónica del agua residual de la red Lerma-Chapala-Santiago para el periodo de otoño de 2013 y otoño de 2014 se presenta en el Cuadro 28 y 29.

En el Cuadro 27 se presentan los diferentes tipos de aguas de acuerdo con su relación aniónica de predominancia.

Cuadro 27. Tipos de agua de acuerdo a su relación iónica.

Tipo de agua	Muestreo	Relación iónica		Características
		$\frac{Cl^-}{SO_4^{2-}}$	$\frac{HCO_3^-}{Cl^- + SO_4^{2-}}$	
		%		
Clorhídrica	1	92	-	Predomina Cl ⁻ , pequeñas cantidades de HCO ₃ ⁻ y CO ₃ ²⁻ .
	2	78		
Sulfático-clorhídrica	1	7	-	Predomina Cl ⁻ , pequeñas cantidades de HCO ₃ ⁻ , el CO ₃ ²⁻ no existe.
	2	22		
Clorhídrico-sulfática	1	1	-	Predomina SO ₄ ²⁻ .
	2	-		
Sulfática	1	-	-	Predomina Na ⁺ , pequeñas cantidades de HCO ₃ ⁻ .
	2	-		
Sulfático-sódica	1		-	El SO ₄ ²⁻ condiciona la aparición de CO ₃ ²⁻ y HCO ₃ ⁻ con la consecuente formación de soda.
	2		5.1	

Muestreo 1 periodo otoño 2013, Muestreo 2 periodo otoño 2014.

Cuadro 28. Composición iónica del agua residual, de la red hidrográfica de Lerma-Chapala-Santiago, otoño de 2013.

No.	pH	CE μS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ mmol _c L ⁻¹	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹ mg L ⁻¹	RSE mg L ⁻¹	%E
1	7.06	123	0.36	0.40	0.26	0.18	1.20	0.00	0.69	0.22	0.26	1.17	88	1.27	
			7.21	4.86	5.98	7.04		0.00	42.09	7.80	12.49				
			0.18	0.20	0.26	0.18		0.00	0.69	0.22	0.13				1.86
2	6.76	283	0.52	0.68	1.40	0.17	2.77	0.00	1.64	0.95	0.12	2.71	199	1.09	
			10.42	8.26	32.20	6.65		0.00	100.04	33.68	5.76				197.01
			0.26	0.34	1.40	0.17		0.00	1.64	0.95	0.06				4.82
3	7.22	664	2.82	1.33	1.72	0.62	6.49	0.00	3.95	1.45	0.92	6.32	478	1.33	
			56.51	16.16	39.56	24.24		0.00	240.95	51.40	44.19				473.01
			1.41	0.67	1.72	0.62		0.00	3.95	1.45	0.46				10.28
4	7.07	478	1.72	1.12	1.32	0.51	4.67	0.00	2.68	1.19	0.68	4.55	340	1.30	
			34.47	13.61	30.36	19.94		0.00	163.48	42.19	32.66				336.70
			0.86	0.56	1.32	0.51		0.00	2.68	1.19	0.34				7.46
5	6.82	816	1.98	1.61	3.73	0.66	7.98	0.00	4.22	2.47	1.08	7.77	573	1.33	
			39.68	19.56	85.79	25.81		0.00	257.42	87.56	51.87				567.69
			0.99	0.81	3.73	0.66		0.00	4.22	2.47	0.54				13.42
6	6.70	711	1.65	1.42	3.24	0.64	6.95	0.00	3.59	2.15	0.98	6.72	497	1.68	
			33.07	17.25	74.52	25.02		0.00	218.99	76.22	47.07				492.14
			0.83	0.71	3.24	0.64		0.00	3.59	2.15	0.49				11.65
7	6.94	156	0.33	0.37	0.72	0.11	1.53	0.00	0.86	0.55	0.08	1.49	109	1.32	
			6.61	4.50	16.56	4.30		0.00	52.46	19.50	3.84				107.77
			0.17	0.19	0.72	0.11		0.00	0.86	0.55	0.04				2.63
8	6.72	604	1.32	2.10	1.91	0.58	5.91	0.00	3.56	1.38	0.78	5.72	426	1.63	
			26.45	25.52	43.93	22.68		0.00	217.16	48.92	37.46				422.12
			0.66	1.05	1.91	0.58		0.00	3.56	1.38	0.39				9.53
9	6.63	599	2.14	1.35	1.85	0.52	5.86	0.00	3.53	1.42	0.76	5.71	428	1.30	
			42.89	16.40	42.55	20.33		0.00	215.33	50.34	36.50				424.34
			1.07	0.68	1.85	0.52		0.00	3.53	1.42	0.38				9.45
10	6.65	647	2.24	1.37	2.01	0.65	6.27	0.00	3.79	1.42	0.90	6.11	462	1.29	
			44.89	16.65	46.23	25.42		0.00	231.19	50.34	43.23				457.94
			1.12	0.69	2.01	0.65		0.00	3.79	1.42	0.45				10.13
11	6.61	495	0.75	1.45	2.10	0.54	4.84	0.00	2.65	1.75	0.31	4.71	344	1.36	
			15.03	17.62	48.30	21.11		0.00	161.65	62.04	14.89				340.64
			0.38	0.73	2.10	0.54		0.00	2.65	1.75	0.16				8.30
12	6.94	264	0.49	0.60	1.34	0.15	2.58	0.00	1.50	0.88	0.12	2.50	184	1.57	
			9.82	7.29	30.82	5.87		0.00	91.50	31.20	5.76				182.25
			0.25	0.30	1.34	0.15		0.00	1.50	0.88	0.06				4.48
13	6.71	361	0.67	0.86	1.78	0.22	3.53	0.00	2.06	1.22	0.15	3.43	252	1.44	
			13.43	10.45	40.94	8.60		0.00	125.66	43.25	7.20				249.53
			0.34	0.43	1.78	0.22		0.00	2.06	1.22	0.08				6.12
14	7.10	439	0.81	1.06	2.15	0.27	4.29	0.00	2.51	1.49	0.18	4.18	307	1.30	
			16.23	12.88	49.45	10.56		0.00	153.11	52.82	8.65				303.69
			0.41	0.53	2.15	0.27		0.00	2.51	1.49	0.09				7.45
15	7.31	339	0.60	0.82	1.69	0.21	3.32	0.00	1.92	1.15	0.16	3.23	237	1.37	
			12.02	9.96	38.87	8.21		0.00	117.12	40.77	7.68				234.64
			0.30	0.41	1.69	0.21		0.00	1.92	1.15	0.08				5.76
16	7.62	347	0.70	0.72	1.77	0.20	3.39	0.00	1.98	1.17	0.15	3.30	243	1.35	
			14.03	8.75	40.71	7.82		0.00	120.78	41.48	7.20				240.77
			0.35	0.36	1.77	0.20		0.00	1.98	1.17	0.08				5.91

... Cuadro 28

No.	pH	CE μS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹ mg L ⁻¹	RSE mg L ⁻¹	%E
			mmol L ⁻¹												
17	7.59	486	0.96	1.09	2.41	0.29	4.75	0.00	2.78	1.63	0.21	4.62	340	1.39	
			19.24	13.24	55.43	11.34	0.00	169.58	57.78	10.09	336.70				
			0.48	0.55	2.41	0.29	0.00	2.78	1.63	0.11	8.24				
18	7.25	355	0.66	0.85	1.75	0.21	3.47	0.00	2.01	1.21	0.15	3.37	247	1.46	
			13.23	10.33	40.25	8.21	0.00	122.61	42.89	7.20	244.72				
			0.33	0.43	1.75	0.21	0.00	2.01	1.21	0.08	6.01				
19	6.73	330	1.18	0.74	1.02	0.29	3.23	0.00	2.09	0.78	0.28	3.15	238	1.25	
			23.65	8.99	23.46	11.34	0.00	127.49	27.65	13.45	236.03				
			0.59	0.37	1.02	0.29	0.00	2.09	0.78	0.14	5.28				
20	6.52	460	1.55	0.84	1.70	0.41	4.50	0.00	2.91	1.14	0.32	4.37	333	1.47	
			31.06	10.21	39.10	16.03	0.00	177.51	40.41	15.37	329.69				
			0.78	0.42	1.70	0.41	0.00	2.91	1.14	0.16	7.52				
21	6.73	622	1.16	1.49	3.05	0.38	6.08	0.00	3.39	2.12	0.37	5.88	430	1.67	
			23.25	18.10	70.15	14.86	0.00	206.79	75.15	17.77	426.07				
			0.58	0.75	3.05	0.38	0.00	3.39	2.12	0.19	10.45				
22	6.78	405	1.45	0.92	1.23	0.36	3.96	0.00	2.55	0.96	0.34	3.85	291	1.41	
			29.06	11.18	28.29	14.08	0.00	155.55	34.03	16.33	288.51				
			0.73	0.46	1.23	0.36	0.00	2.55	0.96	0.17	6.46				
23	7.11	848	1.62	1.72	4.47	0.48	8.29	0.00	4.63	2.89	0.56	8.08	592	1.28	
			32.46	20.90	102.81	18.77	0.00	282.43	102.45	26.90	586.72				
			0.81	0.86	4.47	0.48	0.00	4.63	2.89	0.28	14.42				
24	7.12	761	1.42	1.62	3.94	0.46	7.44	0.00	4.17	2.59	0.48	7.24	531	1.36	
			28.46	19.68	90.62	17.99	0.00	254.37	91.82	23.05	525.99				
			0.71	0.81	3.94	0.46	0.00	4.17	2.59	0.24	12.92				
25	7.01	735	1.38	1.50	3.86	0.44	7.18	0.00	4.01	2.51	0.46	6.98	512	1.41	
			27.66	18.23	88.78	17.20	0.00	244.61	88.98	22.09	507.55				
			0.69	0.75	3.86	0.44	0.00	4.01	2.51	0.23	12.49				
26	7.41	788	1.42	1.74	4.15	0.40	7.71	0.00	4.21	2.79	0.51	7.51	546	1.31	
			28.46	21.14	95.45	15.64	0.00	256.81	98.91	24.50	540.90				
			0.71	0.87	4.15	0.40	0.00	4.21	2.79	0.26	13.39				
27	6.86	664	1.29	1.36	3.50	0.34	6.49	0.00	3.54	2.34	0.43	6.31	460	1.41	
			25.85	16.52	80.50	13.29	0.00	215.94	82.95	20.65	455.72				
			0.65	0.68	3.50	0.34	0.00	3.54	2.34	0.22	11.26				
28	6.83	795	1.52	1.72	4.12	0.41	7.77	0.00	4.05	2.95	0.52	7.52	544	1.64	
			30.46	20.90	94.76	16.03	0.00	247.05	104.58	24.98	538.75				
			0.76	0.86	4.12	0.41	0.00	4.05	2.95	0.26	13.41				
29	7.30	606	1.22	1.45	2.96	0.30	5.93	0.00	3.10	2.28	0.39	5.77	415	1.37	
			24.45	17.62	68.08	11.73	0.00	189.10	80.83	18.73	410.53				
			0.61	0.73	2.96	0.30	0.00	3.10	2.28	0.20	10.17				
30	6.81	861	1.64	1.85	4.49	0.44	8.42	0.00	4.46	3.19	0.54	8.19	593	1.38	
			32.87	22.48	103.27	17.20	0.00	272.06	113.09	25.94	586.90				
			0.82	0.93	4.49	0.44	0.00	4.46	3.19	0.27	14.60				
31	6.92	733	1.46	1.72	3.62	0.37	7.17	0.00	3.73	2.78	0.46	6.97	500	1.41	
			29.26	20.90	83.26	14.47	0.00	227.53	98.55	22.09	496.06				
			0.73	0.86	3.62	0.37	0.00	3.73	2.78	0.23	12.32				
32	6.77	823	1.57	1.82	4.03	0.41	7.83	0.00	4.44	3.09	0.52	8.05	572	-1.39	
			31.46	22.11	92.69	16.03	0.00	270.84	109.54	24.98	567.65				
			0.79	0.91	4.03	0.41	0.00	4.44	3.09	0.26	13.93				
33	7.04	518	1.06	1.13	2.62	0.26	5.07	0.00	2.62	1.92	0.36	4.90	354	1.71	
			21.24	13.73	60.26	10.17	0.00	159.82	68.06	17.29	350.57				
			0.53	0.57	2.62	0.26	0.00	2.62	1.92	0.18	8.70				

... Cuadro 28

No.	pH	CE μS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹ mg L ⁻¹	RSE mg L ⁻¹	%E
			mmol _c L ⁻¹												
34	6.83	513	0.94	1.09	2.72	0.27	5.02	0.00	2.72	1.84	0.32	4.88		355	1.41
			18.84	13.24	62.56	10.56		0.00	165.92	65.23	15.37		351.72		
			0.47	0.55	2.72	0.27		0.00	2.72	1.84	0.16		8.73		
35	6.84	503	0.90	1.02	2.74	0.26	4.92	0.00	2.70	1.78	0.30	4.78		349	1.44
			18.04	12.39	63.02	10.17		0.00	164.70	63.10	14.41		345.83		
			0.45	0.51	2.74	0.26		0.00	2.70	1.78	0.15		8.59		
36	7.13	401	0.72	0.80	2.20	0.20	3.92	0.00	2.18	1.40	0.24	3.82		279	1.29
			14.43	9.72	50.60	7.82		0.00	132.98	49.63	11.53		276.71		
			0.36	0.40	2.20	0.20		0.00	2.18	1.40	0.12		6.86		
37	6.86	466	0.81	0.96	2.55	0.24	4.56	0.00	2.48	1.67	0.28	4.43		324	1.45
			16.23	11.66	58.65	9.38		0.00	151.28	59.20	13.45		319.86		
			0.41	0.48	2.55	0.24		0.00	2.48	1.67	0.14		7.97		
38	7.73	389	0.70	0.79	2.12	0.19	3.80	0.00	2.10	1.36	0.23	3.69		270	1.47
			14.03	9.60	48.76	7.43		0.00	128.10	48.21	11.05		267.17		
			0.35	0.40	2.12	0.19		0.00	2.10	1.36	0.12		6.63		
39	6.70	335	0.64	0.68	1.79	0.17	3.28	0.00	1.87	1.14	0.19	3.20		235	1.23
			12.83	8.26	41.17	6.65		0.00	114.07	40.41	9.13		232.51		
			0.32	0.34	1.79	0.17		0.00	1.87	1.14	0.10		5.73		
40	7.37	367	0.70	0.75	1.94	0.20	3.59	0.00	2.04	1.24	0.21	3.49		256	1.41
			14.03	9.11	44.62	7.82		0.00	124.44	43.96	10.09		254.06		
			0.35	0.38	1.94	0.20		0.00	2.04	1.24	0.11		6.25		
41	7.76	394	0.71	0.80	2.14	0.20	3.85	0.00	2.16	1.35	0.23	3.74		274	1.45
			14.23	9.72	49.22	7.82		0.00	131.76	47.86	11.05		271.65		
			0.36	0.40	2.14	0.20		0.00	2.16	1.35	0.12		6.72		
42	7.56	415	0.76	0.88	2.21	0.21	4.06	0.00	2.30	1.41	0.24	3.95		289	1.37
			15.23	10.69	50.83	8.21		0.00	140.30	49.98	11.53		286.78		
			0.38	0.44	2.21	0.21		0.00	2.30	1.41	0.12		7.07		
43	8.37	1122	1.55	2.25	6.57	0.60	10.97	0.42	6.28	3.35	0.63	10.68		784	1.34
			31.06	27.34	151.11	23.46		12.60	383.08	118.76	30.26		777.67		
			0.78	1.13	6.57	0.60		0.21	6.28	3.35	0.32		19.23		
44	8.27	1060	1.56	2.15	6.10	0.56	10.37	0.40	5.91	3.18	0.59	10.08		739	1.42
			31.26	26.12	140.30	21.90		12.00	360.51	112.73	28.34		733.16		
			0.78	1.08	6.10	0.56		0.20	5.91	3.18	0.30		18.10		
45	7.44	424	0.79	0.90	2.24	0.22	4.15	0.00	2.37	1.43	0.24	4.04		296	1.34
			15.83	10.94	51.52	8.60		0.00	144.57	50.69	11.53		293.68		
			0.40	0.45	2.24	0.22		0.00	2.37	1.43	0.12		7.23		
46	8.30	1028	1.54	2.42	5.55	0.54	10.05	0.28	5.85	3.08	0.57	9.78		717	1.36
			30.86	29.40	127.65	21.11		8.40	356.85	109.19	27.38		710.84		
			0.77	1.21	5.55	0.54		0.14	5.85	3.08	0.29		17.43		
47	7.61	417	0.25	0.48	3.14	0.21	4.08	0.00	2.32	1.41	0.24	3.97		297	1.37
			5.01	5.83	72.22	8.21		0.00	141.52	49.98	11.53		294.30		
			0.13	0.24	3.14	0.21		0.00	2.32	1.41	0.12		7.57		
48	7.70	797	1.50	1.82	4.05	0.42	7.79	0.00	4.61	2.51	0.45	7.57		559	1.43
			30.06	22.11	93.15	16.42		0.00	281.21	88.98	21.61		553.55		
			0.75	0.91	4.05	0.42		0.00	4.61	2.51	0.23		13.48		
49	8.43	1107	1.45	2.20	6.60	0.58	10.83	0.32	6.49	3.12	0.62	10.55		783	1.31
			29.06	26.73	151.80	22.68		9.60	395.89	110.60	29.78		776.14		
			0.73	1.10	6.60	0.58		0.16	6.49	3.12	0.31		19.09		
50	7.70	673	1.66	1.72	2.88	0.32	6.58	0.00	3.96	2.11	0.34	6.41		470	1.31
			33.27	20.90	66.24	12.51		0.00	241.56	74.80	16.33		465.61		
			0.83	0.86	2.88	0.32		0.00	3.96	2.11	0.17		11.13		

... Cuadro 28

No.	pH	CE μS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹	RSE mg L ⁻¹	%E	
			mmol _c L ⁻¹											mg L ⁻¹		
51	7.36	344	0.84	0.92	1.41	0.16	3.33	0.00	2.01	1.07	0.16	3.24		239	1.37	
			16.83	11.18	32.43	6.26		0.00	122.61	37.93	7.68		234.92			
			0.42	0.46	1.41	0.16		0.00	2.01	1.07	0.08		5.61			
52	8.60	521	1.26	1.24	2.35	0.24	5.09	0.00	3.12	1.62	0.22	4.96		365	1.29	
			25.25	15.07	54.05	9.38		0.00	190.32	57.43	10.57		362.07			
			0.63	0.62	2.35	0.24		0.00	3.12	1.62	0.11		8.69			
53	7.26	656	1.58	1.56	2.96	0.32	6.42	0.00	3.72	2.24	0.29	6.25		455	1.34	
			31.66	18.95	68.08	12.51		0.00	226.92	79.41	13.93		451.47			
			0.79	0.78	2.96	0.32		0.00	3.72	2.24	0.15		10.96			
54	7.72	326	0.49	0.52	2.02	0.16	3.19	0.00	1.85	1.12	0.14	3.11		230	1.27	
			9.82	6.32	46.46	6.26		0.00	112.85	39.70	6.72		228.13			
			0.25	0.26	2.02	0.16		0.00	1.85	1.12	0.07		5.73			
55	6.88	186	0.42	0.44	0.87	0.09	1.82	0.00	1.02	0.65	0.10	1.77		128	1.39	
			8.42	5.35	20.01	3.52		0.00	62.22	23.04	4.80		127.36			
			0.21	0.22	0.87	0.09		0.00	1.02	0.65	0.05		3.11			
56	6.87	185	0.40	0.42	0.91	0.08	1.81	0.00	1.01	0.64	0.11	1.76		128	1.40	
			8.02	5.10	20.93	3.13		0.00	61.61	22.69	5.28		126.76			
			0.20	0.21	0.91	0.08		0.00	1.01	0.64	0.06		3.11			
57	6.92	207	0.48	0.50	0.94	0.10	2.02	0.00	1.14	0.72	0.11	1.97		143	1.25	
			9.62	6.08	21.62	3.91		0.00	69.54	25.52	5.28		141.57			
			0.24	0.25	0.94	0.10		0.00	1.14	0.72	0.06		3.45			
58	6.94	225	0.52	0.50	1.06	0.12	2.20	0.00	1.27	0.74	0.13	2.14		157	1.38	
			10.42	6.08	24.38	4.69		0.00	77.47	26.23	6.24		155.51			
			0.26	0.25	1.06	0.12		0.00	1.27	0.74	0.07		3.77			
59	7.03	343	0.78	0.81	1.60	0.16	3.35	0.00	1.88	1.20	0.18	3.26		236	1.36	
			15.63	9.84	36.80	6.26		0.00	114.68	42.54	8.65		234.39			
			0.39	0.41	1.60	0.16		0.00	1.88	1.20	0.09		5.73			
60	7.29	566	1.28	1.32	2.67	0.26	5.53	0.00	3.18	1.96	0.23	5.37		391	1.47	
			25.65	16.04	61.41	10.17		0.00	193.98	69.48	11.05		387.77			
			0.64	0.66	2.67	0.26		0.00	3.18	1.96	0.12		9.49			
61	6.90	194	0.44	0.46	0.90	0.10	1.90	0.00	1.06	0.68	0.10	1.84		134	1.60	
			8.82	5.59	20.70	3.91		0.00	64.66	24.11	4.80		132.59			
			0.22	0.23	0.90	0.10		0.00	1.06	0.68	0.05		3.24			
62	7.18	314	0.72	0.76	1.44	0.15	3.07	0.00	1.68	1.13	0.17	2.98		215	1.49	
			14.43	9.23	33.12	5.87		0.00	102.48	40.06	8.17		213.35			
			0.36	0.38	1.44	0.15		0.00	1.68	1.13	0.09		5.23			
63	6.63	195	0.42	0.47	0.91	0.11	1.91	0.00	1.08	0.67	0.10	1.85		135	1.60	
			8.42	5.71	20.93	4.30		0.00	65.88	23.75	4.80		133.79			
			0.21	0.24	0.91	0.11		0.00	1.08	0.67	0.05		3.27			
64	8.3	1656	0.92	5.31	9.67	0.27	16.17	0.62	8.52	5.87	0.74	15.75		1107	1.32	
			18.44	64.52	222.41	10.56		18.60	519.72	208.09	35.54		1097.87			
			0.46	2.66	9.67	0.27		0.31	8.52	5.87	0.37		28.13			
65	7.33	409	0.92	0.96	1.94	0.19	4.01	0.00	2.25	1.43	0.21	3.89		283	1.52	
			18.44	11.66	44.62	7.43		0.00	137.25	50.69	10.09		280.18			
			0.46	0.48	1.94	0.19		0.00	2.25	1.43	0.11		6.86			
66	7.30	496	1.12	1.16	2.35	0.22	4.85	0.00	2.77	1.69	0.26	4.72		343	1.36	
			22.44	14.09	54.05	8.60		0.00	168.97	59.91	12.49		340.56			
			0.56	0.58	2.35	0.22		0.00	2.77	1.69	0.13		8.30			
67	7.21	280	0.63	0.65	1.34	0.12	2.74	0.00	1.60	0.92	0.15	2.67		195	1.29	
			12.63	7.90	30.82	4.69		0.00	97.60	32.61	7.20		193.45			
			0.32	0.33	1.34	0.12		0.00	1.60	0.92	0.08		4.70			
68	7.95	525	1.12	1.16	2.62	0.23	5.13	0.00	2.89	1.82	0.28	4.99		363	1.38	

... Cuadro 28

No.	pH	CE μS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹ mg L ⁻¹	RSE mg L ⁻¹	%E	
			mmol _e L ⁻¹													
68	7.95	525	1.12	1.16	2.62	0.23	5.13	0.00	2.89	1.82	0.28	4.99		363	1.38	
			22.44	14.09	60.26	8.99		0.00	176.29	64.52	13.45		360.05			
			0.56	0.58	2.62	0.23		0.00	2.89	1.82	0.14		8.84		317	1.47
69	7.87	455	0.94	1.04	2.29	0.22	4.49	0.00	2.50	1.62	0.24	4.36		317	1.47	
			18.84	12.64	52.67	8.60		0.00	152.50	57.43	11.53		314.20			
			0.47	0.52	2.29	0.22		0.00	2.50	1.62	0.12		7.74			
70	7.65	293	0.58	0.66	1.49	0.14	2.87	0.00	1.60	1.04	0.15	2.79		203	1.41	
			11.62	8.02	34.27	5.47		0.00	97.60	36.87	7.20		201.06			
			0.29	0.33	1.49	0.14		0.00	1.60	1.04	0.08		4.97			
71	8.04	349	0.72	0.80	1.72	0.17	3.41	0.00	1.90	1.25	0.18	3.33		242	1.19	
			14.43	9.72	39.56	6.65		0.00	115.90	44.31	8.65		239.21			
			0.36	0.40	1.72	0.17		0.00	1.90	1.25	0.09		5.89			
72	7.60	192	0.39	0.44	0.95	0.10	1.88	0.00	1.02	0.68	0.12	1.82		132	1.62	
			7.82	5.35	21.85	3.91		0.00	62.22	24.11	5.76		131.01			
			0.20	0.22	0.95	0.10		0.00	1.02	0.68	0.06		3.23			
MNA.	7.12	463.00	0.93	1.03	2.15	0.25	4.36	0.00	2.59	1.43	0.26	4.27		328.24	1.37	
			18.64	12.51	49.34	9.78		0.00	157.69	50.52	12.49		324.78			
			0.47	0.52	2.15	0.25		0.00	2.59	1.43	0.13		7.65			
MED.	7.22	457.72	0.93	1.02	2.16	0.26	4.37	0.03	2.54	1.48	0.28	4.33		319.15	1.36	
			18.59	12.44	49.62	10.13		0.85	155.09	52.57	13.44		2.16			
			0.46	0.51	2.16	0.26		0.01	2.54	1.48	0.14		7.67			
MOD.	6.94	664.00	0.70	1.72	1.72	0.22	4.36	0.00	2.01	1.42	0.15	3.58		128.00	0.00	
			14.03	20.90	39.56	8.60		0.00	122.61	50.34	7.20		0.00			
			0.35	0.86	1.72	0.22		0.00	2.01	1.42	0.08		5.73			
DES.	0.50	271.89	0.52	0.71	1.59	0.16	2.99	0.11	1.47	0.91	0.23	2.72		187.11	0.35	
			10.42	8.65	36.67	6.32		3.27	89.47	32.39	11.28		185.46			
			0.26	0.36	1.59	0.16		0.05	1.47	0.91	0.12		4.62			

En el muestreo de otoño de 2013, se puede observar que el 92% corresponden a 66 muestras con composición clorhídrica, el 7% corresponde a cinco muestras de composición sulfático-clorhidrica y solo el 1% corresponde a una muestra de composición clorhídrico-sulfático. Mientras que para el muestreo de otoño de 2014 el 78% corresponden 46 muestras con composición clorhídrica, el 22% corresponde a 13 muestras de composición sulfático-clorhidrica, y 5.1% corresponden a 3 muestras de composición sulfático-sódicas.

Las relaciones catiónicas para el periodo de otoño de 2013 $\frac{Ca^{2+}}{Mg^{2+}}, \frac{Na^+}{Ca^{2+}}, \frac{Na^+}{Mg^{2+}}$, que presentan las muestras de agua, de las 72 muestras, en la relación $\frac{Ca^{2+}}{Mg^{2+}}$ el 83% es menor de 1, lo que indica que existen considerables cantidades de magnesio con respecto a

calcio, por otro lado, lo que respecta a las relaciones $\frac{Na^+}{Ca^{2+}}$ y $\frac{Na^+}{Mg^{2+}}$, mostraron un 90% y 97% respectivamente, valores mayores a 1, indica el predominio del sodio con respecto al calcio y magnesio. Para el periodo de otoño de 2014, de las 59 muestras, en la relación $\frac{Ca^{2+}}{Mg^{2+}}$ el 85% es menor de 1, lo que indica que existen considerables cantidades de magnesio con respecto al calcio, lo que respecta a las relaciones $\frac{Na^+}{Ca^{2+}}$ y $\frac{Na^+}{Mg^{2+}}$, mostraron un 100% y 100% respectivamente, valores mayores a 1, lo que indica el predominio de sodio, con respecto a calcio y magnesio, lo cual se refleja en altos valores de la relación de adsorción de sodio, con sus respectivos efectos en el suelo.

Cuadro 29. Composición iónica del agua residual, de la red hidrográfica de Lerma-Chapala-Santiago, otoño de 2014.

No.	pH	CE μS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ mmol. L ⁻¹	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹ mg L ⁻¹	RSE mg L ⁻¹	%E	
1	6.07	126	0.40	0.30	0.51	0.15	1.36	0.00	0.82	0.28	0.10	1.20	94.01	95	6.25	
			8.02	3.65	11.73	5.87		0.00	50.02	9.93	4.80					
			0.20	0.15	0.51	0.15		0.00	0.82	0.28	0.05					2.16
2	6.22	149	0.32	0.46	0.62	0.06	1.46	0.00	0.84	0.45	0.13	1.42	102.04	103	1.39	
			6.41	5.59	14.26	2.35		0.00	51.24	15.95	6.24					2.43
			0.16	0.23	0.62	0.06		0.00	0.84	0.45	0.07					2.43
3	6.97	606	1.10	1.20	3.15	0.47	5.92	0.00	3.08	2.10	0.57	5.75	417.15	421	1.46	
			22.04	14.58	72.45	18.38		0.00	187.88	74.45	27.38					10.24
			0.55	0.60	3.15	0.47		0.00	3.08	2.10	0.29					10.24
4	6.29	695	1.10	1.50	3.75	0.45	6.80	0.00	3.81	2.18	0.62	6.61	483.58	488	1.42	
			22.04	18.23	86.25	17.60		0.00	232.41	77.28	29.78					11.80
			0.55	0.75	3.75	0.45		0.00	3.81	2.18	0.31					11.80
5	7.32	1046	1.70	2.60	5.12	0.81	10.23	0.00	6.36	3.10	0.48	9.94	736.00	743	1.44	
			34.07	31.59	117.76	31.67		0.00	387.96	109.90	23.05					17.78
			0.85	1.30	5.12	0.81		0.00	6.36	3.10	0.24					17.78
6	6.55	696	1.60	1.90	2.86	0.38	6.74	0.00	3.54	2.16	0.82	6.52	467.68	472	1.66	
			32.06	23.09	65.78	14.86		0.00	215.94	76.57	39.38					11.10
			0.80	0.95	2.86	0.38		0.00	3.54	2.16	0.41					11.10
7	6.02	483	0.82	1.40	2.19	0.31	4.72	0.00	2.69	1.27	0.65	4.61	336.26	339	1.18	
			16.43	17.01	50.37	12.12		0.00	164.09	45.02	31.22					7.90
			0.41	0.70	2.19	0.31		0.00	2.69	1.27	0.33					7.90
8	6.54	478	0.79	1.30	2.27	0.31	4.67	0.00	2.66	1.25	0.65	4.56	333.75	337	1.19	
			15.83	15.80	52.21	12.12		0.00	162.26	44.31	31.22					7.86
			0.40	0.65	2.27	0.31		0.00	2.66	1.25	0.33					7.86
9	6.33	371	0.63	1.07	1.71	0.22	3.63	0.00	2.27	0.85	0.42	3.54	262.33	265	1.26	
			12.63	13.00	39.33	8.60		0.00	138.47	30.13	20.17					6.11
			0.32	0.54	1.71	0.22		0.00	2.27	0.85	0.21					6.11
10	6.15	131	0.38	0.40	0.44	0.14	1.36	0.00	0.71	0.31	0.22	1.24	92.94	94	4.62	
			7.62	4.86	10.12	5.47		0.00	43.31	10.99	10.57					2.10
			0.19	0.20	0.44	0.14		0.00	0.71	0.31	0.11					2.10

... Cuadro 29

No.	pH	CE μS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ mmol _c L ⁻¹	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹ mg L ⁻¹	RSE mg L ⁻¹	%E	
11	6.20	330	0.95	0.70	1.37	0.21	3.23	0.00	2.09	0.78	0.26	3.13		237	1.57	
			19.04	8.51	31.51	8.21			0.00	127.49	27.65	12.49		234.89		
			0.48	0.35	1.37	0.21			0.00	2.09	0.78	0.13		5.41		
12	6.44	400	0.80	1.05	1.72	0.30	3.87	0.00	2.15	1.03	0.58	3.76		278	1.44	
			16.03	12.76	39.56	11.73			0.00	131.15	36.51	27.86		275.60		
			0.40	0.53	1.72	0.30			0.00	2.15	1.03	0.29		6.42		
13	6.49	396	0.70	1.15	1.73	0.29	3.87	0.00	2.18	0.96	0.61	3.75		279	1.57	
			14.03	13.97	39.79	11.34			0.00	132.98	34.03	29.30		275.44		
			0.35	0.58	1.73	0.29			0.00	2.18	0.96	0.31		6.39		
14	6.74	399	0.90	1.10	1.61	0.29	3.90	0.00	2.31	0.92	0.54	3.77		282	1.69	
			18.04	13.37	37.03	11.34			0.00	140.91	32.61	25.94		279.23		
			0.45	0.55	1.61	0.29			0.00	2.31	0.92	0.27		6.40		
15	6.65	408	0.95	1.18	1.52	0.30	3.95	0.00	2.36	0.94	0.54	3.84		286	1.41	
			19.04	14.34	34.96	11.73			0.00	143.96	33.32	25.94		283.28		
			0.48	0.59	1.52	0.30			0.00	2.36	0.94	0.27		6.46		
16	6.79	398	0.85	1.08	1.67	0.29	3.89	0.00	2.34	0.90	0.54	3.78		283	1.43	
			17.03	13.12	38.41	11.34			0.00	142.74	31.91	25.94		280.49		
			0.43	0.54	1.67	0.29			0.00	2.34	0.90	0.27		6.44		
17	6.85	414	0.95	1.10	1.70	0.30	4.05	0.00	2.34	1.03	0.57	3.94		292	1.38	
			19.04	13.37	39.10	11.73			0.00	142.74	36.51	27.38		289.86		
			0.48	0.55	1.70	0.30			0.00	2.34	1.03	0.29		6.68		
18	6.64	532	1.15	1.25	2.43	0.37	5.20	0.00	2.91	1.60	0.54	5.05		372	1.46	
			23.05	15.19	55.89	14.47			0.00	177.51	56.72	25.94		368.76		
			0.58	0.63	2.43	0.37			0.00	2.91	1.60	0.27		8.78		
19	7.03	509	1.20	1.15	2.26	0.37	4.98	0.00	2.71	1.42	0.71	4.84		357	1.43	
			24.05	13.97	51.98	14.47			0.00	165.31	50.34	34.10		354.22		
			0.60	0.58	2.26	0.37			0.00	2.71	1.42	0.36		8.29		
20	6.87	835	1.75	1.95	4.18	0.29	8.17	0.00	3.91	2.83	1.15	7.89		567	1.74	
			35.07	23.69	96.14	11.34			0.00	238.51	100.32	55.23		560.31		
			0.88	0.98	4.18	0.29			0.00	3.91	2.83	0.58		13.64		
21	6.59	512	1.10	1.30	2.14	0.31	4.85	0.00	2.68	1.70	0.63	5.01		358	1.62	
			22.04	15.80	49.22	12.12			0.00	163.48	60.27	30.26		353.18		
			0.55	0.65	2.14	0.31			0.00	2.68	1.70	0.32		8.35		
22	6.46	515	1.22	1.15	2.36	0.31	5.04	0.00	2.94	1.38	0.60	4.92		365	1.20	
			24.45	13.97	54.28	12.12			0.00	179.34	48.92	28.82		361.90		
			0.61	0.58	2.36	0.31			0.00	2.94	1.38	0.30		8.48		
23	6.50	252	0.64	0.68	1.02	0.12	2.46	0.00	1.59	0.67	0.14	2.40		178	1.23	
			12.83	8.26	23.46	4.69			0.00	96.99	23.75	6.72		176.71		
			0.32	0.34	1.02	0.12			0.00	1.59	0.67	0.07		4.13		
24	6.49	308	0.72	0.74	1.37	0.18	3.01	0.00	1.65	0.82	0.45	2.92		216	1.52	
			14.43	8.99	31.51	7.04			0.00	100.65	29.07	21.61		213.30		
			0.36	0.37	1.37	0.18			0.00	1.65	0.82	0.23		4.98		
25	6.42	502	1.12	1.35	2.12	0.32	4.91	0.00	2.79	1.35	0.64	4.78		352	1.34	
			22.44	16.40	48.76	12.51			0.00	170.19	47.86	30.74		348.91		
			0.56	0.68	2.12	0.32			0.00	2.79	1.35	0.32		8.14		
26	7.33	1426	2.35	3.52	7.05	0.89	13.81	0.00	6.98	4.61	1.86	13.45		973	1.32	
			47.09	42.77	162.15	34.80			0.00	425.78	163.42	89.34		965.35		
			1.18	1.76	7.05	0.89			0.00	6.98	4.61	0.93		23.40		

... Cuadro 29

No.	pH	CE μS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ mmolc L ⁻¹	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹ mg L ⁻¹	RSE mg L ⁻¹	%E	
27	6.44	412	1.01	0.98	1.56	0.34	3.89	0.00	2.28	1.11	0.60	3.99		291	1.27	
			20.24	11.91	35.88	13.29			0.00	139.08	39.35	28.82		288.57		
			0.51	0.49	1.56	0.34			0.00	2.28	1.11	0.30		6.59		
28	7.56	1100	1.72	2.26	5.72	0.92	10.62	0.00	5.07	3.55	1.74	10.36		755	1.24	
			34.47	27.46	131.56	35.97			0.00	309.27	125.85	83.57		748.15		
			0.86	1.13	5.72	0.92			0.00	5.07	3.55	0.87		18.12		
29	7.62	1231	1.90	2.75	6.56	0.83	12.04	0.00	6.06	3.70	1.95	11.71		856	1.39	
			38.08	33.41	150.88	32.45			0.00	369.66	131.17	93.66		849.31		
			0.95	1.38	6.56	0.83			0.00	6.06	3.70	0.98		20.45		
30	8.27	1062	1.08	1.85	6.45	0.90	10.28	0.42	5.17	3.23	1.18	10.00		732	1.38	
			21.64	22.48	148.35	35.19			12.60	315.37	114.50	56.68		726.81		
			0.54	0.93	6.45	0.90			0.21	5.17	3.23	0.59		18.02		
31	8.21	1200	1.75	2.30	6.72	0.96	11.73	0.30	5.73	3.65	1.71	11.39		831	1.47	
			35.07	27.95	154.56	37.54			9.00	349.53	129.39	82.13		825.16		
			0.88	1.15	6.72	0.96			0.15	5.73	3.65	0.86		20.09		
32	7.44	487	0.98	1.12	2.34	0.32	4.76	0.00	3.44	0.86	0.34	4.64		359	1.28	
			19.64	13.61	53.82	12.51			0.00	209.84	30.49	16.33		356.24		
			0.49	0.56	2.34	0.32			0.00	3.44	0.86	0.17		8.18		
33	7.70	973	1.25	1.52	6.01	0.74	9.52	0.00	5.08	3.52	0.66	9.26		683	1.38	
			25.05	18.47	138.23	28.93			0.00	309.88	124.78	31.70		677.05		
			0.63	0.76	6.01	0.74			0.00	5.08	3.52	0.33		17.07		
34	6.81	709	1.65	1.30	3.47	0.51	6.93	0.00	3.42	2.74	0.57	6.73		486	1.46	
			33.07	15.80	79.81	19.94			0.00	208.62	97.13	27.38		481.74		
			0.83	0.65	3.47	0.51			0.00	3.42	2.74	0.29		11.90		
35	7.26	444	1.42	1.05	1.61	0.22	4.30	0.00	2.57	1.40	0.22	4.19		306	1.30	
			28.46	12.76	37.03	8.60			0.00	156.77	49.63	10.57		303.81		
			0.71	0.53	1.61	0.22			0.00	2.57	1.40	0.11		7.15		
36	7.31	415	1.05	1.17	1.66	0.18	4.06	0.00	2.03	1.31	0.60	3.94		282	1.50	
			21.04	14.22	38.18	7.04			0.00	123.83	46.44	28.82		279.56		
			0.53	0.59	1.66	0.18			0.00	2.03	1.31	0.30		6.59		
37	7.41	534	1.35	1.50	2.16	0.21	5.22	0.00	2.53	1.94	0.61	5.08		359	1.36	
			27.05	18.23	49.68	8.21			0.00	154.33	68.77	29.30		355.57		
			0.68	0.75	2.16	0.21			0.00	2.53	1.94	0.31		8.57		
38	7.10	504	1.25	1.40	1.95	0.33	4.93	0.00	2.77	1.53	0.48	4.78		349	1.54	
			25.05	17.01	44.85	12.90			0.00	168.97	54.24	23.05		346.08		
			0.63	0.70	1.95	0.33			0.00	2.77	1.53	0.24		8.15		
39	6.70	414	0.84	0.96	1.88	0.37	4.05	0.00	2.19	1.25	0.50	3.94		290	1.38	
			16.83	11.66	43.24	14.47			0.00	133.59	44.31	24.02		288.12		
			0.42	0.48	1.88	0.37			0.00	2.19	1.25	0.25		6.84		
40	7.47	362	0.85	0.75	1.79	0.15	3.54	0.00	2.22	1.15	0.08	3.45		255	1.29	
			17.03	9.11	41.17	5.87			0.00	135.42	40.77	3.84		253.21		
			0.43	0.38	1.79	0.15			0.00	2.22	1.15	0.04		6.15		
41	8.26	1622	0.52	6.35	8.36	0.48	15.71	0.45	8.96	6.25	0.10	15.76		1094	0.16	
			10.42	77.15	192.28	18.77			13.50	546.56	221.56	4.80		1085.05		
			0.26	3.18	8.36	0.48			0.23	8.96	6.25	0.05		27.76		
42	7.43	415	1.32	0.98	1.43	0.33	4.06	0.00	2.41	1.32	0.20	3.93		290	1.63	
			26.45	11.91	32.89	12.90			0.00	147.01	46.79	9.61		287.56		
			0.66	0.49	1.43	0.33			0.00	2.41	1.32	0.10		6.74		

... Cuadro 29

No.	pH	CE μS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹ mg L ⁻¹	RSE mg L ⁻¹	%E	
43	7.61	539	1.15	1.30	2.48	0.34	5.27	0.00	2.87	1.70	0.56	5.13		375	1.35	
			23.05	15.80	57.04	13.29			0.00	175.07	60.27	26.90		371.41		
			0.58	0.65	2.48	0.34			0.00	2.87	1.70	0.28		8.90		
44	7.63	540	1.17	1.32	2.49	0.30	5.28	0.00	2.86	1.68	0.60	5.14		374	1.34	
			23.45	16.04	57.27	11.73			0.00	174.46	59.56	28.82		371.32		
			0.59	0.66	2.49	0.30			0.00	2.86	1.68	0.30		8.88		
45	7.36	211	0.52	0.63	0.79	0.12	2.06	0.00	1.23	0.66	0.12	2.01		146	1.23	
			10.42	7.65	18.17	4.69			0.00	75.03	23.40	5.76		145.13		
			0.26	0.32	0.79	0.12			0.00	1.23	0.66	0.06		3.44		
46	6.58	304	0.75	0.94	1.07	0.21	2.97	0.00	1.83	0.95	0.13	2.91		213	1.02	
			15.03	11.42	24.61	8.21			0.00	111.63	33.68	6.24		210.82		
			0.38	0.47	1.07	0.21			0.00	1.83	0.95	0.07		4.97		
47	6.31	299	0.73	0.89	1.13	0.17	2.92	0.00	1.74	0.93	0.17	2.84		208	1.39	
			14.63	10.81	25.99	6.65			0.00	106.14	32.97	8.17		205.35		
			0.37	0.45	1.13	0.17			0.00	1.74	0.93	0.09		4.87		
48	7.83	173	0.37	0.42	0.85	0.05	1.69	0.00	0.99	0.54	0.12	1.65		121	1.20	
			7.41	5.10	19.55	1.96			0.00	60.39	19.14	5.76		119.32		
			0.19	0.21	0.85	0.05			0.00	0.99	0.54	0.06		2.89		
49	6.78	307	0.76	0.97	0.98	0.29	3.00	0.00	1.81	0.97	0.16	2.94		215	1.01	
			15.23	11.79	22.54	11.34			0.00	110.41	34.39	7.68		213.38		
			0.38	0.49	0.98	0.29			0.00	1.81	0.97	0.08		5.00		
50	6.84	306	0.75	0.96	1.17	0.12	3.00	0.00	1.85	0.93	0.14	2.92		213	1.35	
			0.56	1.53	12.75	0.35			0.00	10.14	5.52	0.57		31.42		
			0.28	0.36	0.83	0.09			0.00	1.29	0.71	0.11	2.11		154	1.63
58	6.83	223	0.55	0.71	0.83	0.09	2.18	0.00	1.29	0.71	0.11	2.11		154	1.63	
			11.02	8.63	19.09	3.52			0.00	78.69	25.17	5.28		151.40		
			0.28	0.36	0.83	0.09			0.00	1.29	0.71	0.06		3.61		
59	6.65	278	0.68	0.88	1.04	0.12	2.72	0.00	1.64	0.87	0.14	2.65		193	1.30	
			13.63	10.69	23.92	4.69			0.00	100.04	30.84	6.72		190.54		
			0.34	0.44	1.04	0.12			0.00	1.64	0.87	0.07		4.52		
MNA.	6.83	415	0.95	1.12	1.73	0.30	4.06	0.00	2.36	1.25	0.54	3.94		291	1.38	
			13.61	39.79	11.73	0.00				143.96	44.31	25.94		288.57		
			0.56	1.73	0.30	0.00				2.36	1.25	0.27		6.74		
MED.	6.89	442	0.89	1.13	1.94	0.26	4.33	0.02	2.46	1.30	0.37	4.21		3.80	1.40	
			13.69	44.60	9.97	0.59				150.05	45.94	17.81		306.04		
			0.56	1.94	0.26	0.01				2.46	1.30	0.19		7.27		
MOD.	6.44	414	0.95	1.30	1.37	0.29	1.36	0.00	2.34	1.25	0.54	3.94		-	1.39	
			15.80	31.51	11.34	0.00				142.74	44.31	25.94		-		
			0.65	1.37	0.29	0.00				2.34	1.25	0.27		5.00		
DES	0.55	381	0.43	0.94	2.47	0.23	3.70	0.09	2.00	1.31	0.45	3.62		263	0.96	
			11.45	56.74	9.00	2.63				121.86	46.35	21.47		260.79		
			0.47	2.47	0.23	0.04				2.00	1.31	0.22		6.59		

7.1.2. Distribución de cationes y aniones

En la Figura 10, 11 se presenta la distribución de los cationes y aniones del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño de 2013 y otoño 2014. Se observa que a través del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, para otoño 2013 y otoño 2014, el catión predominante es el sodio (Na^+), ocupando la mayor superficie, y el anión predominante es el bicarbonato (HCO_3^-), es decir, en estas aguas predominan las sales bicarbonatadas de sodio (Na^+), magnesio (Mg^{2+}) y calcio (Ca^{2+}).

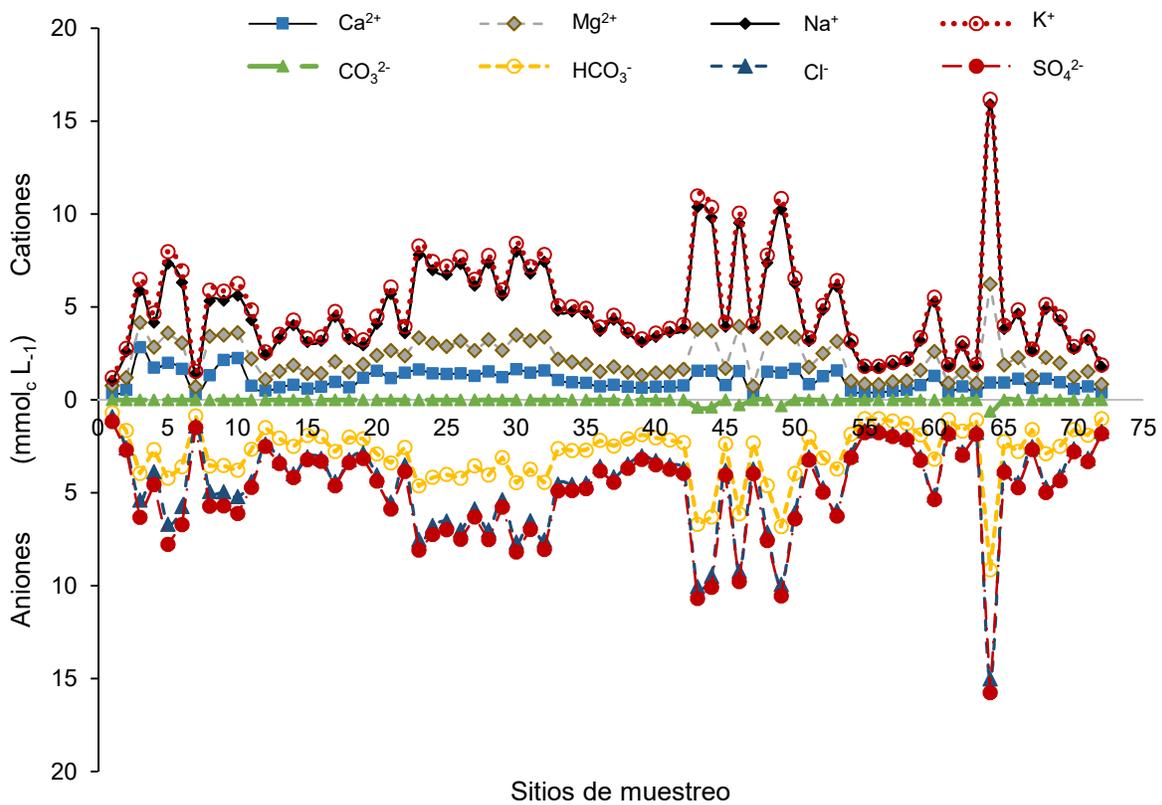


Figura 10. Composición iónica del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.

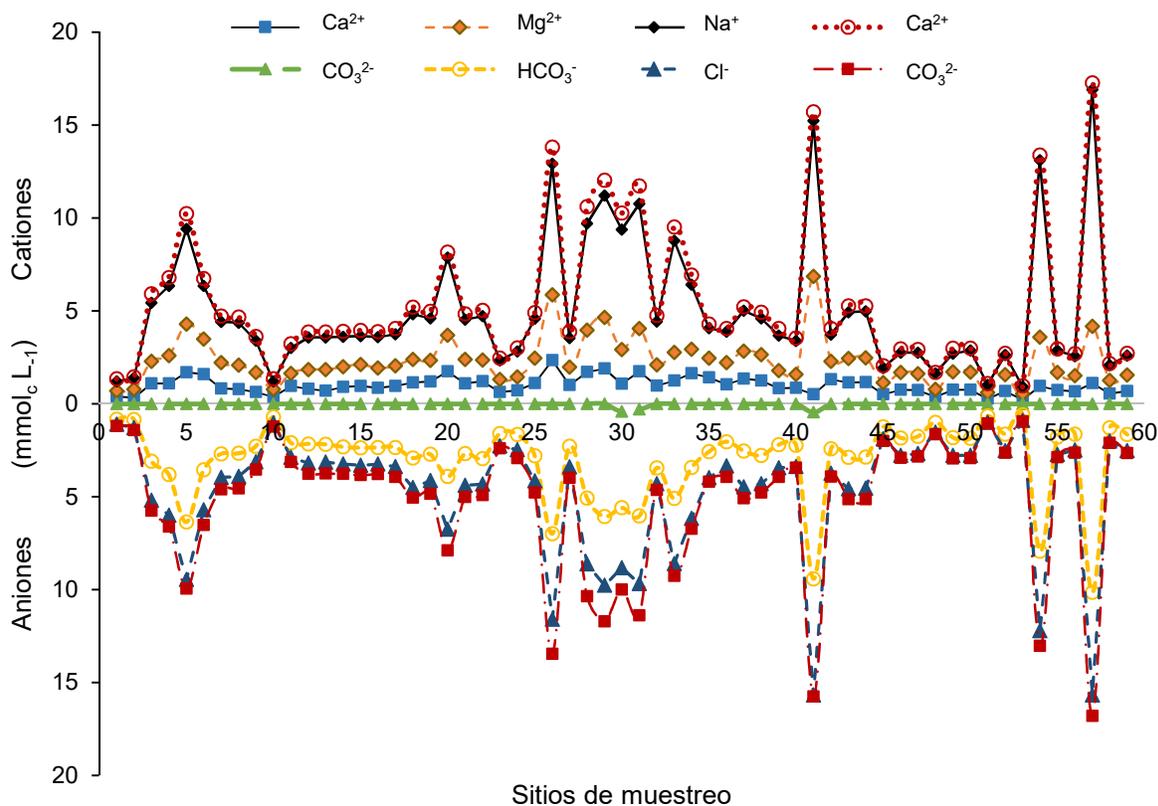


Figura 11. Composición iónica del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014.

7.1.3. Distribución de frecuencias de los datos analíticos

Para conocer la distribución de los valores de conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos se construyeron polígonos de frecuencias, que representan los valores porcentuales del número de muestras que se encuentran dentro de un intervalo establecido. La distribución de frecuencias de la conductividad eléctrica del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b), se presenta en la Figura 12. Se puede observar que el 69 % (otoño 2013) y 68 % (otoño 2014) de las muestras presentan conductividades de 250 a 750 $\mu\text{S cm}^{-1}$, lo que significa que son aguas de baja concentración.

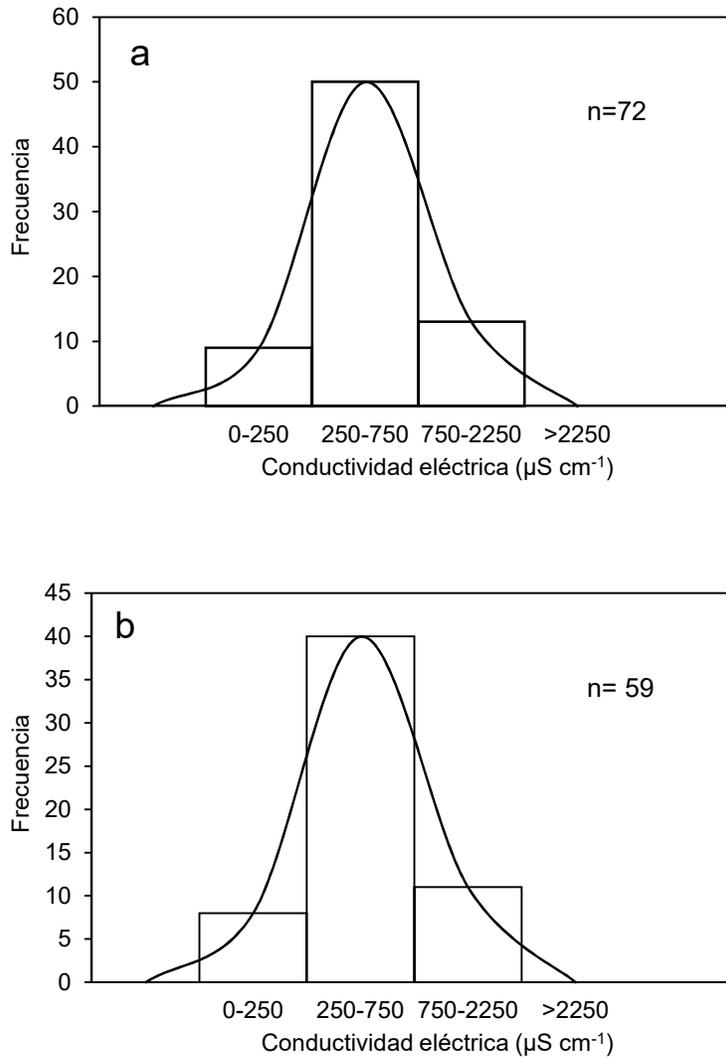


Figura 12. Distribución de frecuencias con respecto a la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

La distribución de frecuencias de la suma de cationes en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$, del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b), se presenta en la Figura 13. Se encontró que para otoño 2013 (a), el 58 % de las muestras muestran una concentración menor a $5 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$, y el 35 % una concentración de $5.0-10.0 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$. Para otoño 2014 (b), el 66 % de las muestras de agua, tienen concentraciones menores a $5 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$, y el 17 % tienen una concentración de $5-10 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$.

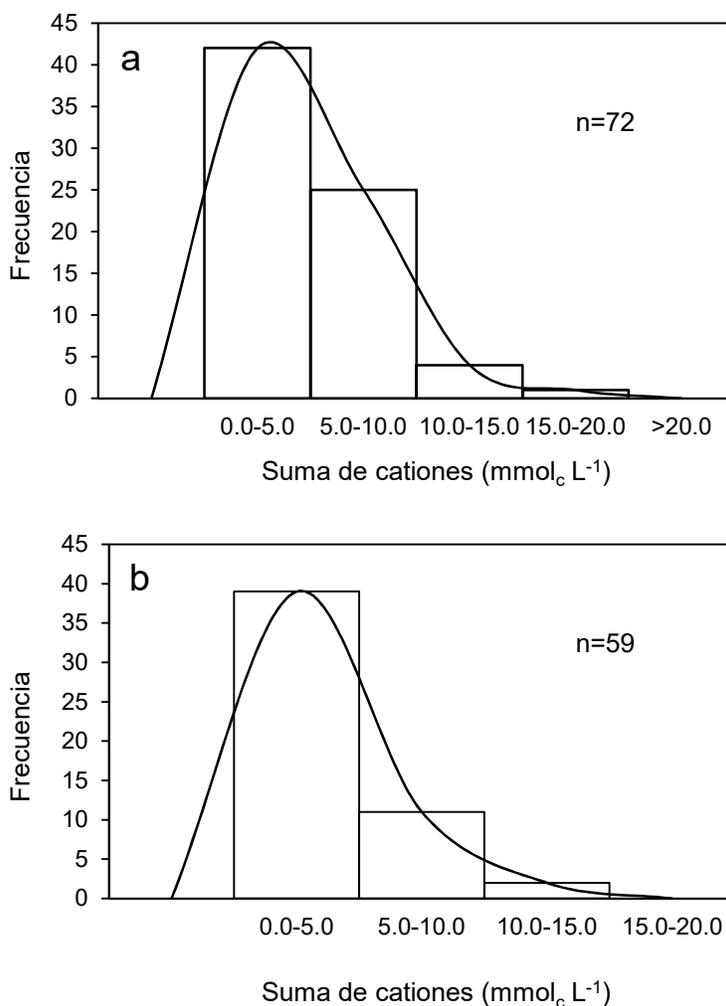


Figura 13. Distribución de frecuencias de la suma de cationes (mmol_c L⁻¹) del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

7.1.4. Clasificación del agua residual en base a la salinidad

7.1.4.1. Relación entre la conductividad eléctrica teórica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y la conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$)

Con el propósito de establecer en qué grado las medidas experimentales de la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), corresponden a los valores teóricos de la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), se estableció la relación funcional, $CE_{teo} = f(CE_{exp})$, calculando los valores teóricos de la conductividad eléctrica para cada ion, de acuerdo con el Cuadro 8.

La certeza de tener valores precisos de la conductividad eléctrica es muy importante, pues a partir de esta se pueden estimar los valores de sólidos totales disueltos (mg L^{-1}) y presión osmótica (atm). Lo anterior indica que la ley de disociación electrolítica, explica que la conductividad eléctrica de las soluciones es, proporcional a sus concentraciones iónicas.

En la Figura 14 se presenta la relación funcional, $CE_{teo} = f(CE_{exp})$ del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b), de acuerdo a los valores de la pendiente y coeficiente de correlación encontrados, se observa que las mediciones experimentales de la conductividad eléctrica están correctas.

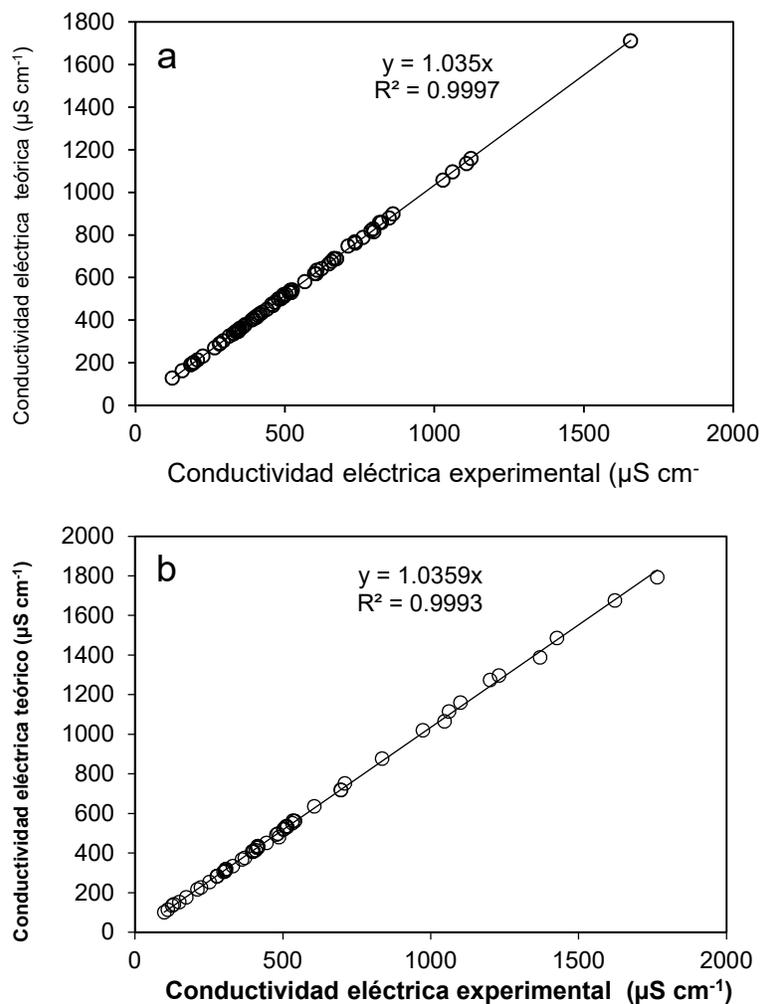


Figura 14. Relación funcional entre conductividad eléctrica teórica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$), otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

7.1.4.2. Relación entre mg L^{-1} analíticos y conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica es proporcional a la masa de las sales disociadas y la relación funcional es $\text{mg L}^{-1} = f(\text{CE}_{\text{exp}})$ en 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 se expresa la CE en $(\mu\text{S cm}^{-1})$. En la Figura 15 se presenta la relación funcional, entre la concentración de las sales solubles expresada (mg L^{-1}) y sus correspondientes valores de conductividad eléctrica del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b), donde el valor de la pendiente encontrada es de 0.6884 (otoño 2013) y 0.6885 (otoño 2014), estos valores corresponden a soluciones ricas en bicarbonato (HCO_3).

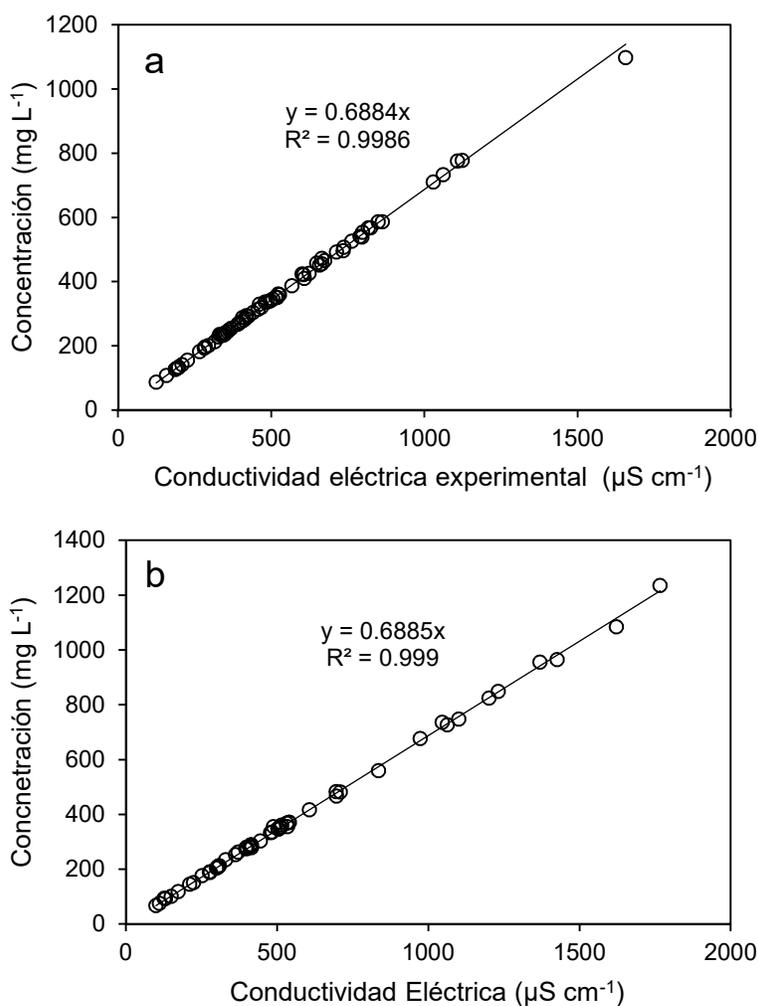


Figura 15. Relación entre concentración (mg L^{-1}) y conductividad eléctrica $(\mu\text{S cm}^{-1})$, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

7.1.4.3. Relaciones entre suma de cationes ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)

Es importante esta relación, ya que, en las determinaciones analíticas, la suma de cationes y aniones deben ser aproximadamente igual, considerando los márgenes de error que se permiten de acuerdo a la APHA (1992). En la Figura 16, se presenta la relación funcional entre suma de cationes y conductividad eléctrica del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b), el valor de la pendiente encontrada fue de 0.0098 (otoño 2013) y 0.0097 (otoño 2014).

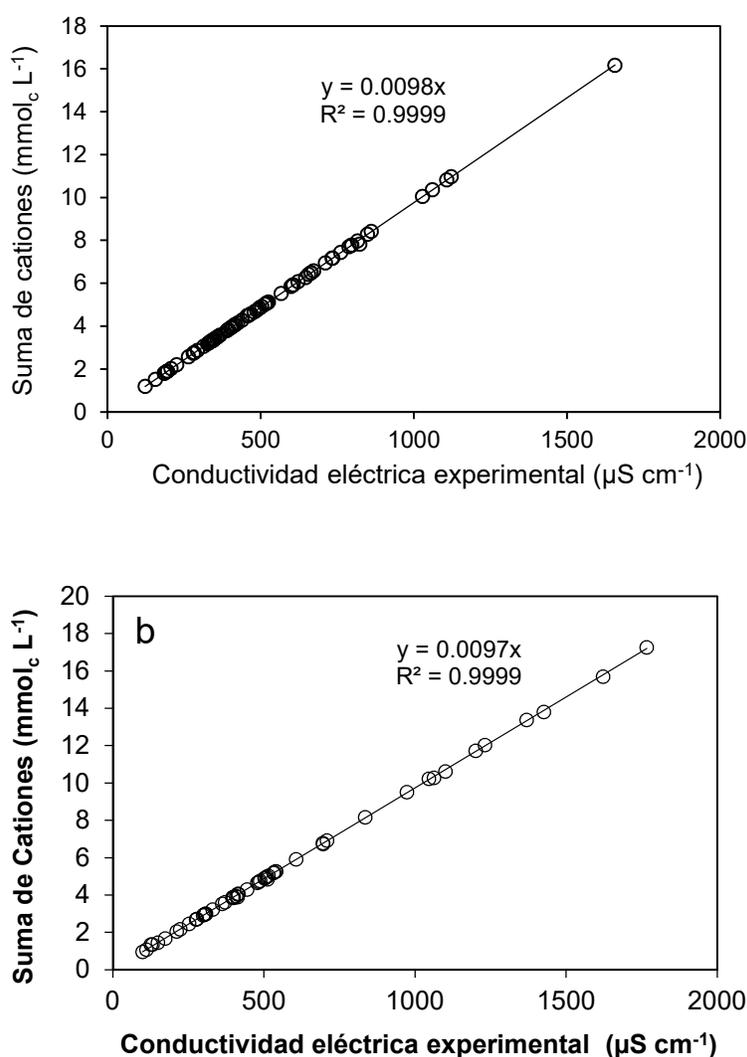


Figura 16. Relación entre suma de cationes ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

7.1.4.4. Presión osmótica

De acuerdo a Mendoza (2009) y Mercado (2011) la presión osmótica es la presión que se debe aplicar a una solución para detener el flujo neto de solvente a través de una membrana semipermeable esto es la osmosis que a su vez induce como consecuencia la presión osmótica, la cual depende del número de partículas en disolución, sin importar su naturaleza. El potencial osmótico es un componente del potencial hídrico del agua en el suelo y representa el efecto determinado por la presencia de solutos disueltos, los cuales disminuyen la energía libre del agua y puede ser cero o asumir valores negativos. A medida que aumenta la concentración de soluto el potencial osmótico es de menor magnitud. Sin la presencia de otros factores que alteren el potencial hídrico, las moléculas de agua de las disoluciones se moverán desde lugares con poca concentración de solutos a lugares con mayor concentración de solutos. El potencial osmótico, es de dimensiones considerables en suelos salinos, donde las plantas reducen su capacidad de absorber agua, pues la fuerza a la cual esta retenida el agua en el suelo es mayor a medida que aumentan las sales en la solución, por lo tanto, a medida que aumenta la presión osmótica del extracto de saturación del suelo, se hace menor el potencial osmótico y por ende el potencial hídrico, generando dificultad para las plantas para absorber agua.

La presión osmótica de una solución (π) de una solución es la presión que se requiere para detener la ósmosis y se puede determinar al correlacionar la siguiente relación funcional $\text{mg L}^{-1} = f(\text{CE})$, $\text{PO (atm)} = f(\text{CE})$. Velázquez (2001); Mendoza (2009) y Mercado (2011) reportan la siguiente manera de determinar la PO.

$$\begin{aligned}\text{mg L}^{-1} &= 0.6884 * \text{CE } (\mu\text{S cm}^{-1}) \\ \text{PO (atm)} &= 0.0004 * \text{CE } (\mu\text{S cm}^{-1}) \\ \text{Siendo PO (atm)} &= \frac{0.0004}{0.6884} * \text{mg L}^{-1}\end{aligned}$$

Donde, PO, es la presión osmótica en atmosfera, 0.0004 es la pendiente de la recta en la relación funcional $\text{PO (atm)} = f(\text{CE})$, 0.6884 es la pendiente de la recta en la relación funcional $\text{mg L}^{-1} = f(\text{CE})$ en la población del agua y mg L^{-1} , expresa la concentración de

solución. En la Figura 17 se presenta la relación funcional, $PO_{teorica}(atm) = f(PO_{experimental})$ del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b). Donde el valor de la pendiente es 0.9712 (otoño 2013) y 0.9645 (otoño 2014).

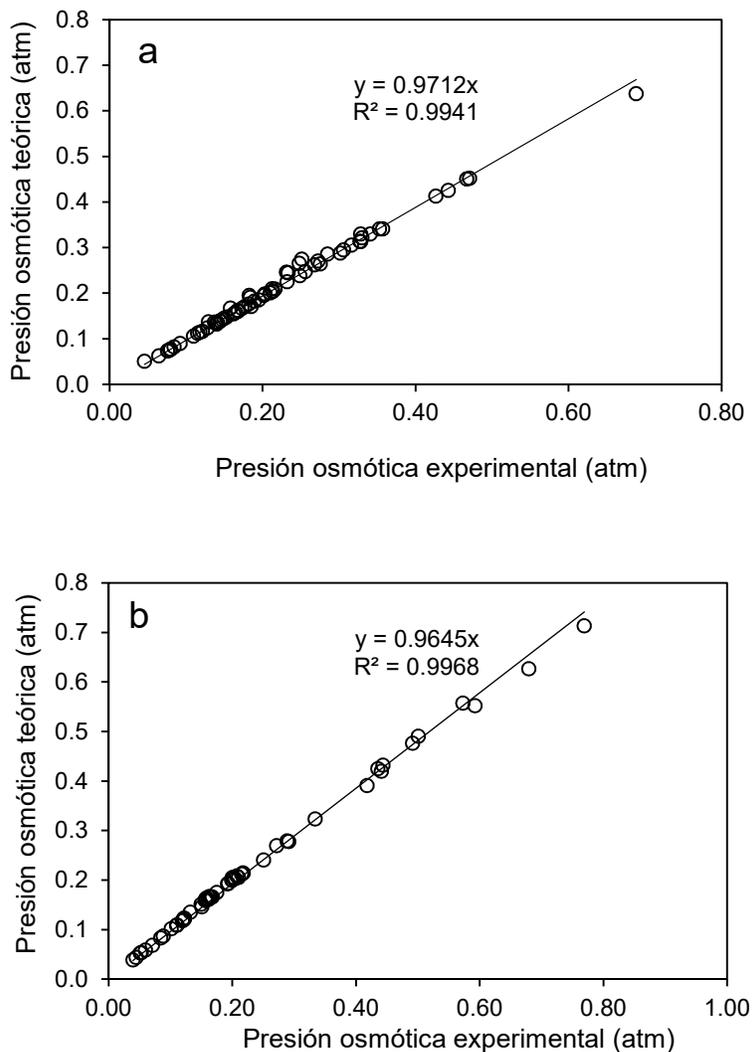


Figura 17. Relación entre presión osmótica teórica (atm) y presión osmótica experimental (atm) del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

7.1.4.5. Índice de salinidad efectiva

La salinidad efectiva es una forma más real del peligro que presentan las sales solubles del agua de riego al pasar a formar parte de la solución del suelo (Doneen, 1975) 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.

La clasificación del agua residual de acuerdo con el índice de salinidad efectiva se presenta en el Cuadro 30. De manera resumida esta clasificación se presentó como sigue:

Cuadro 30. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño 2014, de acuerdo con su salinidad efectiva.

Salinidad Efectiva (mmol _c l ⁻¹)	Clase	Muestreo	Muestreo
		Otoño 2013	Otoño 2014
		Número de muestras	
< 3	Buena	49	46
3 a 15	Condicionada	21	13
> 15	No recomendable	0	0

Fuente: Coras, 2000

De acuerdo con este índice de clasificación, el agua que conduce la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño 2014, se agrupa en; el 68 % (otoño 2013) y 78 % (otoño 2014) de las muestras son aguas buenas para el riego, y el 30 % (otoño 2013) y 22 % (otoño 2014) está condicionada, esto se debe a su composición sulfático-clorhídrico-bicarbonatadas, en donde las principales sales que predominan son NaCl, Na(HCO₃), KHCO₃, Ca(HCO₃)₂, Mg(HCO₃)₂ y MgSO₄.

La evaporación disminuye la humedad del suelo de tal forma que la solución del suelo se hace más salina a medida que el suelo se seca. Pero, al reconcentrarse estas sales, algunas de ellas pueden alcanzar su límite de solubilidad y precipitar, retirando de la solución del suelo determinados cationes y alterando las proporciones iniciales. Esto puede ocurrir con algunas sales de calcio entre ellas las sales de CaCO₃ y MgCO₃ de baja solubilidad que se precipitan antes de alcanzar los niveles perjudiciales.

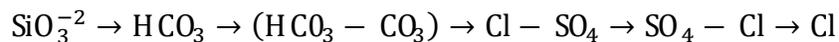
En aguas residuales, que riegan los suelos del Valle Santiago, sin ningún tratamiento, el sistema físico-químico (HCO₃-CO₃) es de mucha importancia, ya que, de acuerdo a las

variaciones del pH, las reservas de calcio y de magnesio en estas aguas adquieren diferentes valores con respecto a sus concentraciones iniciales, estas particularidades hacen variar los distintos valores de la relación de adsorción de sodio (RAS) en estas aguas.

Existe una relación, entre la cantidad total de sales en las aguas naturales y su composición química, de tal manera que se ha establecido que a medida que las aguas naturales o soluciones de los suelos se reconcentran, las soluciones acuosas salinas evolucionan cualitativamente de acuerdo al siguiente esquema:

Tipo de agua		g L ⁻¹
1. Aguas silíceas	SiO ₂	0.01-0.10
2. Aguas dulces bicarbonatadas cálcicas	HCO ₃ -Ca	0.20-0.30
3. Aguas sódicas	HCO ₃ -Na	0.50-0.70
4. Aguas sódicas presentándose el sistema bicarbonato-carbonato	HCO ₃ -CO ₃ -Na	0.50-3.00
5. Aguas clorhídrico-sulfáticas contienen (HCO ₃ -CO ₃)	Cl-SO ₄ -Na	2.50-5.00
6. Aguas sulfático-clorhídricas	SO ₄ -Cl-Na	20.00-50.00
7. Aguas clorhídricas (Salmueras)	Cl-Na	100.00-300.00

En general el esquema de evolución de las aguas naturales y soluciones acuosas es el que se señala en seguida:



Es así, que las aguas naturales que poseen una concentración de 0.300-5.00 g L⁻¹ son aguas bicarbonatadas-sódicas. Estos límites generales de existencia de las aguas bicarbonatadas sódicas se han establecido en base a una gran cantidad de datos geográficos e hidrogeoquímicos (Ortega, 2015).

7.1.4.6. Índice de salinidad potencial

El criterio de salinidad efectiva tiene el inconveniente de considerar que se precipitaran todos los carbonatos, bicarbonatos y sulfatos, cosa que no siempre ocurre. Debido a esto se ha propuesto otro criterio, el de “Salinidad potencial”, este se basa en 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 (Donnen, 1975).

En el Cuadro 31 se muestra la clasificación de la salinidad potencial del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño 2014. En el Cuadro 32 se muestra la clasificación de acuerdo a la salinidad potencial y efectiva, para las aguas que circulan a través del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño 2014.

Cuadro 31. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño de 2014, de acuerdo con su salinidad potencial.

Salinidad Potencial (mmol _c l ⁻¹)	Clase	Muestreo	Muestreo
		Otoño 2013	Otoño 2014
		Número de muestras	
< 3	Buena	60	47
3 a 15	Condicionada	12	12
> 15	No recomendable	0	0

Fuente: Coras, 2000

En el muestreo de otoño 2013, el 83 % (60 muestras) no tienen ningún problema para el uso de esta agua en el riego, aunque el 17% está condicionada para su uso. Mientras que en el periodo otoño 2014 el 80 % (47 muestras) no presentan ningún problema para su uso en el riego, sin embargo, el 20 % está condicionada para su uso en la agricultura.

Las últimas sales que quedan en solución son los cloruros y parte de los sulfatos, cuando la humedad aprovechable del suelo desciende a niveles inferiores al 50%, la solución del suelo se hace más salina conforme esto sucede.

Debido a la movilidad del Na^+ en las soluciones acuosas, este ion permanece hasta valores muy altos de concentración. En cambio, el Ca^{2+} y Mg^{2+} permanecen poco tiempo en las soluciones acuosas debido a que los compuestos de Ca^{2+} y parcialmente de Mg^{2+} son de baja solubilidad: CaCO_3 , MgCO_3 y CaSO_4 .

En soluciones salinas, el Mg^{2+} , en condiciones de migración permanente se asocia con el sulfato, formando una sal de muy alta solubilidad MgSO_4 , permaneciendo en la solución del suelo y no se precipitará, esto ocasionará que el suelo se haga más salino a medida que se seca.

Un alto contenido de estas sales disueltas en el suelo disminuye el potencial osmótico y exige a las raíces un esfuerzo adicional para absorber el agua, lo cual trae como consecuencia disminución de los rendimientos. Por lo anterior este índice es uno de los mejores estimadores del efecto de las sales sobre las plantas.

Cuadro 32. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013, de acuerdo con su salinidad efectiva y salinidad potencial.

Otoño 2013					Otoño 2014				
No.	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial		No.	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	$\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$	Clasificación	$\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$	Clasificación		$\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$	Clasificación	$\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$	Clasificación
1	0.51	Buena	0.35	Buena	1	0.54	Buena	0.33	Buena
2	1.57	Buena	1.01	Buena	2	0.68	Buena	0.52	Buena
3	2.54	Buena	1.91	Buena	3	2.84	Buena	2.39	Buena
4	1.99	Buena	1.53	Buena	4	2.99	Buena	2.49	Buena
5	4.39	Condicionada	3.01	Condicionada	5	5.93	Condicionada	3.34	Condicionada
6	3.88	Condicionada	2.64	Buena	6	3.24	Condicionada	2.57	Buena
7	0.83	Buena	0.59	Buena	7	2.50	Buena	1.60	Buena
8	2.49	Buena	1.77	Buena	8	2.58	Buena	1.58	Buena
7	0.83	Buena	0.59	Buena	7	2.50	Buena	1.60	Buena
8	2.49	Buena	1.77	Buena	8	2.58	Buena	1.58	Buena
9	2.37	Buena	1.80	Buena	9	1.93	Buena	1.06	Buena
10	2.66	Buena	1.87	Buena	10	0.58	Buena	0.42	Buena
11	2.64	Buena	1.91	Buena	11	1.58	Buena	0.91	Buena
12	1.49	Buena	0.94	Buena	12	2.02	Buena	1.32	Buena
13	2.00	Buena	1.30	Buena	13	2.02	Buena	1.27	Buena
14	2.42	Buena	1.58	Buena	14	1.90	Buena	1.19	Buena
15	1.90	Buena	1.23	Buena	15	1.82	Buena	1.21	Buena
16	1.97	Buena	1.25	Buena	16	1.96	Buena	1.17	Buena
17	2.70	Buena	1.74	Buena	17	2.00	Buena	1.32	Buena
18	1.96	Buena	1.29	Buena	18	2.80	Buena	1.87	Buena

... Cuadro 32

Otoño 2013					Otoño 2014				
No.	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial		No.	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	mmol _c L ⁻¹	Clasificación	mmol _c L ⁻¹	Clasificación		mmol _c L ⁻¹	Clasificación	mmol _c L ⁻¹	Clasificación
19	1.31	Buena	0.92	Buena	19	2.63	Buena	1.78	Buena
20	2.11	Buena	1.30	Buena	20	4.47	Condicionada	3.41	Condicionada
21	3.43	Condicionada	2.31	Buena	21	2.45	Buena	2.02	Buena
22	1.59	Buena	1.13	Buena	22	2.67	Buena	1.68	Buena
23	4.95	Condicionada	3.17	Condicionada	23	1.14	Buena	0.74	Buena
24	4.40	Condicionada	2.83	Buena	24	1.55	Buena	1.05	Buena
25	4.30	Condicionada	2.74	Buena	25	2.44	Buena	1.67	Buena
26	4.55	Condicionada	3.05	Condicionada	26	7.94	Condicionada	5.54	Condicionada
27	3.84	Condicionada	2.56	Buena	27	1.90	Buena	1.41	Buena
28	4.53	Condicionada	3.21	Condicionada	28	6.64	Condicionada	4.42	Condicionada
29	3.26	Condicionada	2.48	Buena	29	7.39	Condicionada	4.68	Condicionada
30	4.93	Condicionada	3.46	Condicionada	30	7.35	Condicionada	3.82	Condicionada
31	3.99	Condicionada	3.01	Condicionada	31	7.68	Condicionada	4.51	Condicionada
32	4.44	Condicionada	3.35	Condicionada	32	2.66	Buena	1.03	Buena
33	2.88	Buena	2.10	Buena	33	6.75	Condicionada	3.85	Condicionada
34	2.99	Buena	2.00	Buena	34	3.98	Condicionada	3.03	Condicionada
35	3.00	Condicionada	1.93	Buena	35	1.83	Buena	1.51	Buena
36	2.40	Buena	1.52	Buena	36	1.84	Buena	1.61	Buena
37	2.79	Buena	1.81	Buena	37	2.37	Buena	2.25	Buena
38	2.31	Buena	1.48	Buena	38	2.28	Buena	1.77	Buena
39	1.96	Buena	1.24	Buena	39	2.25	Buena	1.50	Buena
40	2.14	Buena	1.35	Buena	40	1.94	Buena	1.19	Buena
41	2.34	Buena	1.47	Buena	41	8.84	Condicionada	6.30	Condicionada
42	2.42	Buena	1.53	Buena	42	1.76	Buena	1.42	Buena
43	7.17	Condicionada	3.67	Condicionada	43	2.82	Buena	1.98	Buena
44	6.66	Condicionada	3.48	Condicionada	44	2.79	Buena	1.98	Buena
45	2.46	Buena	1.55	Buena	45	0.91	Buena	0.72	Buena
46	6.09	Condicionada	3.37	Condicionada	46	1.28	Buena	1.02	Buena
47	3.35	Condicionada	1.53	Buena	47	1.30	Buena	1.02	Buena
48	4.47	Condicionada	2.74	Buena	48	0.90	Buena	0.60	Buena
49	7.18	Condicionada	3.43	Condicionada	49	1.27	Buena	1.05	Buena
50	3.20	Condicionada	2.28	Buena	50	1.29	Buena	1.00	Buena
51	1.57	Buena	1.15	Buena	51	0.47	Buena	0.38	Buena
52	2.59	Buena	1.73	Buena	52	1.14	Buena	0.96	Buena
53	3.28	Condicionada	2.39	Buena	53	0.43	Buena	0.34	Buena
54	2.18	Buena	1.19	Buena	54	9.79	Condicionada	4.69	Condicionada
55	0.96	Buena	0.70	Buena	55	1.27	Buena	1.02	Buena
54	2.18	Buena	1.19	Buena	54	9.79	Condicionada	4.69	Condicionada
55	0.96	Buena	0.70	Buena	55	1.27	Buena	1.02	Buena
56	0.99	Buena	0.70	Buena	56	1.17	Buena	0.94	Buena
57	1.04	Buena	0.78	Buena	57	13.10	Condicionada	6.09	Condicionada
58	1.18	Buena	0.81	Buena	58	0.92	Buena	0.77	Buena
59	1.76	Buena	1.29	Buena	59	1.16	Buena	0.94	Buena
60	2.93	Buena	2.08	Buena					
61	1.00	Buena	0.73	Buena					
62	1.59	Buena	1.22	Buena					
63	1.02	Buena	0.72	Buena					
64	9.94	Condicionada	6.24	Condicionada					
65	2.13	Buena	1.54	Buena					

... Cuadro 32

Otoño 2013					Otoño 2014				
No.	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial		No.	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	mmol _c L ⁻¹	Clasificación	mmol _c L ⁻¹	Clasificación		mmol _c L ⁻¹	Clasificación	mmol _c L ⁻¹	Clasificación
66	2.57	Buena	1.82	Buena					
67	1.46	Buena	1.00	Buena					
68	2.85	Buena	1.96	Buena					
69	2.51	Buena	1.74	Buena					
70	1.63	Buena	1.12	Buena					
71	1.89	Buena	1.34	Buena					
72	1.05	Buena	0.74	Buena					

7.1.5. Clasificación de las aguas residuales con base en la sodicidad

7.1.5.1. Fuerza iónica (I) determinada en las muestras de agua

Relación entre fuerza iónica (ML⁻¹) y conductividad eléctrica (mS m⁻¹), esta correlación, es muy importante, ya que permite estimar la fuerza iónica y de esta manera conocer los coeficientes de actividad de los diferentes iones en las soluciones. La (I) de una solución electrolítica expresa una medida de la intensidad del campo eléctrico en una solución determinada y se define como sigue: $I = \frac{1}{2} \sum C_i Z_i^2$, donde: C_i es la concentración molar de cada ion en la solución, y Z_i es su valencia. De tal manera, que es necesario conocer las concentraciones de todos los iones de la solución para poder obtener los diferentes valores de (I). En cada muestra de agua de todas las estaciones de muestreo se calculó su fuerza iónica. Los valores de la (I) que se utilizaron en este trabajo derivaron de las determinaciones analíticas de los iones, en la Figura 18, se presenta la relación funcional, I (ML⁻¹)= f (CE), del agua residual urbano-industrial, del sistema Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b). Los valores de la pendiente fueron de 0.012150 (otoño 2013) y 0.012208 (otoño 2014), estos valores coinciden con los reportados por Griffin y Jurinak (1973); Jurinack (1990) y Mihelcic *et al.* (2008). Presentan para un grupo de soluciones de extractos de suelos el siguiente valor de la constante $a = 00130$. Leffelar, Kamphorst y Pal (1983) obtuvieron para el valor de $a = 00120$. Ponnampuruma, Tianco y Loy (1966) proporcionaron un coeficiente de $a = 00160$.

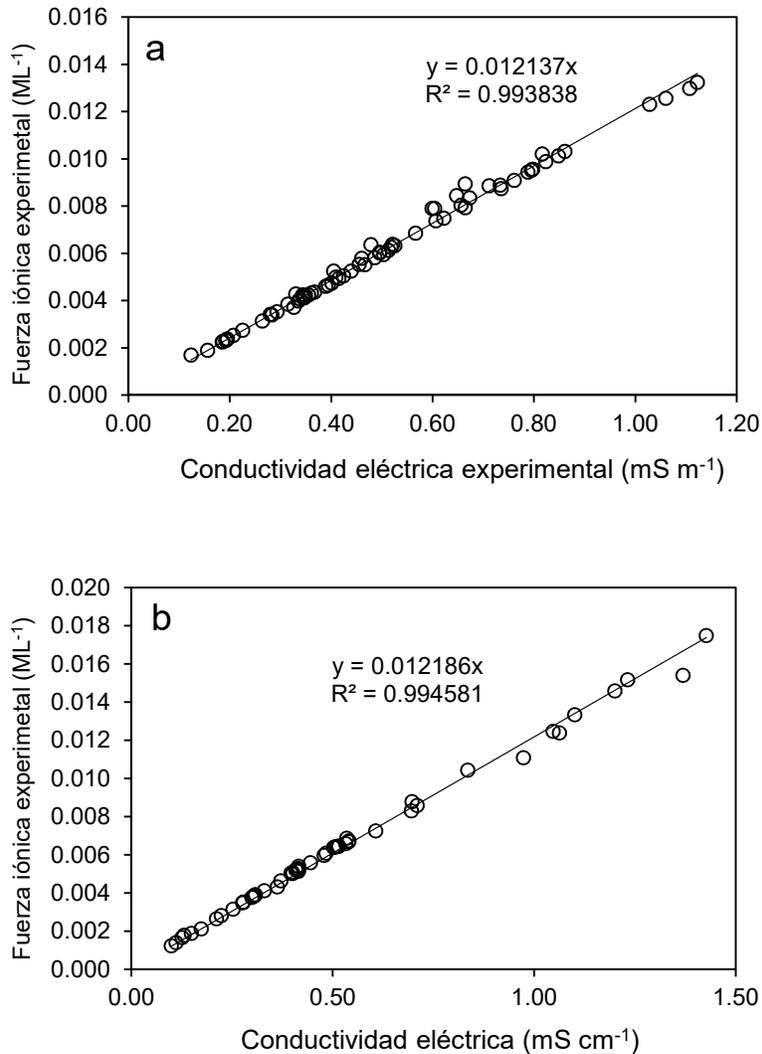


Figura 18. Relación entre la Fuerza iónica experimental (M L⁻¹) y conductividad eléctrica experimental (μS cm⁻¹) del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

En la Figura 19 se determinó la fuerza iónica del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b), de acuerdo a la ecuación de regresión $1000(I)=1.3477C+0.5355$ propuesta por Bower *et al.* (1965). Donde: C es la concentración total de cationes de un agua de riego determinada, expresada en mmol. L⁻¹, I, es la fuerza iónica de un agua expresada en ML⁻¹. El valor de $a = 001403$ (otoño 2013) y $a = 0013894$ (otoño 2014).

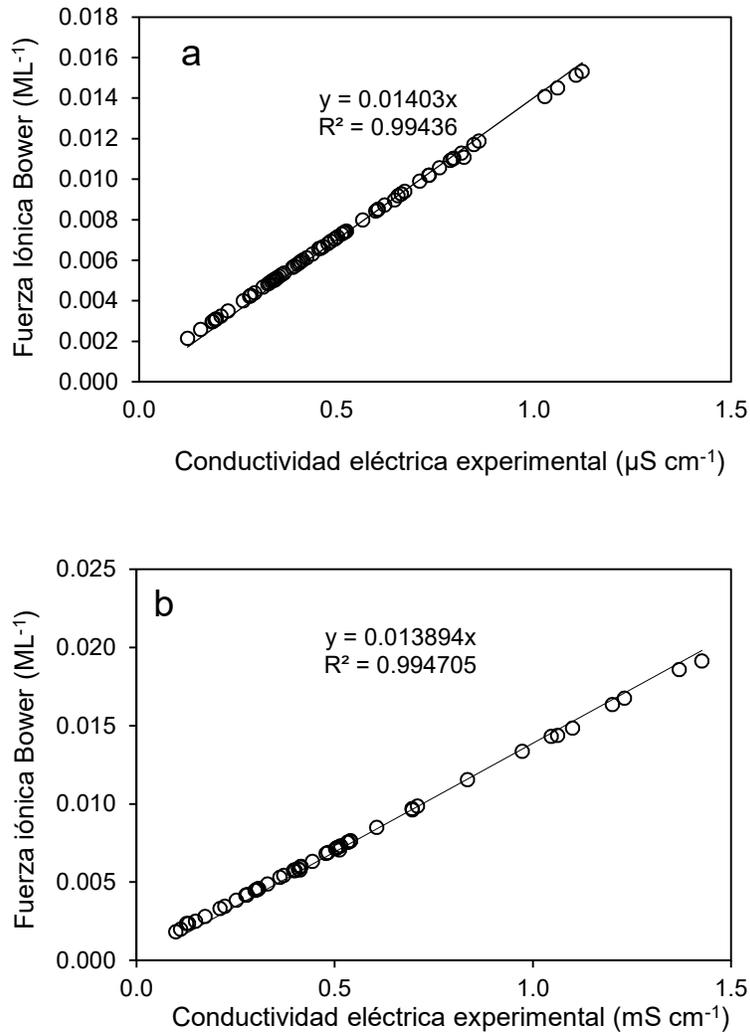


Figura 19. Relación entre la Fuerza iónica Bower (M L⁻¹) y conductividad eléctrica experimental (μS cm⁻¹), otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

7.1.5.2. Variaciones de la Relación de adsorción de sodio (RAS) en el agua de riego

Velázquez *et al.* (2001); Can *et al.* (2008), mencionan que el parámetro utilizado para determinar el riesgo de sodio en el agua de riego es el RAS. Este parámetro indica la cantidad de sodio en el agua de riego, en relación con el calcio y el magnesio. El calcio y el magnesio tienden a contrarrestar el efecto negativo de sodio.

Ortega (1976) propone considerar, para el empleo de agua para riego, los valores de RAS, ya que altos niveles de RAS podrían tener los siguientes efectos en los suelos, deterioro paulatino de las propiedades físicas de los suelos, cuando el sodio desplaza al calcio y magnesio del complejo de intercambio catiónico, provoca la dispersión de las partículas del suelo, generando desmoronamiento de la estructura del suelo, el suelo pierde su capacidad de aireación y de infiltración. Además, se produce la alcalinización del suelo, elevándose el pH por encima de 8.5.

La RAS en sus aplicaciones prácticas adquiere diferentes formulaciones, ya que se deben de considerar las disminuciones en sus concentraciones de los iones de Ca^{2+} . Cada formulación toma en cuenta en alguna medida los procesos de precipitación y/o solubilización de la calcita (Bajwa, Choudhary, & Josan, 1992; Velázquez-Machuca et al., 2002).

La relación de adsorción de sodio original, no contempla las diferencias físico-químicas esenciales de los iones polivalentes de Ca^{2+} y de Mg^{2+} . En esta formulación de RAS se considera que los iones divalentes de Ca^{2+} y de Mg^{2+} se comportan de manera semejante (Sposito y Mattigod, 1977). En esta formulación no se consideran las variaciones de las concentraciones del Ca^{2+} debido a su precipitación en condiciones de alcalinidad elevada $\text{pH} > 8.2$.

De acuerdo a la clasificación con el diagrama de Richards (1973), en el Cuadro 33 se presenta el número de muestras que se ubican en las diferentes formulaciones de la relación de adsorción de sodio del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño 2014.

Cuadro 33. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (1) y otoño 2014 (2), de acuerdo con las diferentes formulaciones de la relación de adsorción de sodio.

Formulaciones de RAS	Muestreo	C1S1	C2S1	C3S1	C3S2	C3S3
		Número de muestras				
$\text{RAS} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}}$	1	9	51	12	-	-
	2	7	43	8	1	-
$\text{RAS}^{\circ} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}}$	1	9	51	12	-	-
	2	7	43	8	1	-
$\text{RAS}_{\text{aj}} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}} [1 + (8.4 - \text{pH}_c)]$	1 Exp	9	51	8	4	-
	2 Exp	7	43	1	7	1
	1 Bower	9	51	8	4	-
	2 Bower	7	43	1	7	1

Las concentraciones de sodio C_{Na^+} , calcio $C_{\text{Ca}^{2+}}$ y magnesio $C_{\text{Mg}^{2+}}$; están expresados en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$

Cuando se comparan los valores expresados en porcentajes, de las diferentes formulaciones de expresión de la relación de adsorción de sodio, es notable, que la relación de adsorción de sodio ajustado de acuerdo con Bower *et al.* (1965), los muestreos de agua se desplazan a otros grupos de clasificación.

Aunque los valores del RAS_{aj} son superiores a los valores de RAS_{or} y RAS° , es de gran utilidad, para efectos de predicción, conocer los valores máximos de la relación de adsorción de sodio o RAS que puede obtener un agua determinada en condiciones físico-químicas específicas, con altos o bajos contenidos de bióxido de carbono CO_2 .

La utilidad de contar con un gran espectro de valores de la relación de adsorción de sodio, obtenidos mediante diferentes formulaciones, que consideran los procesos de precipitación o solubilización de la calcita CaCO_3 , permite el mejoramiento de los suelos, para el diseño y la elaboración de medidas de mejoramiento de estas aguas residuales urbano-industriales que riegan importantes áreas agrícolas.

En la Figura 20, 21 se presentan las relaciones funcionales $RAS_{aj} = f(RAS_{or})$ y $RAS^{\circ} = f(RAS_{or})$ del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b). Con los valores numéricos de las diferentes conceptualizaciones de RAS, se estiman diferentes valores de sodio intercambiable PSI. El conocimiento de los valores extremos de PSI_{min} y PSI_{max} , es muy útil para el manejo de fuentes de calcio, en el mejoramiento de los suelos sódicos.

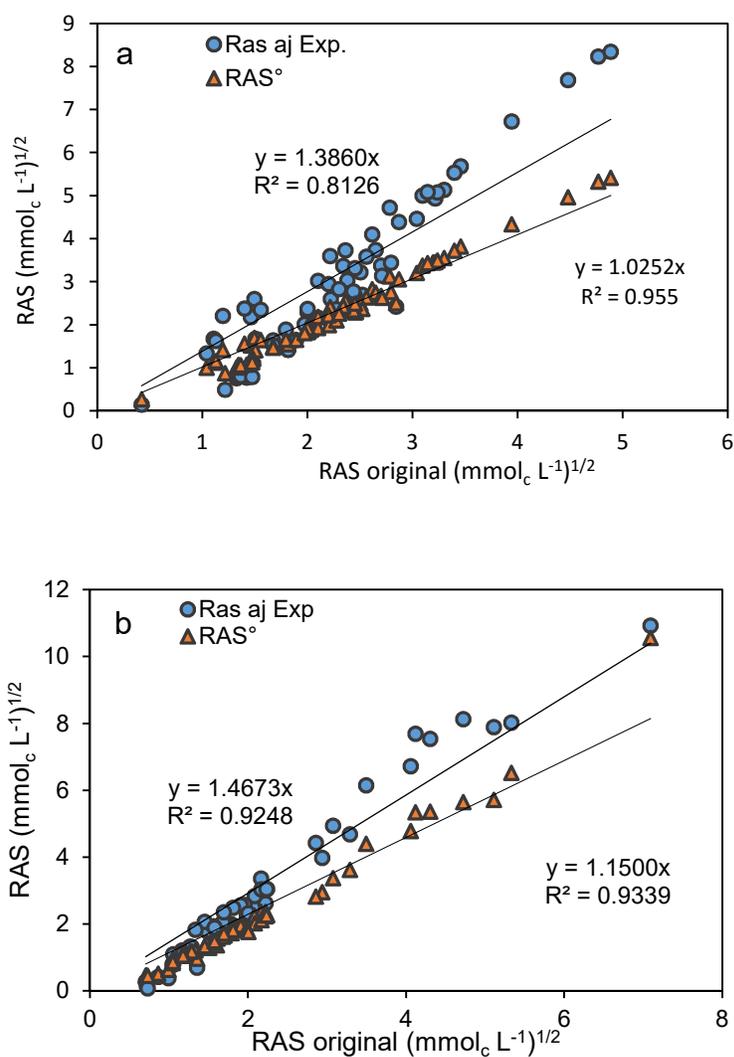


Figura 20. Relación entre RAS_{aj} experimental y RAS^o, Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

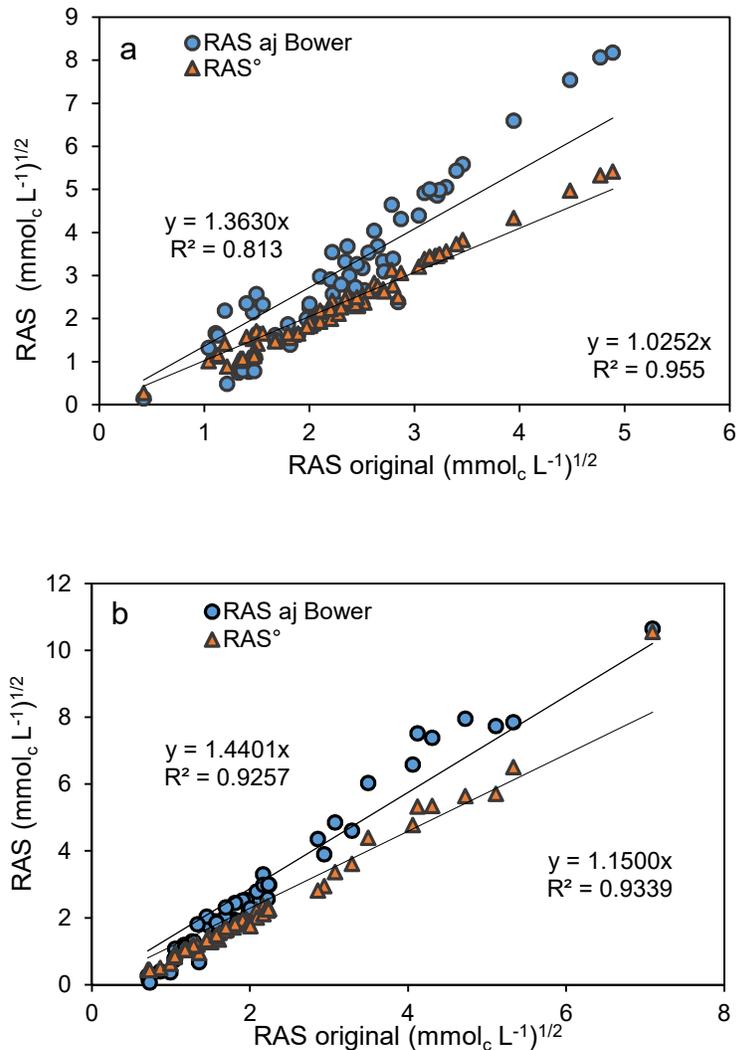


Figura 21. Relación entre RAS_{aj} derivada de la ecuación de Bower *et al.* (1965) y RAS_{or}, Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

En el Cuadro 34 y 35, y en las Figuras 22, 23 (otoño 2013), 24 y 25 (otoño 2014), se presenta la distribución del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño 2014, de acuerdo con los valores numéricos de la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y la relación de adsorción de sodio ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)^{1/2}.

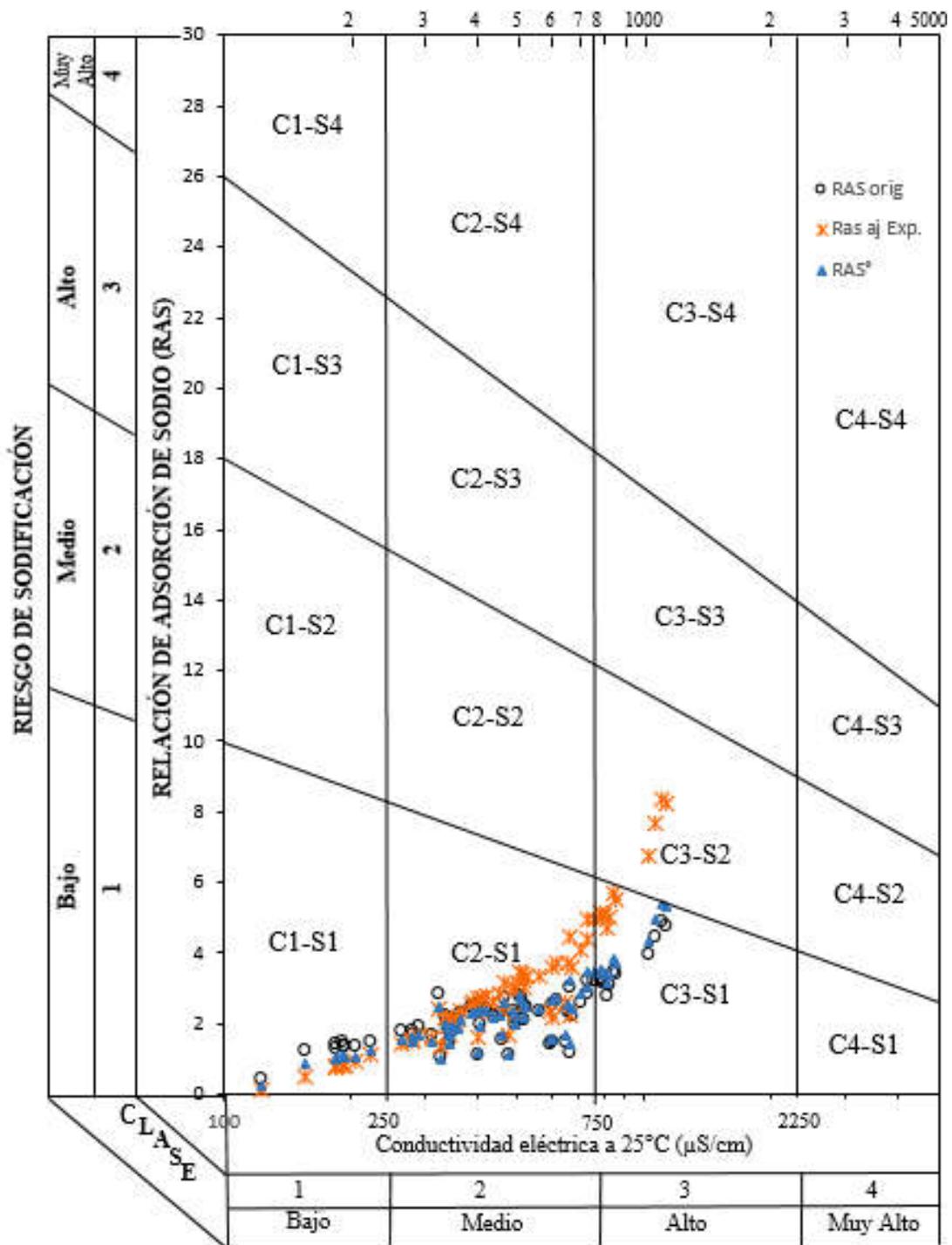


Figura 22. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS_{orig}, CE-RAS_{aj Experimental}, CE-RAS[°], del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.

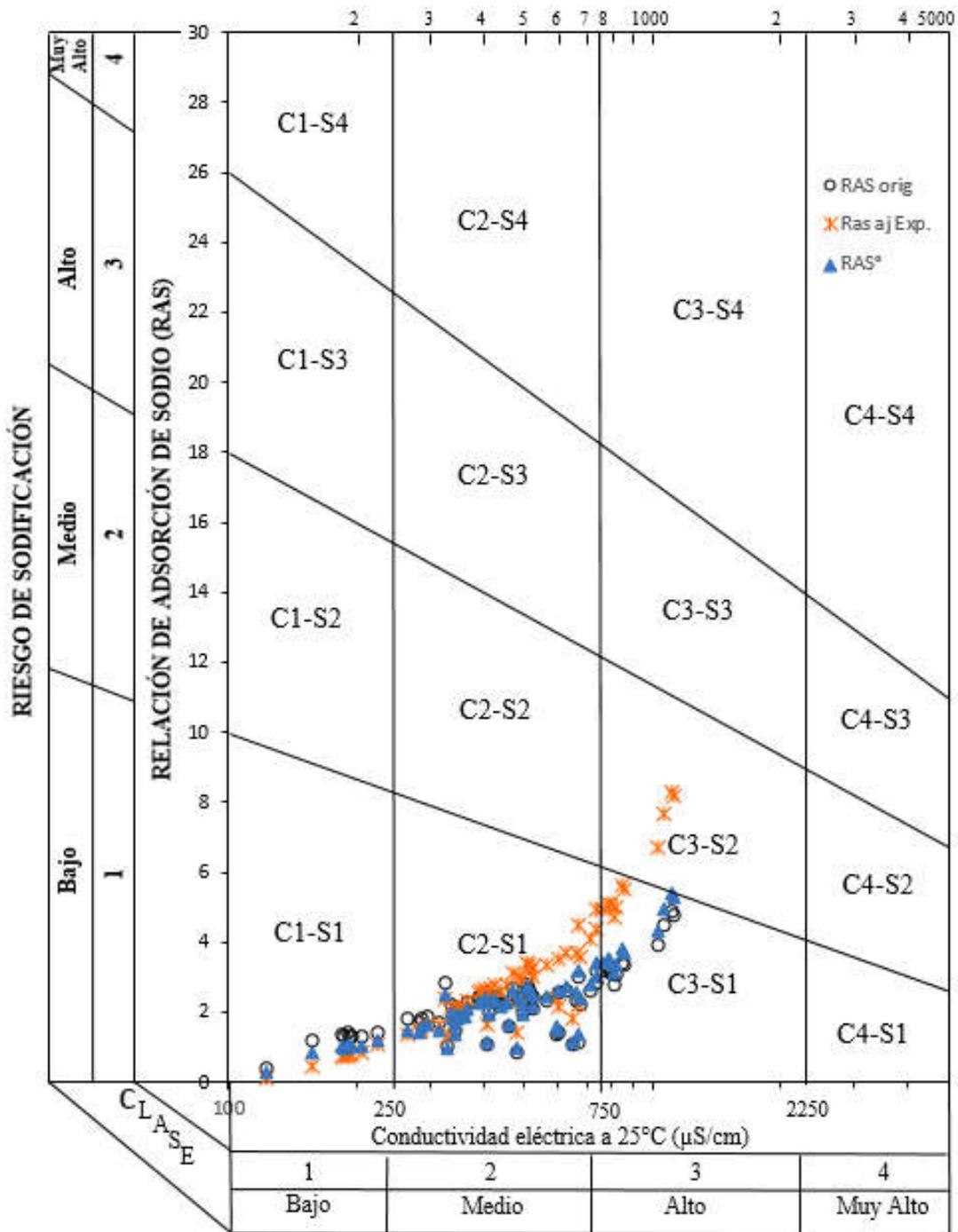


Figura 23. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS_{orig}, CE-RAS_{aj Bower}, CE-RAS[°], del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.

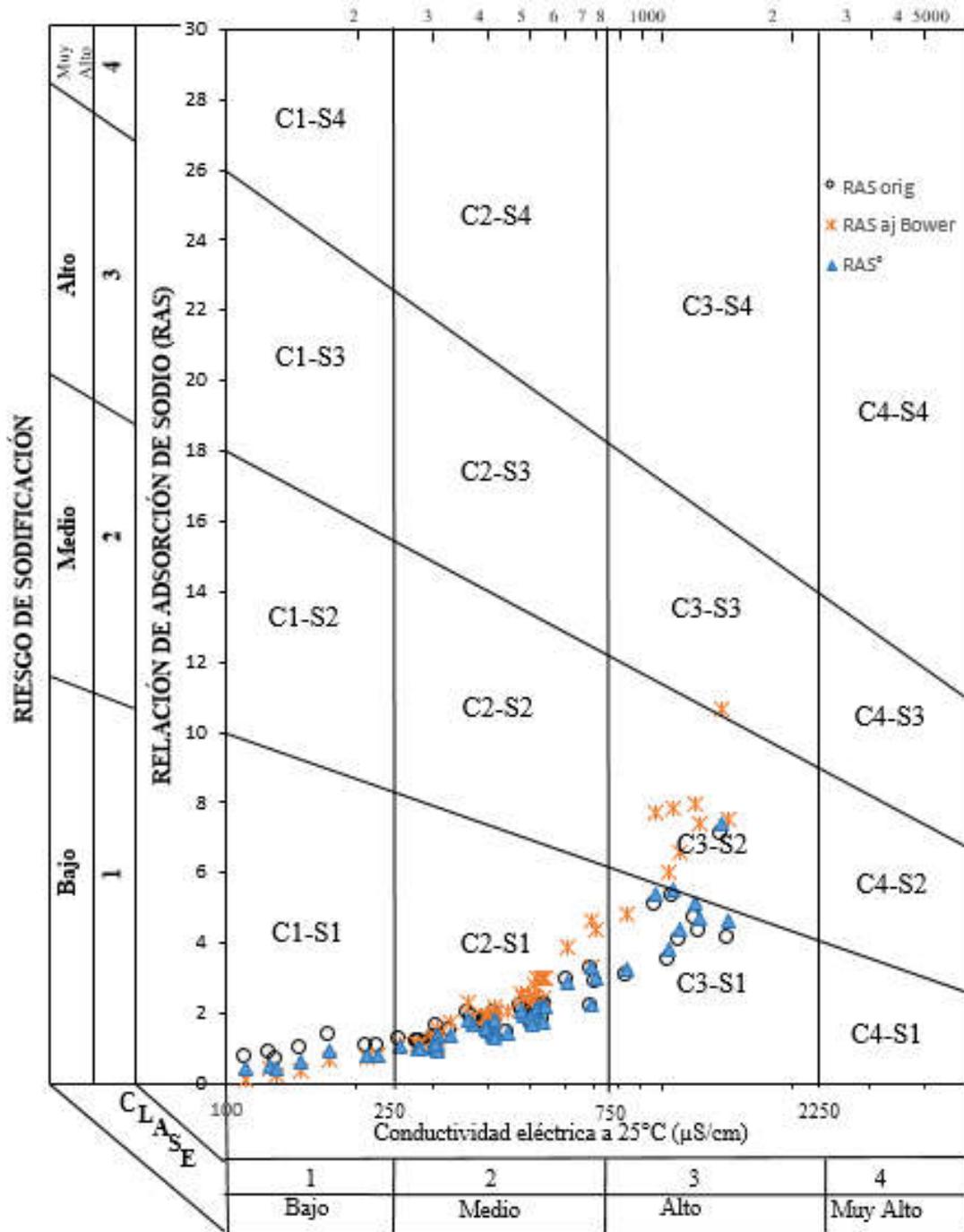


Figura 24. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS_{orig}, CE-RAS_{aj Experimental}, CE-RAS°, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014.

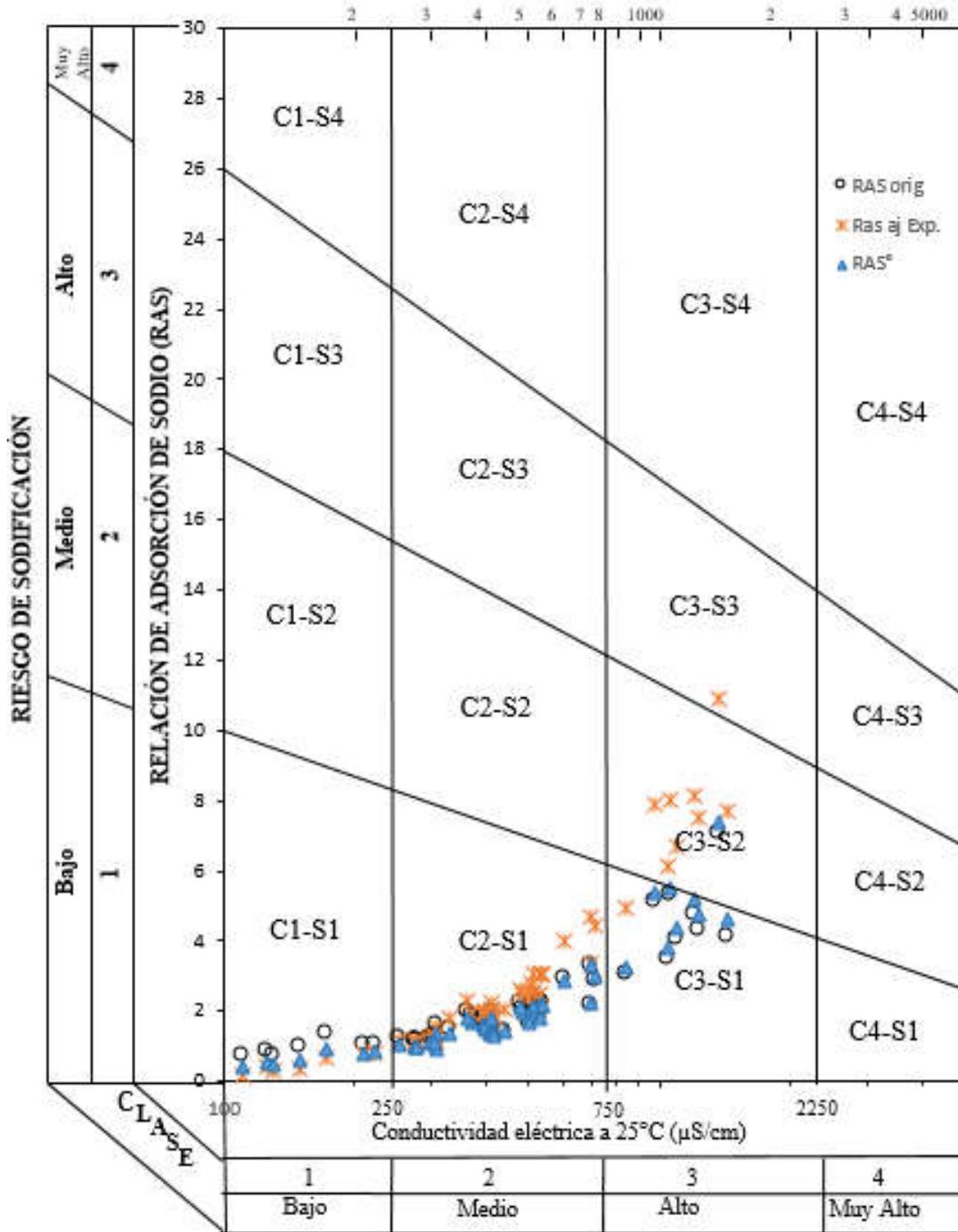


Figura 25. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS_{orig}, CE-RAS_{aj Bower}, CE-RAS[°], del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014.

Cuadro 34. Valores de las formulaciones de la relación de adsorción de sodio, del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.

No.	RAS orig	RAS ajustado				RAS corregido	
		pHc Experimental	pHc Bower	Ras aj Exp.	Ras aj Bower	RAS°	Ca°
1	0.42	9.04	9.05	0.15	0.15	0.28	1.38
2	1.81	8.56	8.57	1.52	1.49	1.59	0.88
3	1.19	7.54	7.57	2.22	2.19	1.42	1.6
4	1.11	7.88	7.90	1.68	1.66	1.12	1.64
5	2.78	7.70	7.73	4.72	4.65	3.13	1.23
6	2.62	7.83	7.85	4.11	4.04	2.83	1.2
7	1.22	8.99	9.00	0.50	0.48	0.88	0.96
8	1.46	7.91	7.93	2.18	2.15	1.53	1.03
9	1.40	7.70	7.72	2.38	2.35	1.57	1.42
10	1.50	7.66	7.68	2.61	2.57	1.70	1.41
11	2.00	8.25	8.27	2.30	2.26	1.96	0.85
12	1.82	8.62	8.63	1.42	1.40	1.55	0.89
13	2.04	8.37	8.39	2.09	2.06	1.89	0.91
14	2.22	8.23	8.25	2.61	2.57	2.17	0.91
15	2.01	8.45	8.46	1.91	1.88	1.83	0.88
16	2.10	8.37	8.38	2.17	2.14	1.93	0.96
17	2.38	8.12	8.14	3.04	3.00	2.38	0.96
18	2.01	8.39	8.41	2.03	2.00	1.87	0.91
19	1.04	8.11	8.13	1.34	1.32	1.01	1.3
20	1.56	7.89	7.91	2.35	2.32	1.65	1.28
21	2.65	7.99	8.01	3.74	3.69	2.75	0.97
22	1.13	7.96	7.98	1.63	1.61	1.16	1.32
23	3.46	7.76	7.78	5.68	5.59	3.83	1.01
24	3.20	7.84	7.87	4.98	4.90	3.46	0.98
25	3.22	7.86	7.89	4.94	4.86	3.46	0.99
26	3.30	7.84	7.87	5.14	5.05	3.56	0.98
27	3.04	7.93	7.96	4.46	4.39	3.21	1.02
28	3.24	7.83	7.86	5.08	4.99	3.49	1.06
29	2.56	8.00	8.02	3.59	3.53	2.64	1.07
30	3.40	7.77	7.80	5.54	5.44	3.73	1.05
31	2.87	7.87	7.90	4.39	4.32	3.06	1.08
32	3.10	7.78	7.81	5.00	4.92	3.38	1.02
33	2.50	8.11	8.13	3.22	3.17	2.50	1.07
34	2.70	8.15	8.17	3.38	3.33	2.68	0.97
35	2.80	8.17	8.19	3.45	3.39	2.77	0.94
36	2.52	8.33	8.35	2.70	2.66	2.37	0.92
37	2.71	8.24	8.26	3.14	3.09	2.63	0.92
38	2.46	8.35	8.37	2.57	2.53	2.29	0.92
39	2.20	8.43	8.44	2.14	2.11	2.00	0.93
40	2.28	8.36	8.38	2.37	2.33	2.11	0.94
41	2.46	8.34	8.35	2.62	2.58	2.31	0.92
42	2.44	8.29	8.30	2.72	2.68	2.33	0.92
43	4.77	7.67	7.71	8.23	8.07	5.33	0.79
44	4.48	7.68	7.72	7.69	7.54	4.97	0.86
45	2.44	8.26	8.28	2.78	2.74	2.34	0.93
46	3.94	7.69	7.73	6.73	6.60	4.34	0.85
48	3.14	7.78	7.81	5.09	5.00	3.44	0.96
49	4.89	7.69	7.73	8.35	8.18	5.42	0.77
50	2.22	7.78	7.80	3.60	3.55	2.42	1.12

... Cuadro 34

No.	RAS orig	RAS ajustado				RAS corregido	
		pHc Experimental	pHc Bower	Ras aj Exp.	Ras aj Bower	RAS°	Ca°
51	1.50	8.28	8.30	1.68	1.66	1.42	1.06
52	2.10	7.96	7.98	3.02	2.98	2.19	1.07
53	2.36	7.82	7.84	3.73	3.68	2.55	1.13
54	2.84	8.55	8.56	2.43	2.38	2.51	0.78
55	1.33	8.83	8.84	0.76	0.75	1.02	1.02
56	1.42	8.85	8.86	0.78	0.77	1.08	0.99
57	1.34	8.73	8.74	0.90	0.89	1.07	1.04
58	1.48	8.65	8.66	1.11	1.09	1.22	1.02
59	1.79	8.34	8.36	1.90	1.87	1.65	1.06
60	2.34	7.96	7.98	3.38	3.33	2.44	1.08
61	1.34	8.79	8.80	0.82	0.80	1.04	1.03
62	1.67	8.42	8.43	1.64	1.62	1.50	1.08
63	1.36	8.80	8.81	0.81	0.80	1.07	0.98
65	2.00	8.21	8.23	2.38	2.34	1.93	1.06
66	2.20	8.06	8.08	2.95	2.91	2.23	1.07
67	1.68	8.49	8.50	1.53	1.51	1.47	1.01
68	2.45	8.05	8.07	3.32	3.27	2.50	1.04
69	2.30	8.17	8.19	2.83	2.79	2.26	1.01
70	1.89	8.53	8.54	1.65	1.63	1.66	0.96
71	1.97	8.37	8.39	2.02	1.99	1.81	1
72	1.47	8.86	8.87	0.80	0.78	1.13	0.97

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

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

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

Cuadro 35. Valores de las formulaciones de la relación de adsorción de sodio, del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014.

No.	RAS original	RASaj ajustado				RAS° corregido	
		pHc Experimental	pHc Bower	Ras aj Exp	RAS aj Bower	RAS°	Ca°
1	0.86	8.92	8.92	0.42	0.41	0.53	1.56
2	0.99	9.01	9.02	0.38	0.38	0.61	1.59
3	2.94	8.05	8.07	3.98	3.91	2.89	1.17
4	3.29	7.98	8.00	4.69	4.61	3.32	1.05
5	3.49	7.64	7.67	6.15	6.04	3.81	1.01
6	2.16	7.84	7.87	3.36	3.31	2.25	1.33
7	2.08	8.20	8.22	2.49	2.45	1.97	1.08
8	2.22	8.22	8.24	2.61	2.57	2.09	1.06
9	1.85	8.36	8.38	1.93	1.90	1.67	1.03
10	0.70	9.00	9.01	0.28	0.27	0.46	1.46
11	1.51	8.21	8.22	1.80	1.78	1.36	1.33
12	1.79	8.29	8.30	1.99	1.96	1.62	1.20
13	1.80	8.34	8.36	1.91	1.88	1.63	1.11
14	1.61	8.21	8.22	1.92	1.90	1.49	1.23
15	1.47	8.18	8.19	1.80	1.78	1.38	1.25
16	1.70	8.23	8.24	2.00	1.97	1.57	1.18

... Cuadro 35

No.	RAS original	RASaj ajustado				RAS° corregido	
		pH _c Experimental	pH _c Bower	Ras _{aj} Exp	RAS _{aj} Bower	RAS°	Ca°
17	1.68	8.18	8.20	2.05	2.02	1.57	1.25
18	2.22	8.03	8.05	3.03	2.99	2.18	1.23
19	2.08	8.04	8.06	2.83	2.79	2.04	1.31
20	3.07	7.79	7.82	4.94	4.86	3.27	1.32
21	1.95	8.08	8.10	2.57	2.53	1.89	1.26
22	2.17	8.00	8.02	3.04	2.99	2.15	1.27
23	1.26	8.47	8.48	1.16	1.15	1.04	1.24
24	1.60	8.42	8.44	1.57	1.54	1.35	1.30
25	1.91	8.06	8.07	2.56	2.53	1.86	1.24
26	4.12	7.53	7.57	7.69	7.53	4.62	1.14
27	1.56	8.17	8.18	1.93	1.91	1.46	1.32
28	4.05	7.74	7.77	6.72	6.59	4.39	1.14
29	4.30	7.65	7.68	7.54	7.39	4.73	1.10
30	5.33	7.89	7.93	8.02	7.86	5.52	0.88
31	4.72	7.68	7.71	8.13	7.96	5.17	1.08
33	5.11	7.85	7.88	7.89	7.74	5.39	0.96
34	2.86	7.85	7.87	4.43	4.36	3.00	1.38
35	1.45	7.97	7.99	2.07	2.04	1.43	1.49
36	1.58	8.20	8.22	1.89	1.87	1.46	1.43
37	1.81	8.03	8.04	2.49	2.45	1.78	1.46
38	1.69	8.01	8.03	2.35	2.32	1.67	1.33
39	1.98	8.26	8.28	2.25	2.22	1.80	1.22
40	2.00	8.24	8.25	2.33	2.30	1.81	1.22
42	1.33	8.03	8.04	1.83	1.81	1.29	1.48
43	2.24	8.04	8.06	3.04	3.00	2.20	1.24
44	2.23	8.04	8.06	3.04	3.00	2.19	1.26
45	1.04	8.66	8.67	0.77	0.76	0.81	1.28
46	1.16	8.36	8.37	1.21	1.20	1.02	1.26
47	1.26	8.39	8.40	1.27	1.25	1.09	1.28
48	1.35	8.89	8.90	0.69	0.68	0.94	1.20
49	1.05	8.36	8.37	1.10	1.08	0.92	1.28
50	1.27	8.35	8.37	1.32	1.31	1.11	1.25
51	0.72	9.18	9.19	0.16	0.15	0.44	1.27
52	1.19	8.44	8.45	1.14	1.13	1.02	1.29
53	0.73	9.30	9.30	0.08	0.07	0.43	1.24
54	7.09	7.86	7.90	10.93	10.66	7.38	0.67
55	1.28	8.38	8.39	1.31	1.30	1.12	1.27
56	1.19	8.45	8.46	1.13	1.11	1.01	1.27
58	1.05	8.62	8.63	0.82	0.80	0.83	1.29
59	1.18	8.44	8.45	1.13	1.11	1.00	1.27

$RAS = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$	$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1 + (8.4 - pH_t)]$	$RAS^\circ = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$
---	---	---

7.1.5.3. Clasificación de las aguas residuales con base en el peligro de disminución de la infiltración

La infiltración se refiere a la velocidad con que el agua entra al suelo y se almacena para el suministro de agua a las plantas, o se percola y lixivia los nutrientes del suelo. La relación entre la lámina de agua que entra al suelo y el tiempo que tarda en entrar, define la velocidad de infiltración. La reducción en la tasa de infiltración del agua de riego, puede por lo común ser atribuida a la formación de costras en la superficie, a la disposición y a la migración de las arcillas dentro de los poros de los suelos y al hinchamiento de las arcillas del grupo 2:1.

El término permeabilidad se refiere al flujo de agua que atraviesa sin alterar la estructura interna del suelo y es medida por la conductividad hidráulica (Bhardwaj *et al.*, 2009; Kumar *et al.*, 2008) la cual depende de la geometría de los poros del suelo y del contenido de agua en el suelo (Reeve y Tamaddoni, 1965).

En este trabajo, se utilizó el término “problemas de infiltración” para indicar el efecto de la salinidad y de la sodicidad, en relación con la facilidad con que el agua aplicada entra y se desplaza en los primeros centímetros del suelo (Bower y Goertzen, 1955). Un problema de infiltración se hace evidente, cuando el agua de riego no atraviesa la superficie del suelo a una velocidad lo suficientemente rápida, como para permitir la renovación del agua consumida por el cultivo entre dos riegos.

En el Cuadro 36 se presenta la clasificación por riesgo de reducción de la infiltración, en lo suelos, de acuerdo con la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y la relación de adsorción de sodio del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, para otoño 2013 y otoño 2014.

Cuadro 36. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, con base en el peligro de disminución de la infiltración, otoño 2013 (1) y otoño 2014 (2).

Formulaciones de RAS	Muestreo	Sin reducción	Reducción ligera o moderada	Reducción severa
		Número de aguas		
$RAS = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$	1	-	70	2
	2	2	49	8
$RAS^{\circ} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$	1	-	70	2
	2	2	49	8
$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1 + (8.4 - pH_c)]$	1 Experimental	-	70	2
	1 Bower	-	70	2
	2 Experimental	-	52	7
	2 Bower	-	52	7

Las concentraciones de sodio C_{Na^+} , calcio $C_{Ca^{2+}}$ y magnesio $C_{Mg^{2+}}$; están expresados en $mmol_c L^{-1}$

Para otoño 2013 se presenta la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) original, que el 97% de las muestras tienen una reducción de la infiltración ligera a moderada, el 3% no presenta ninguna, mientras para la Relación de Adsorción de Sodio corregido (RAS°) el 97% de las muestras presentan, una reducción ligera a moderada y Relación Adsorción de Sodio ajustada (RAS_{aj}) el 97% presenta una reducción de la infiltración ligera a moderada y un 3% presenta una reducción en la infiltración severa.

Para otoño 2014, la RAS original y la RAS corregido, presentan el 83% de las muestras en reducción de la infiltración ligera a moderada, y el 14% con una reducción severa, con respecto a la RAS_{aj} el 88% presenta una reducción de la infiltración ligera a moderada y un 12% presenta una reducción en la infiltración severa.

En las Figuras 26, 27, 28 y 29 se presenta la reducción de la infiltración provocada por la relación de adsorción de sodio debida al agua de riego, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño 2014.

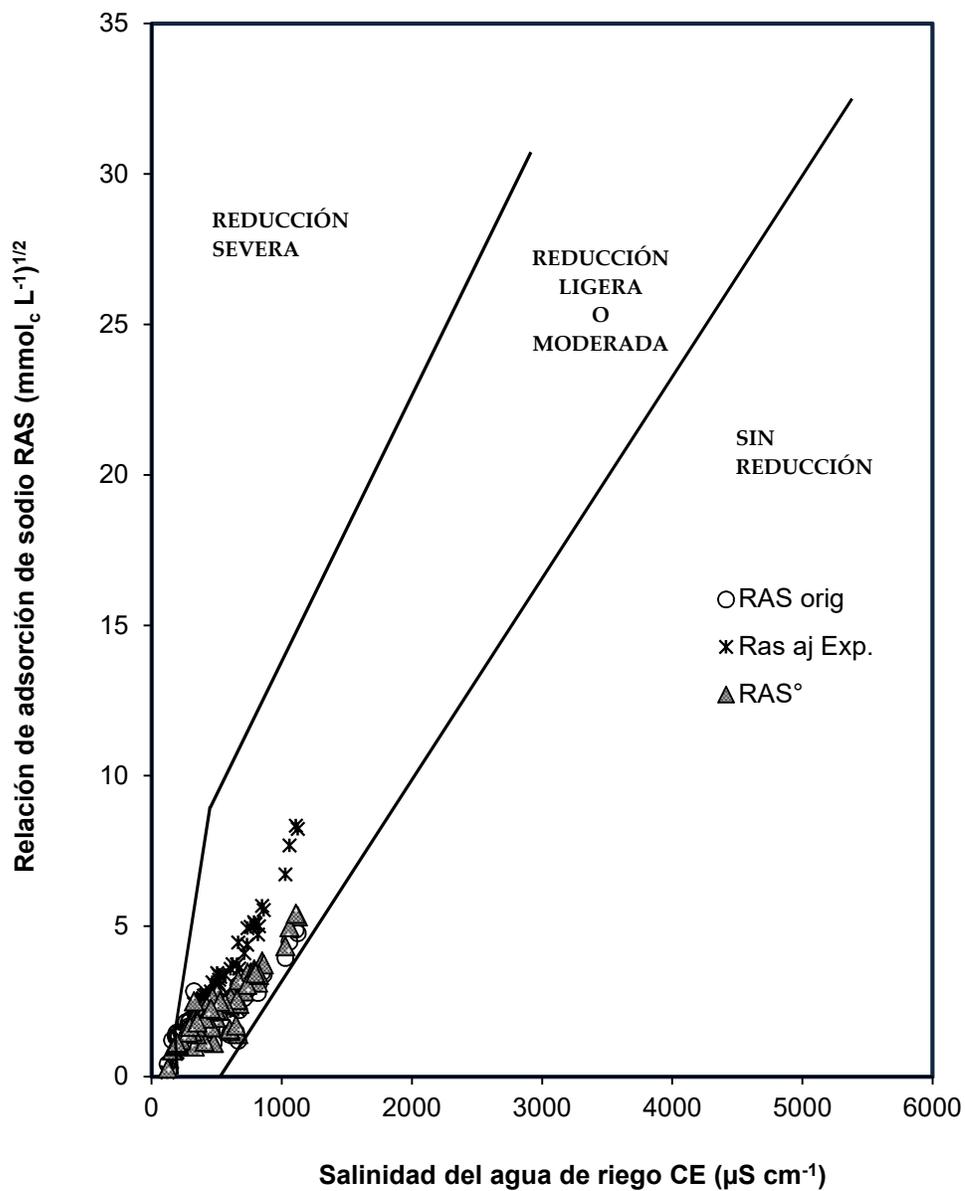


Figura 26. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013. RAS ajustado experimental-CE.

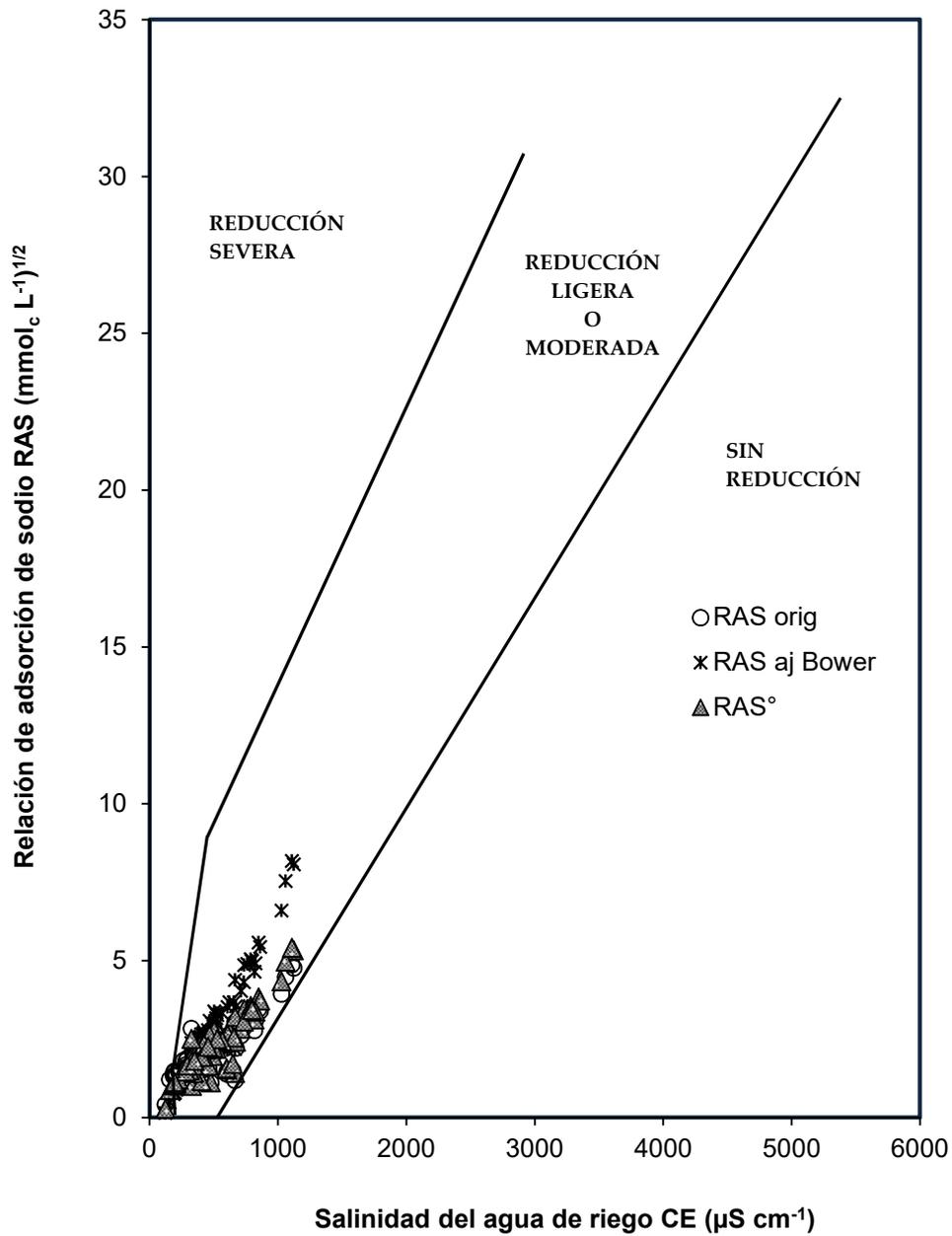


Figura 27. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013. RAS ajustado Bower-CE.

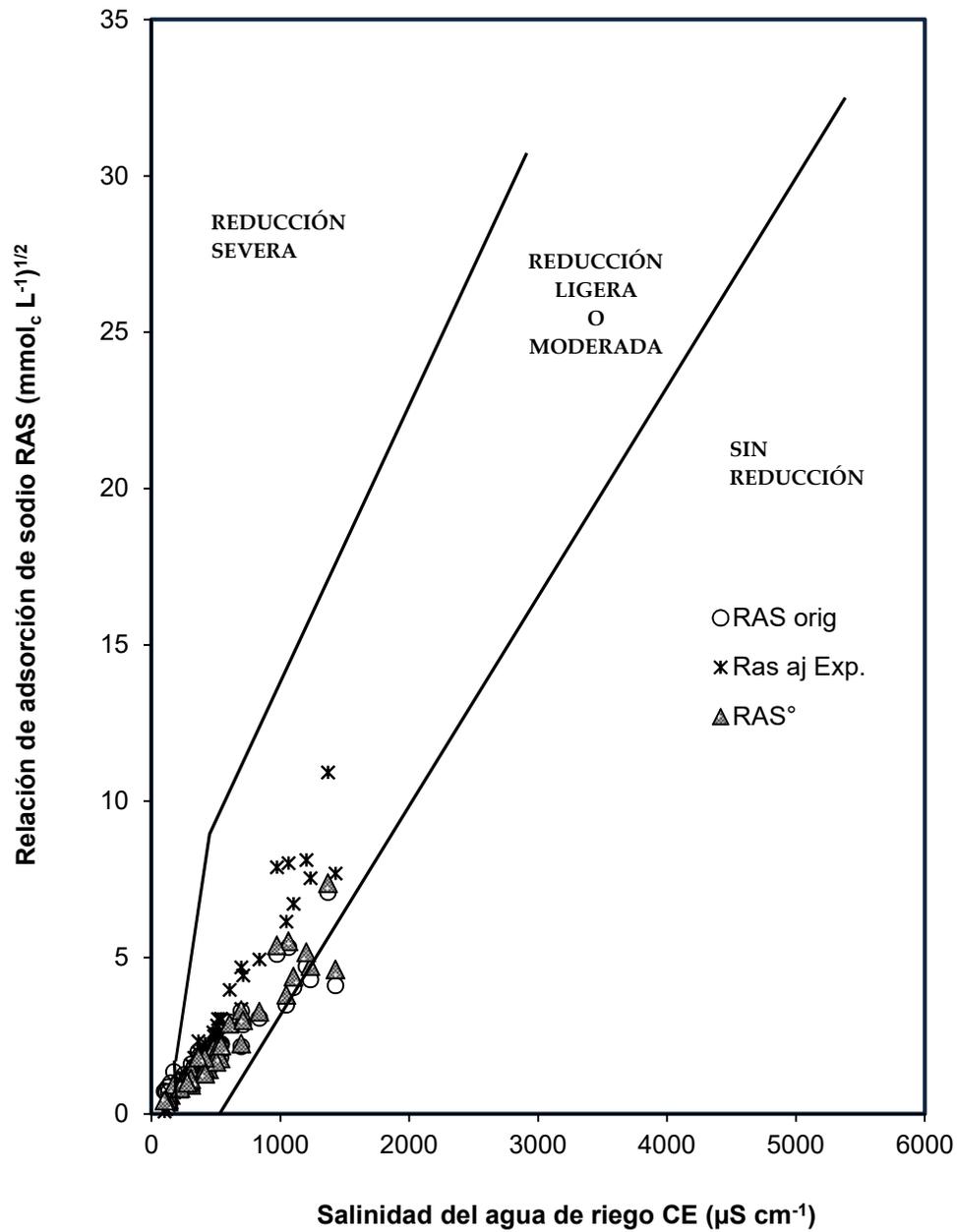


Figura 28. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014. RAS ajustado experimental-CE.

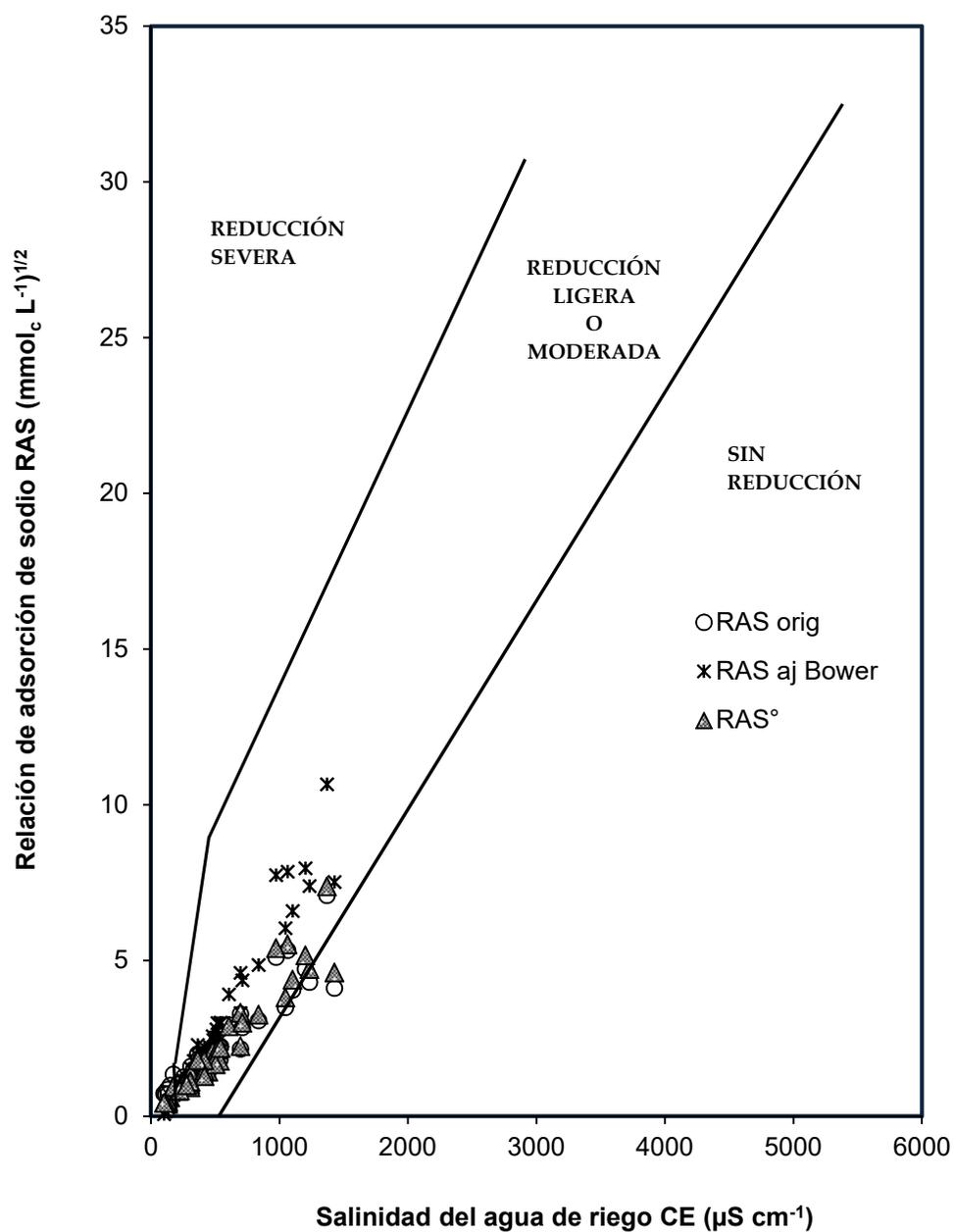


Figura 29. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014. RAS ajustado Bower-CE.

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 el suelo. De tal manera que el crecimiento y desarrollo de las plantas se ve afectado por una disponibilidad de agua.

7.1.5.4. Porcentaje de sodio intercambiable-relación de adsorción de sodio (PSI-RAS)

Conocer las concentraciones de los distintos iones en las soluciones salinas, no es suficiente, para poder predecir cuales son los peligros potenciales que se presentarán por el uso del agua en el riego. El propósito de determinar el RAS es sus diferentes formulaciones RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS° , es determinar el PSI en un suelo en condiciones de equilibrio. En este trabajo, con fines de predicción y con la intención de tener una inferencia de valores del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en los suelos que se riegan con aguas residuales urbano-industriales de diferentes valores de RAS se utilizaron los siguientes valores del coeficiente de selectividad iónica de Gapon: $K_G=0.0072444$, $K_G=0.01186100$ y $K_G=0.0168999$ (mmol L^{-1})^{-1/2} (Velázquez, 2001; Velázquez *et al.*, 2002). En las Figuras 30 y 31, se presentan los porcentajes de sodio intercambiable PSI-RAS, RAS_{or} (a), RAS° (b), RAS_{aj} Experimental (c) y RAS_{aj} Bower (d) y, en sus respectivos campos coordinados PSI-RAS, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño 2014.

En la Figura 30 se presenta para otoño 2013, los valores de PSI en el campo coordinado PSI-RAS, son para: $RAS_{or}=7.63$, $RAS^{\circ}=8.39$, RAS_{aj} , experimental=12.36 y RAS_{aj} , Bower =12.15.

En la Figura 31 se presentan los valores de PSI para otoño 2014, donde el campo coordinado PSI-RAS son para: $RAS_{or}=10.70$, $RAS^{\circ}=11.09$, RAS_{aj} , experimental=15.59 y RAS_{aj} , Bower =15.26, correspondientes al periodo otoño 2014.

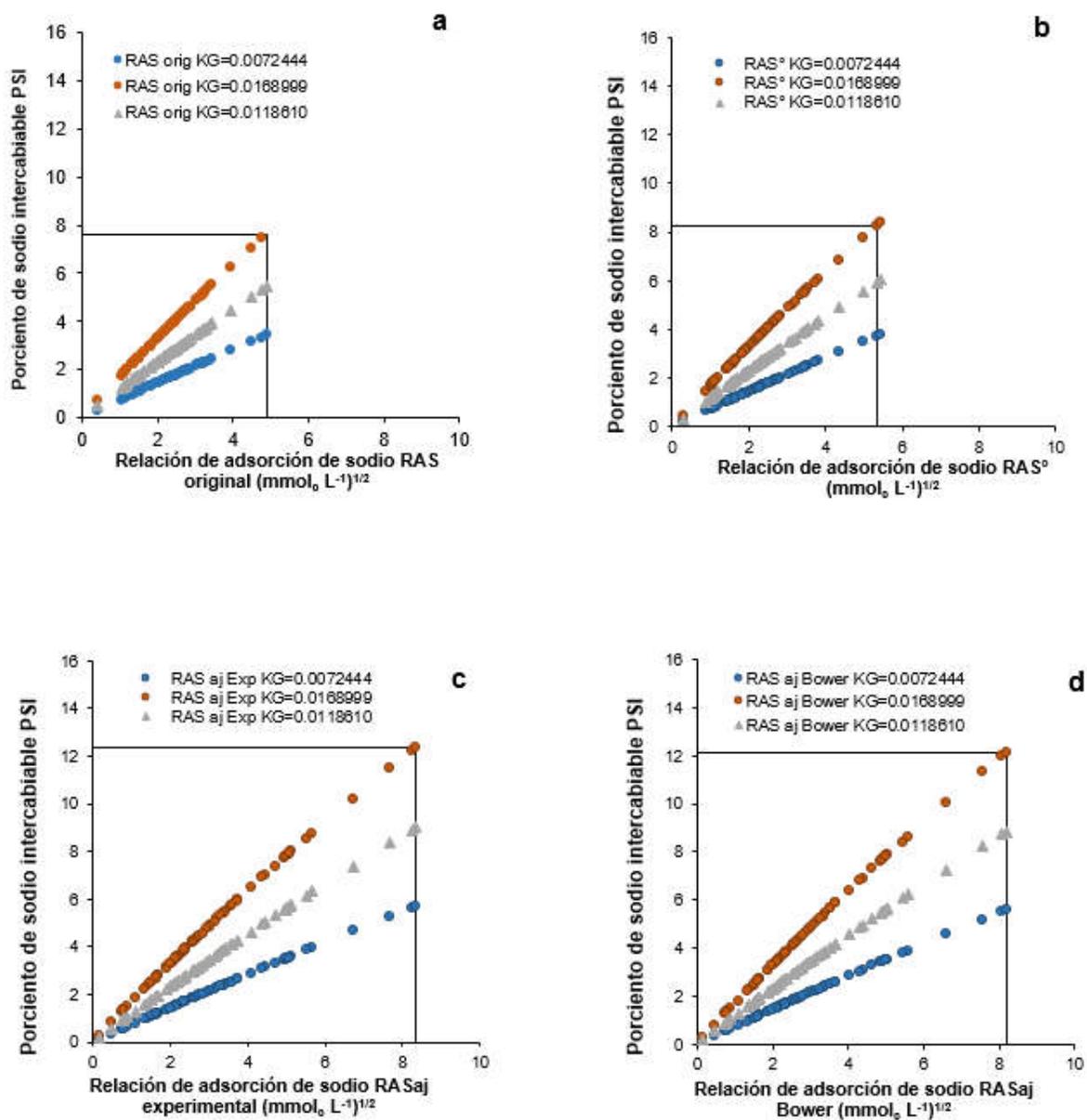


Figura 30. Relación funcional PSI-RAS; RAS_{or} (a), RASaj Experimental (c), RASaj Bower (d) y RAS° (b) del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.

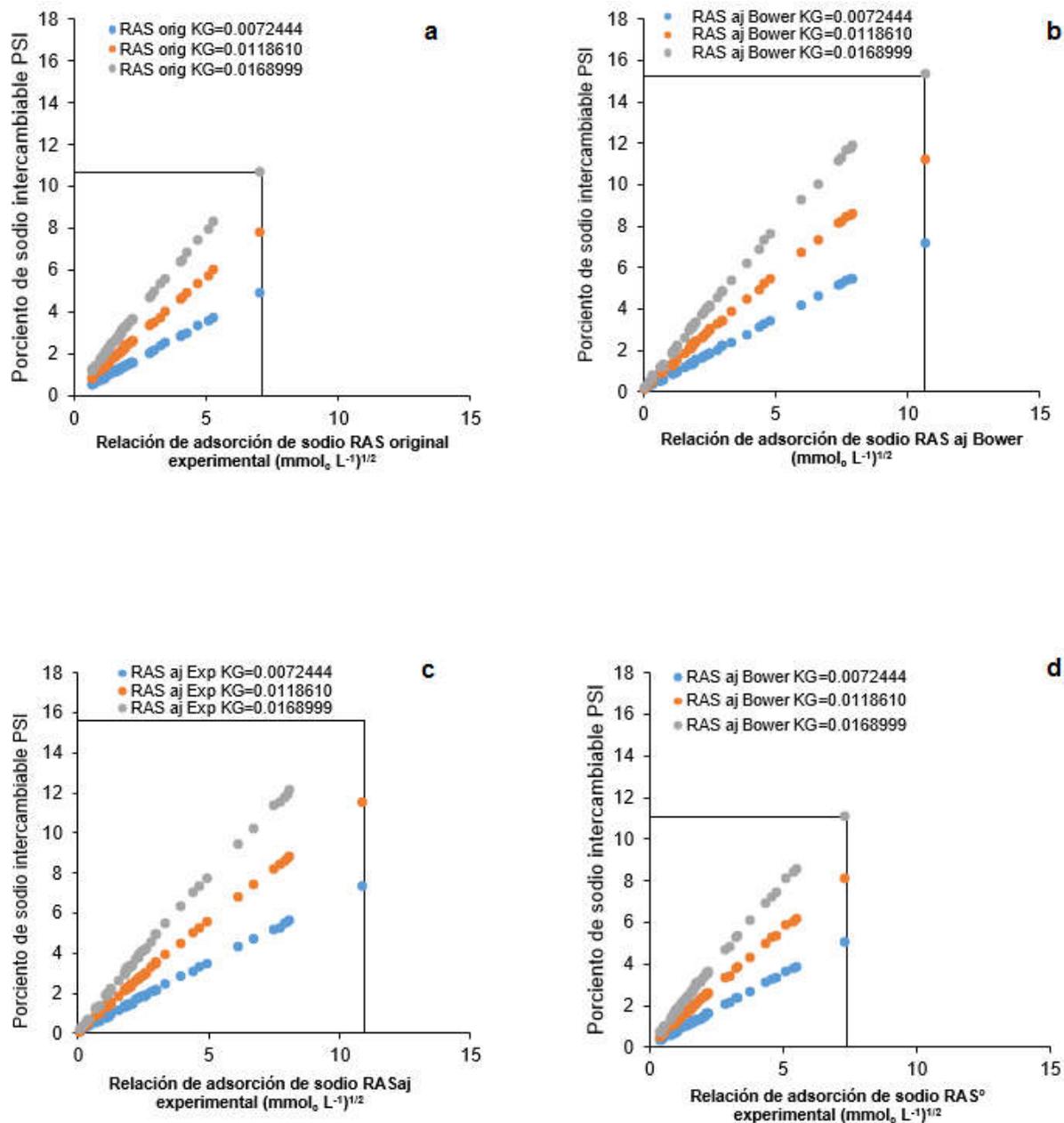


Figura 31. Relación funcional PSI-RAS; RAS_{or} (a), RAS_{aj} Experimental (c), RAS_{aj} Bower (d) y RAS° (b) del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2014.

Los orígenes de los iones de Na⁺ en las aguas residuales de las zonas urbano-industriales, se debe a que en los diferentes procesos industriales se utilizan grandes cantidades de Na₂CO₃, H₂SO₄ y Na₂SO₄. Por este motivo las aguas residuales urbano-industriales tendrán cantidades considerables de Na⁺. Debido a que las soluciones

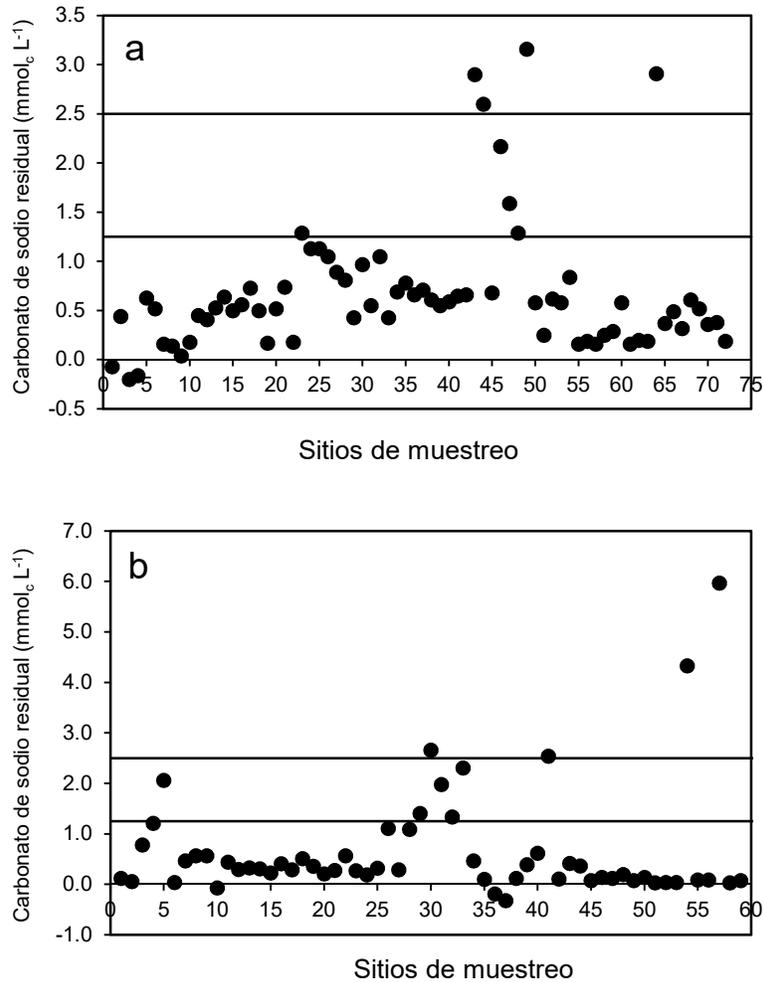
acuosas de los suelos que circulan y migran en los perfiles agronómicos de los suelos, se están enriqueciendo con iones de Na^+ y Mg^{2+} . Durante un proceso de interacción química con el agua, condicionan procesos de hidrólisis de alta intensidad. Los procesos de hidrolización de iones de Na^+ y Mg^{2+} son los responsables de una alta alcalinidad en las soluciones de los suelos y como las aguas residuales tienen cantidades considerables de bicarbonatos los cuales son fácilmente hidrolizables. Como consecuencia de esto aumenta el pH.

7.1.5.5. Carbonato de sodio residual

La precipitación de calcio y magnesio en forma de carbonatos de calcio y magnesio propician una acumulación considerable de sodio intercambiable en los suelos, razón por la cual se propuso el concepto de carbonato de sodio residual CSR (Eaton, 1950), como una medida de los efectos de sodicidad, la cual afecta negativamente el crecimiento y desarrollo de las plantas.

En la Figura 32 se presenta el contenido de carbonato de sodio residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b), se observa que en otoño 2013 (a), el 89% de la población de agua (64 muestras) presentan valores menores a $1.25 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, las cuales se consideran buenas para el riego, mientras que 5.5% (4 muestras) presentan concentraciones entre $1.25\text{-}2.5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ de CSR, lo que las clasifica como condicionadas para su uso para riego, mientras que el 5.5% de las muestras presentan valores mayores a $2.5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, por lo tanto no se recomiendan para su uso en la agricultura. En la Figura 32 (b) se presenta el contenido de carbonato de sodio residual para otoño 2014, donde, el 85% de las muestras de agua presentan valores menores a $1.25 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, y corresponden a aguas buenas para riego, el 8.5% (5 muestras) presentan concentraciones entre $1.25\text{-}2.5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ de CSR, lo que las clasifica como condicionadas para su uso para riego, aunque el 6.7% presentan valores mayores a $2.5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, por lo tanto, no se recomiendan para el riego, ya que pueden generarse efectos negativos en los suelos y cultivos al emplear este tipo de aguas, con altos contenidos de iones de bicarbonato de acuerdo a Eaton (1950) y McNeal (1968).

Se debe señalar, que para el empleo de las aguas residuales urbano-industriales que se le restringe su uso, requieren de mejoramiento, aplicar fuentes de iones de calcio Ca^{2+} , como lo son las aplicaciones de diferentes dosis de yeso agrícola.



CSR > 2.5 mmolc L⁻¹ No recomendable, CSR = 1.25-2.5 mmolc L⁻¹ Condicionada, CSR < 1.25 mmolc L⁻¹ Buena

Figura 32. Distribución del agua residual de acuerdo con el carbonato de sodio residual (mmolc L⁻¹), del sistema Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

7.1.6. Clasificación de las aguas residuales con base en la toxicidad por Boro, Fosforo, Nitratos y Silicio

7.1.6.1. Boro (B)

El boro es uno de los ocho micronutrientes esenciales para el normal desarrollo de los cultivos. La toxicidad del boro puede afectar prácticamente a todos los cultivos, cuando el boro ingresa a los suelos a través del agua de riego, su concentración en la solución, varía, debido a los procesos de adsorción y absorción en los sistemas arcillosos del suelo (Peterson and Newman, 1976; Goldert *et al.*, 2005).

En la Figura 33, se presenta la variación de boro en el agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, correspondiente a otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b). En el Cuadro 37 se presenta la clasificación del contenido de boro para los periodos de muestreo otoño 2013 y otoño 2014, y se puede señalar lo siguiente: para otoño 2013, el 100% (72 muestras) son clasificadas como buenas para riego, mientras que para el periodo otoño 2014, el 75% (44 muestras), se clasifican como buenas para riego, y el 25% (15 muestras), se consideran condicionadas para su uso de acuerdo a Ayers y Wescot (1987). Aunque se recomienda consultar tablas de tolerancia de boro para diferentes cultivos.

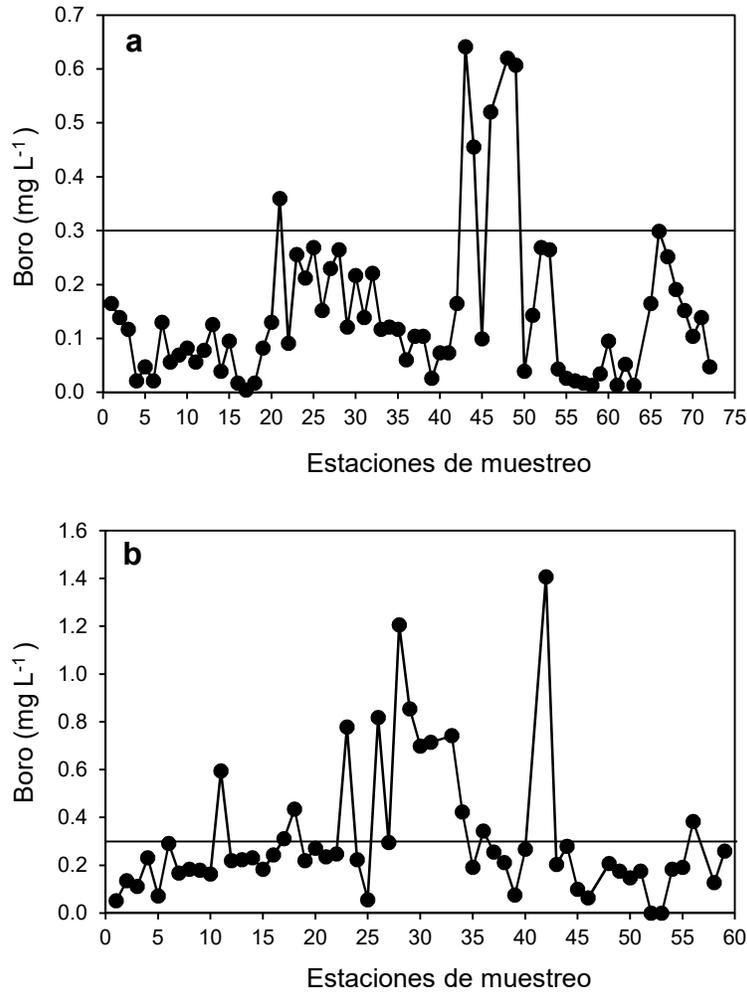


Figura 33. Contenido de boro (mg L^{-1}) en el agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014(b).

Entre los desechos industriales contenidos en las aguas residuales urbano-industriales se encuentran varios elementos tóxicos, entre ellos, el boro, que en grandes cantidades es tóxico tanto para las plantas como para el ser humano. La mayor parte de los cultivos solo necesitan pequeñas cantidades de este elemento, los cultivos semitolerantes de $1\text{-}2 \text{ mg L}^{-1}$, los más tolerantes, como la alfalfa, col, cebolla y nabo toleran $2\text{-}4 \text{ mg L}^{-1}$, no así los frutales, que son sensibles a 1 mg L^{-1} . De acuerdo con los resultados obtenidos, el agua del sistema Hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, del periodo otoño 2013, son buenas para para el riego de acuerdo al contenido de boro.

Mendoza (2009), sugiere tomar en cuenta la movilidad del boro en el suelo para saber sus efectos y los factores asociados a este movimiento, como son la textura del suelo, el pH y la humedad. Los suelos de textura gruesa, bien drenados, son pobres en boro, en cambio, los de textura fina tienden a retener el boro añadido durante más tiempo; no implica esto, que las plantas absorban este elemento de las arcillas en cantidades mayores que las de las arenas, sino por el contrario. La relación entre el pH, calcio disponible, y el estado del boro no es bien conocida, sin embargo, se ha comprobado que los síntomas de deficiencia de boro están asociados a altos valores de pH y que el consumo de boro por las plantas se reduce si se incrementa el pH.

En muchos cultivos la deficiencia de boro es acelerado bajo condiciones de extrema sequía. De lo anterior, podemos mencionar, si tenemos en el agua de riego concentraciones de boro tóxicas para los cultivos, se ve reducida su asimilación ya que los suelos de estas aguas urbano-industriales contienen considerables cantidades de carbonatos, inhibiendo el consumo de boro y aumentando el de calcio.

Cuadro 37. Clasificación de Boro del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013.

Otoño 2013			Otoño 2014		
No.	Boro	Clasificación	No.	Boro	Clasificación
1	0.16	Buena	1	0.05	Buena
2	0.14	Buena	2	0.14	Buena
3	0.12	Buena	3	0.11	Buena
4	0.02	Buena	4	0.23	Buena
5	0.05	Buena	5	0.07	Buena
6	0.02	Buena	6	0.29	Buena
7	0.13	Buena	7	0.17	Buena
8	0.06	Buena	8	0.18	Buena
9	0.07	Buena	9	0.18	Buena
10	0.08	Buena	10	0.16	Buena
11	0.06	Buena	11	0.60	Condicionada
12	0.08	Buena	12	0.22	Buena
13	0.13	Buena	13	0.22	Buena
14	0.04	Buena	14	0.23	Buena
15	0.10	Buena	15	0.18	Buena
16	0.02	Buena	16	0.24	Buena
17	0.00	Buena	17	0.31	Condicionada
18	0.02	Buena	18	0.44	Condicionada
19	0.08	Buena	19	0.22	Buena
20	0.13	Buena	20	0.27	Buena
21	0.36	Buena	21	0.24	Buena
22	0.09	Buena	22	0.25	Buena
23	0.26	Buena	23	0.78	Condicionada
24	0.21	Buena	24	0.22	Buena
25	0.27	Buena	25	0.06	Buena
26	0.15	Buena	26	0.82	Condicionada
27	0.23	Buena	27	0.30	Buena
28	0.26	Buena	28	1.21	Condicionada
29	0.12	Buena	29	0.85	Condicionada
30	0.22	Buena	30	0.70	Condicionada
31	0.14	Buena	31	0.71	Condicionada
32	0.22	Buena	33	0.74	Condicionada
33	0.12	Buena	34	0.42	Condicionada
34	0.12	Buena	35	0.19	Buena
35	0.12	Buena	36	0.34	Condicionada
36	0.06	Buena	37	0.26	Buena
37	0.10	Buena	38	0.21	Buena
38	0.10	Buena	39	0.08	Buena
39	0.03	Buena	40	0.27	Buena
40	0.07	Buena	42	1.41	Condicionada
42	0.16	Buena	43	0.20	Buena
43	0.64	Buena	44	0.28	Buena
44	0.46	Buena	45	0.10	Buena
45	0.10	Buena	46	0.06	Buena
46	0.52	Buena	48	0.21	Buena
48	0.62	Buena	49	0.18	Buena
49	0.61	Buena	50	0.15	Buena

Los contenidos de fosfatos ($P-PO_4^{3-}$), se presentan en la Figura 34 y Cuadro 38 el contenido de $P-PO_4^{3-}$ en $mg L^{-1}$, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b). Para otoño 2013 (a), se observa que el 57% de la población de aguas tiene una concentración $> 2.0 mg L^{-1}$, lo que significa que no son recomendables para el riego, mientras que el 43% de las muestras tienen una concentración menor de $2.0 mg L^{-1}$, lo que las clasifica como buena o recomendable para su uso en riego de cultivos. Para otoño de 2014, los contenidos de fosfatos ($P-PO_4^{3-}$), son; 11% de la población de aguas tiene una concentración $> 2.0 mg L^{-1}$, lo que significa que no son recomendables para el riego, mientras que el 89% de las muestras tienen una concentración menor de $2.0 mg L^{-1}$, lo que las clasifica como buena o recomendable para su uso en riego de cultivos.

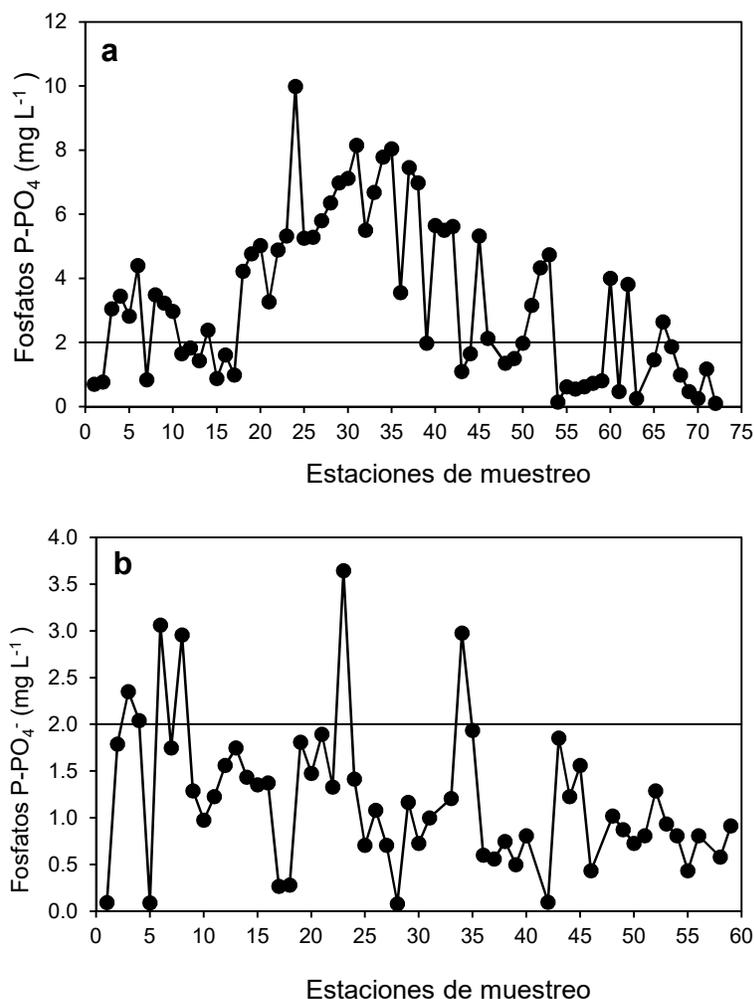


Figura 34. Contenido de fosfatos ($P-PO_4^{3-}$) en ($mg L^{-1}$) en el agua residual, del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014(b).

Cuadro 38. Clasificación de fosfatos determinados como fosfatos (P-PO₄³⁻) del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño de 2013 y otoño 2014.

Otoño 2013			Otoño 2014		
No.	P-PO ₄ ³⁻	Clasificación	No.	P-PO ₄ ³⁻	Clasificación
1	0.70	Buena	1	0.09	Buena
2	0.77	Buena	2	1.79	Buena
3	3.05	No recomendable	3	2.35	No recomendable
4	3.45	No recomendable	4	2.04	No recomendable
5	2.83	No recomendable	5	0.09	Buena
6	4.41	No recomendable	6	3.06	No recomendable
7	0.84	Buena	7	1.75	Buena
8	3.49	No recomendable	8	2.95	No recomendable
9	3.23	No recomendable	9	1.29	Buena
10	2.98	No recomendable	10	0.97	Buena
11	1.65	Buena	11	1.22	Buena
12	1.84	Buena	12	1.56	Buena
13	1.43	Buena	13	1.75	Buena
14	2.39	No recomendable	14	1.43	Buena
15	0.88	Buena	15	1.35	Buena
16	1.62	Buena	16	1.37	Buena
17	0.99	Buena	17	0.27	Buena
18	4.22	No recomendable	18	0.28	Buena
19	4.78	No recomendable	19	1.81	Buena
20	5.03	No recomendable	20	1.47	Buena
21	3.27	No recomendable	21	1.89	Buena
22	4.89	No recomendable	22	1.33	Buena
23	5.33	No recomendable	23	3.64	No recomendable
24	9.99	No recomendable	24	1.41	Buena
25	5.25	No recomendable	25	0.70	Buena
26	5.29	No recomendable	26	1.08	Buena
27	5.80	No recomendable	27	0.70	Buena
28	6.35	No recomendable	28	0.08	Buena
29	6.98	No recomendable	29	1.16	Buena
30	7.13	No recomendable	30	0.72	Buena
31	8.15	No recomendable	31	1.00	Buena
32	5.51	No recomendable	33	1.20	Buena
33	6.69	No recomendable	34	2.97	No recomendable
34	7.79	No recomendable	35	1.93	Buena

... Cuadro 38

Otoño 2013			Otoño 2014		
No.	P-PO ₄ ³⁻	Clasificación	No.	P-PO ₄ ³⁻	Clasificación
35	8.04	No recomendable	36	0.60	Buena
36	3.56	No recomendable	37	0.56	Buena
37	7.46	No recomendable	38	0.75	Buena
38	6.98	No recomendable	39	0.50	Buena
39	1.98	Buena	40	0.81	Buena
40	5.66	No recomendable	42	0.10	Buena
41	5.51	No recomendable	43	1.85	Buena
42	5.62	No recomendable	44	1.22	Buena
43	1.10	Buena	45	1.56	Buena
44	1.65	Buena	46	0.43	Buena
45	5.33	No recomendable	48	1.02	Buena
46	2.13	No recomendable	49	0.87	Buena
51	3.16	No recomendable	50	0.72	Buena
52	4.33	No recomendable	51	0.81	Buena
53	4.74	No recomendable	52	1.29	Buena
54	0.15	Buena	53	0.93	Buena
55	0.62	Buena	54	0.81	Buena
56	0.55	Buena	55	0.43	Buena
57	0.62	Buena	56	0.81	Buena
58	0.73	Buena	58	0.58	Buena
59	0.81	Buena	59	0.91	Buena
60	4.00	No recomendable	Mediana	1.08	
61	0.48	Buena	Media	1.21	
62	3.82	No recomendable	Moda	0.81	
63	0.26	Buena	Desv. Est	0.77	
65	1.47	Buena			
66	2.64	No recomendable			
67	1.87	Buena			
68	0.99	Buena			
69	0.48	Buena			
70	0.26	Buena			
71	1.18	Buena			
72	0.11	Buena			
Mediana	3.01				
Media	3.32				
Moda	1.65				
Desv. Est.	2.43				

7.1.6.3. Contenido de nitratos en el agua

El nitrógeno en los sistemas acuáticos se encuentra en formas inorgánicas: N₂, NH₄⁺, NO₂⁻ y NO₃⁻, En la Figura 35 se presenta la concentración de nitratos en el agua del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b). Se encontró en otoño 2013 (a), que el 97 % (70 muestras) de la población de aguas tiene

valores menores de 10.0 mg L^{-1} de nitratos N-NO_3 , con un máximo de 16.32 mg L^{-1} . Estos valores de acuerdo con la clasificación de Porta *et al.* (2003) pertenecen a la categoría ultra-oligotrófico, de la eutroficación de las aguas. Para el periodo otoño 2014 el 100 % de las muestras son menores al límite permisible de acuerdo a Porta *et al.* (2003).

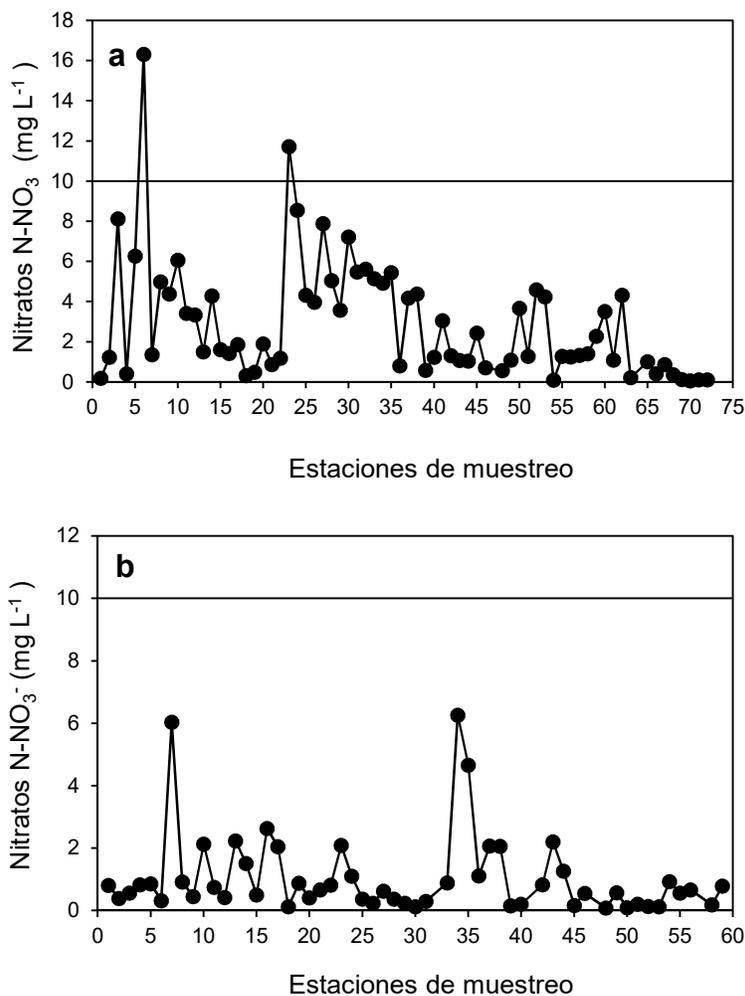


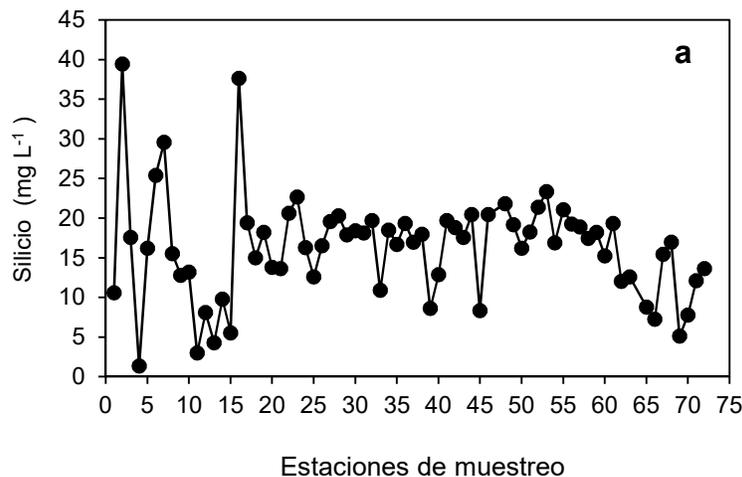
Figura 35. Contenido de nitrógeno (N-NO_3) en el agua residual urbano-industrial del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

7.1.6.4. El silicio en el agua

El silicio es el segundo elemento más abundante del planeta, se encuentra presente en la mayoría de las aguas. Se encuentra en aguas naturales en concentraciones $<10 \text{ mg L}^{-1}$, sin embargo, se pueden presentar aguas con presencia del silicio en cantidades mayores a 80 mg L^{-1} , como por ejemplo las aguas volcánicas, y aunque no presenta efectos tóxicos conocidos (Mancilla, 2012), el análisis del silicio en las aguas para riego ayuda a evitar la formación de depósitos duros de este elemento en el suelo agrícola.

Los minerales de silicio son insolubles en pH bajos, y la solubilidad de estos aumenta mínimamente en intervalos de $\text{pH} = 2.0 - 9.0$. Arriba de un $\text{pH} = 9.0$ los minerales del silicio se solubilizan considerablemente.

En la Figura 36, se presentan los contenidos de SiO_2 en las muestras de agua del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014. Para otoño 2013 (a), se encontró un 85% (61 muestras) con concentraciones $< 20.0 \text{ mg L}^{-1}$ de SiO_2 , y 15% (11 muestras) presentaron concentraciones mayores a 20.0 mg L^{-1} de SiO_2 .



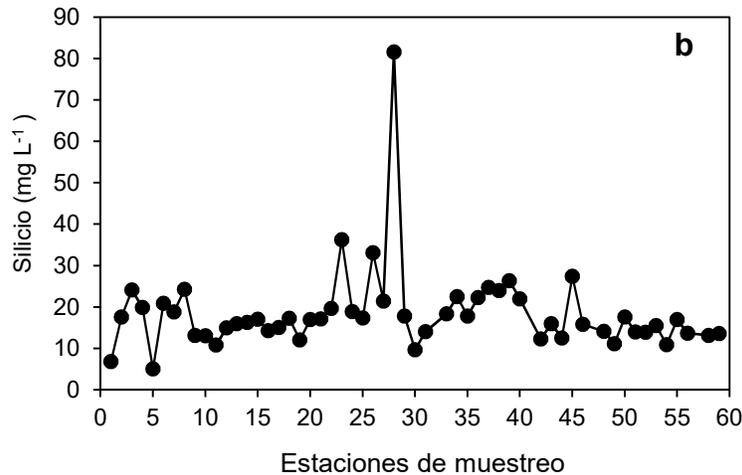


Figura 36. Contenido de silicio en el agua del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

Para otoño 2014, se encontró un 76% (45 muestras) con concentraciones < 20.0 mg L⁻¹ y 24% (14 muestras) con > 20.0 mg L⁻¹.

7.1.7. Determinación de las sales hipotéticas

Con la finalidad de analizar y conocer la variación de las concentraciones sucesivas de los iones, Ca, Mg, Na, K, CO₃, Cl y SO₄ (Mancilla, 2012) del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago. Las sales hipotéticas se calcularon teniendo en cuenta la solubilidad de las sales, los Klarcos (riqueza de elementos en las rocas), el principio de Langelier y la geoquímica de los iones (Kodva, 1967; Mercado, 2011).

En los Cuadros 39 y 40 se presenta el cálculo de las sales hipotéticas correspondiente a la muestra 50 del muestreo de otoño 2013, localizada en Ocotlán (río Atotonilco), Estado de Jalisco.

Cuadro 39. Composición química, muestra 50, Ocotlán, Jalisco, otoño 2013.

No.	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ
			mmol _c L ⁻¹									
50	673	7.70	1.66	1.72	2.88	0.32	6.58	0.00	3.96	2.11	0.34	6.41

Cuadro 40. Cálculo de las sales hipotéticas, muestra 50, Ocotlán, Jalisco, otoño 2013.

Reactivos (mmol _c L ⁻¹)		Sales hipotéticas (mmol _c L ⁻¹)		Residuos (mmol _c L ⁻¹)	
Na ⁺	+	Cl ⁻	NaCl	Na ⁺	Cl ⁻
2.88		2.11	2.11	0.77	0.00
Na ⁺	+	HCO ₃ ⁻	NaHCO ₃	HCO ₃ ⁻	Na ⁺
0.77		3.96	0.77	3.19	0.00
K ⁺	+	HCO ₃ ⁻	KHCO ₃	HCO ₃ ⁻	K ⁺
0.32		3.19	0.32	2.87	0.00
Ca ²⁺	+	HCO ₃ ⁻	Ca(HCO ₃) ₂	HCO ₃ ⁻	Ca ²⁺
1.66		2.87	1.66	1.21	0.00
Mg ²⁺	+	HCO ₃ ⁻	Mg(HCO ₃) ₂	Mg ₂₊	HCO ₃ ⁻
1.72		1.21	1.21	0.51	0.00
Mg ²⁺	+	SO ₄ ²⁻	MgSO ₄	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻
0.51		0.34	0.34	0.17	0.00
			Σ 6.41		

Los valores de las sales hipotéticas del Cuadro 40, equivalen a 0.00211 M L⁻¹ de NaCl, 0.00077 M L⁻¹ de NaHCO₃, 0.00032 M L⁻¹ de KHCO₃, 0.00166 M L⁻¹ de Ca(HCO₃)₂, 0.00121 M L⁻¹ de Mg(HCO₃)₂, 0.00034 M L⁻¹ de MgSO₄. Con estos valores, obtuvimos la fuerza iónica de las sales hipotéticas. En la Figura 37 se presenta la distribución de los tipos de sales hipotéticas del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b). Se puede observar que el orden de predominancia es: NaCl > NaHCO₃ > Ca(HCO₃)₂ > Mg(HCO₃)₂ > MgSO₄ > KHCO₃, para otoño 2013 y otoño 2014, es la misma composición.

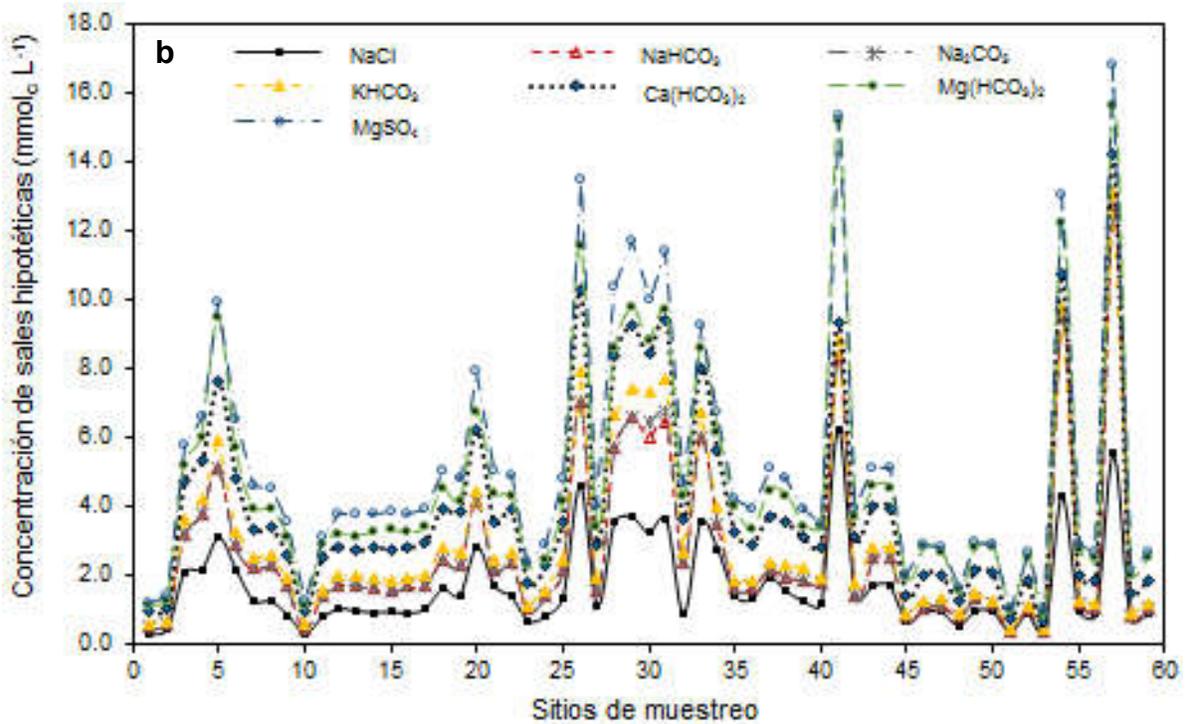
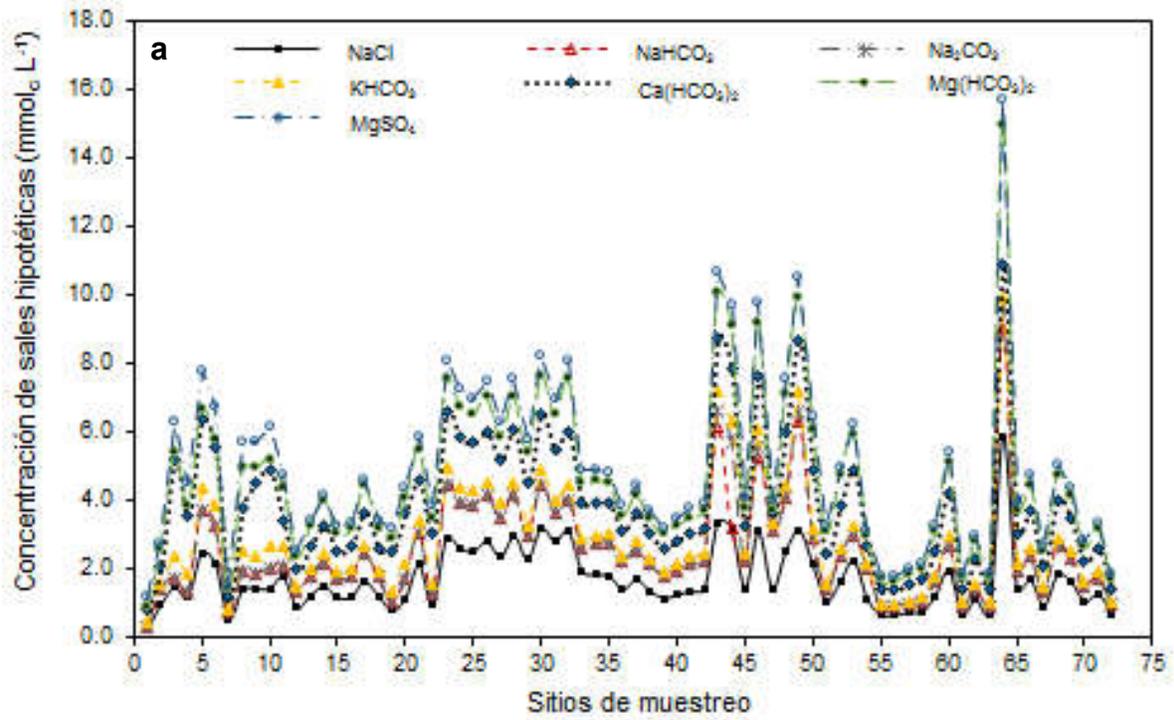


Figura 37. Distribución de sales hipotéticas del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

Las relaciones conjuntas de la fuerza iónica de las muestras de agua calculada para los iones individuales de las soluciones y la fuerza iónica calculada para las sales hipotéticas del agua residual que circula por el sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño de 2013 (a) y otoño 2014 (b), se muestran en la Figura 38, los valores de las pendientes (1.0189 para otoño 2013 y 1.0243 para otoño 2014). De aquí se admite que ambos métodos de cálculo de la fuerza iónica de las soluciones salinas son exactos.

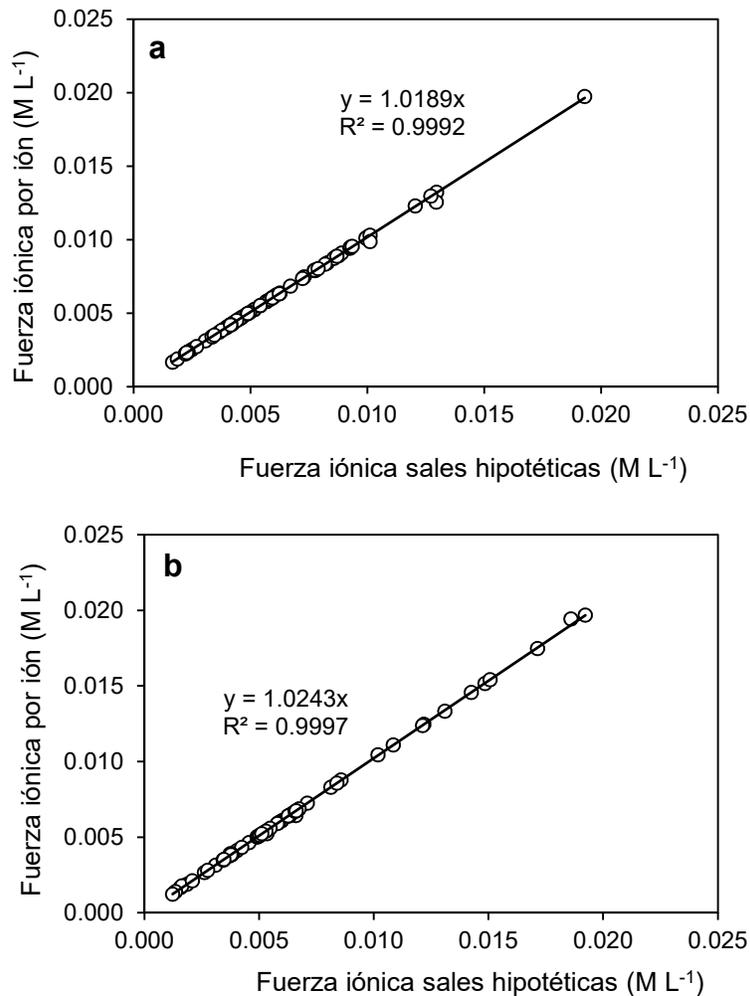


Figura 38. Relación entre la fuerza iónica de los iones individuales con la fuerza iónica de las sales hipotéticas del agua residual del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

7.1.8. Clasificación hidrogeoquímica del agua del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 y otoño 2014

En las aguas superficiales, subterráneas y de los suelos, la mayoría de las sales que se encuentran disueltas en estas aguas están presentes en forma iónica. En general unos cuantos iones son los que se encuentran siempre presentes, y representan la totalidad de los iones en solución (Mancilla, 2012).

Los principales iones son: Ca, Mg, Na, K, CO₃, HCO₃, Cl y SO₄. Los iones que se encuentran en forma conjunta en las soluciones acuosas son: CO₃ y HCO₃, conocido como el sistema carbonato: $\text{HCO}_3 \rightleftharpoons \text{CO}_3^{2-} + \text{H}^+$. El paso de bicarbonato a carbonato, se presenta como una secuencia de pequeños cambios en la temperatura del medio ambiente.

Por tal motivo, en las clasificaciones hidrogeoquímicas solamente se consideran seis iones para realizar el diagrama de Piper, los iones que se consideran son: Ca, Mg, (Na+K), (CO₃ + HCO₃), Cl y SO₄ (Piper, 1944).

Los iones nitratos (NO₃⁻), carbonato (CO₃) y potasio (K) se encuentran en las soluciones acuosas en pequeñas cantidades, por tal razón no se incluyen en la gráfica de Piper.

El diagrama de Piper representa los siguientes componentes: Ca, Mg, (Na+K), (CO₃ + HCO₃), Cl y SO₄. Las aguas que son geoquímicamente similares se agrupan en áreas bien definidas (Custodio y Llamas, 1996). En la Figura 39, se presentan los diagramas de Piper del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

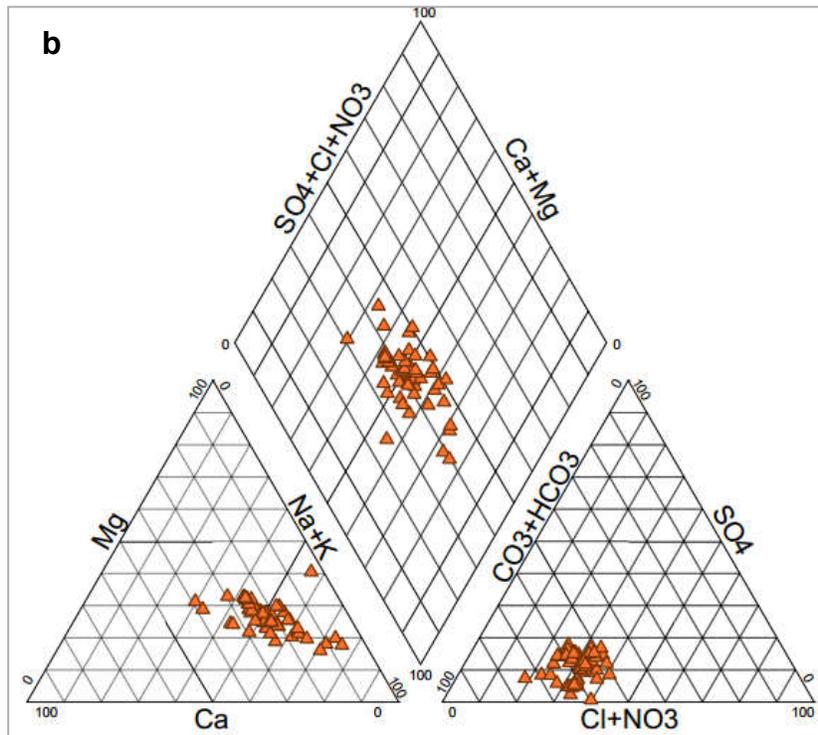
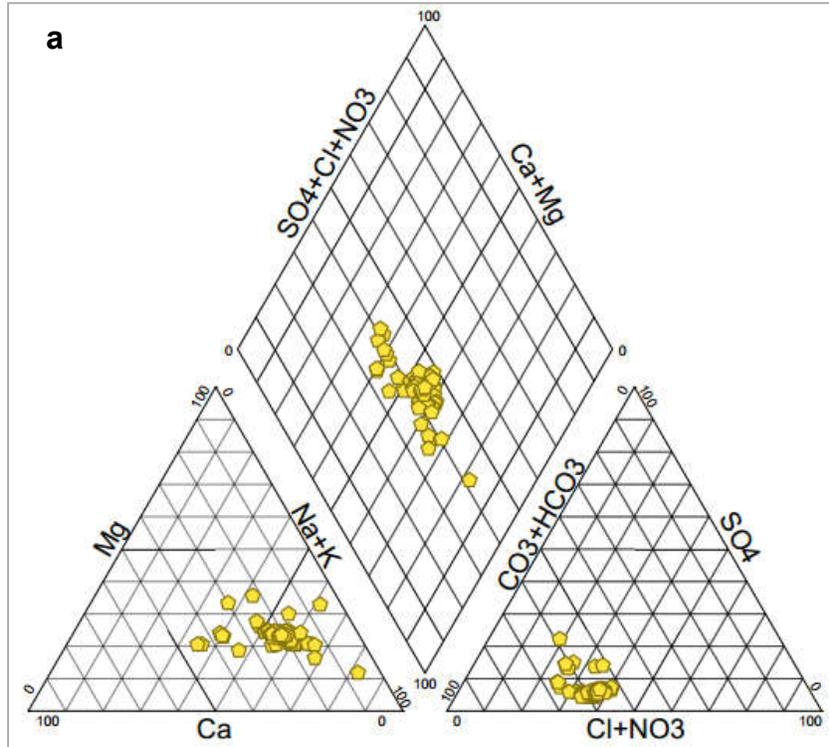


Figura 39. Clasificación hidrogeoquímica del agua del sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago, otoño 2013 (a) y otoño 2014 (b).

Para el muestreo de otoño de 2013 existe una predominancia de aguas clasificadas como bicarbonatadas sódicas, para otoño 2014 el carácter dominante del agua es bicarbonatada sódica. De aquí se concluye que las rocas que se encuentran en contacto con las aguas, son rocas; riolíticas, andesíticas y basálticas en la mayoría del recorrido. Es importante mencionar que la concentración varía mínimamente de acuerdo al periodo de muestreo, ya que se da el proceso de dilución y reconcentración, aunque en composición se puede ver que no es así.

7.2. Aguas que circulan por el sistema hidrográfico Alto-Pánuco (verano 2013) y Bajo-Pánuco, (otoño 2012 y primavera 2013)

7.2.1. Composición iónica del agua residual

El Alto-Pánuco corresponde a la red hidrográfica México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán, la cual inicia con las aguas provenientes de la ciudad de México D.F. y zonas conurbadas, cuyas aguas riegan principalmente el Valle del Mezquital. Estas aguas presentan composiciones químicas variables, y en sus relaciones iónicas presentan variaciones considerables, por lo cual desarrollan procesos específicos de quimismo cuando son utilizadas para riego en los diferentes suelos.

Lo que respecta al Bajo-Pánuco corresponde a la red hidrográfica Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, comprende los estados de Hidalgo, San Luis Potosí, Tamaulipas y Veracruz. Estas aguas provienen principalmente de escurrimientos sobre calizas y se mezclan con las aguas residuales que vienen del Valle del Mezquital a través del río Moctezuma.

Conocer la composición del agua para riego es importante porque el exceso de sodio, carbonatos, bicarbonatos y cloruros, aumentaran el pH, la conductividad eléctrica y el porcentaje de sodio intercambiable del suelo al que se aplique (Choudhary *et al.*, 2006).

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 41 se presentan los diferentes tipos de aguas de acuerdo con su relación iónica.

Cuadro 41. Tipos de agua de acuerdo a su relación iónica.

Tipo de agua	Muestreo	Relación iónica		Características
		$\frac{Cl^-}{SO_4^{2-}}$	$\frac{HCO_3^-}{Cl^- + SO_4^{2-}}$	
		%		
Clorhídrica	1	104		Predomina Cl^- , pequeñas cantidades de HCO_3^- y CO_3^{2-} .
	2	4		
	3	14		
Sulfático-clorhídrica	1	6		Predomina Cl^- , pequeñas cantidades de HCO_3^- , el CO_3^{2-} no existe.
	2	11		
	3	4		
Clorhídrico-sulfática	1	1		Predomina SO_4^{2-} .
	2	9		
	3	1		
Sulfática	1	-		Predomina Na^+ , pequeñas cantidades de HCO_3^- .
	2	-		
	3	-		
Sulfático-sódica	1	-	6	El SO_4^{2-} condiciona la aparición de CO_3^{2-} . y HCO_3^- con la consecuente formación de soda.
	2	-	2	
	3	-	2	

Muestreo 1 periodo verano 2013, Muestreo 2 periodo otoño 2012 y Muestreo 3 periodo primavera 2013.

En el cuadro se presenta los diferentes tipos de agua de acuerdo con su relación iónica, se puede observar que para la red hidrográfica México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán (Alto-Pánuco) para el periodo de verano de 2013, el 94% (104 muestras) tienen composición clorhídrica y el 5%, composición sulfático clorhídrica. En cuanto a la red hidrográfica Zimapán-Tamazunchale-Pánuco (Bajo-Pánuco) otoño 2012, el 17% (cuatro muestras) son de composición clorhídrica y el 46% de composición sulfático-clorhídrica.

Mientras que para el periodo de primavera 2013, el 70% de las muestras son de composición clorhídrica y el 20% de composición sulfático-clorhídrica. El aumento comparativo de la salinidad tipo sulfático-clorhídrica con respecto al Alto-Pánuco, se debe al aumento de azufre en las calizas, que al oxidarse forman sulfatos (SO_4^{2-}) (Mercado 2011).

La composición iónica del agua residual de la red hidrográfica México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán (Alto-Pánuco) para el periodo de verano de 2013 se presenta en el Cuadro 42 y en el Cuadro 43 se presenta la red hidrográfica Zimapán-Tamazunchale-Pánuco (Bajo-Pánuco) otoño 2012 y Cuadro 44, primavera 2013.

Cuadro 42. Composición iónica del agua residual, de la red hidrográfica México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán, verano 2013.

No.	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹	RSE	%E
			mmole L ⁻¹										mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	
1	7.29	1674	2.15	2.20	11.06	0.96	16.37	0.00	8.25	6.80	0.90	15.95		1160	1.30
			43.09	26.73	254.38	37.54		0.00	503.25	241.06	43.23		1149.27		
			1.08	1.10	11.06	0.96		0.00	8.25	6.80	0.45		29.70		
2	6.95	856	0.96	1.10	5.87	0.36	8.29	0.00	4.98	2.29	0.81	8.08		611	1.28
			19.24	13.37	135.01	14.08		0.00	303.78	81.18	38.90		605.55		
			0.48	0.55	5.87	0.36		0.00	4.98	2.29	0.41		14.94		
3	7.66	1971	2.40	2.60	12.33	1.12	18.45	0.00	11.83	6.08	1.22	19.13		1416	1.80
			48.10	31.59	283.59	43.79		0.00	721.63	215.36	58.60		1402.65		
			1.20	1.30	12.33	1.12		0.00	11.83	6.08	0.61		34.47		
4	7.69	1899	2.45	2.15	12.85	1.12	18.57	0.00	11.16	5.75	1.17	18.08		1368	1.32
			49.10	26.12	295.55	43.60		0.00	680.76	203.84	56.20		1355.16		
			1.23	1.08	12.85	1.12		0.00	11.16	5.75	0.59		33.76		
5	7.91	1788	2.50	2.70	10.12	2.00	17.32	0.00	10.93	4.71	1.12	16.76		1294	1.64
			50.10	32.81	232.76	78.20		0.00	666.73	166.97	53.79		1281.36		
			1.25	1.35	10.12	2.00		0.00	10.93	4.71	0.56		30.92		
6	7.33	1791	2.15	2.35	11.79	1.05	17.34	0.00	10.34	5.08	1.46	16.88		1277	1.34
			43.09	28.55	271.17	40.86		0.00	630.74	179.91	70.12		1264.44		
			1.08	1.18	11.79	1.05		0.00	10.34	5.08	0.73		31.23		
7	7.70	1584	1.70	2.15	10.68	0.96	15.49	0.00	9.21	4.60	1.28	15.09		1140	1.29
			34.07	26.12	245.64	37.34		0.00	561.81	163.07	61.48		1129.53		
			0.85	1.08	10.68	0.96		0.00	9.21	4.60	0.64		28.01		
8	7.63	1810	2.30	2.40	11.77	1.06	17.53	0.00	10.43	5.28	1.37	17.08		1289	1.30
			46.09	29.16	270.71	41.25		0.00	636.23	187.00	65.80		1276.24		
			1.15	1.20	11.77	1.06		0.00	10.43	5.28	0.69		31.57		
9	7.20	1176	1.28	1.13	8.56	0.42	11.39	0.00	6.89	3.60	0.52	11.01		834	1.70
			25.65	13.73	196.88	16.42		0.00	420.29	127.62	24.98		825.57		
			0.64	0.57	8.56	0.42		0.00	6.89	3.60	0.26		20.94		
10	7.37	2090	2.20	3.10	14.04	1.06	20.40	0.00	12.73	5.53	1.48	19.74		1504	1.64
			44.09	37.67	322.92	41.45		0.00	776.53	196.04	71.08		1489.77		
			1.10	1.55	14.04	1.06		0.00	12.73	5.53	0.74		36.75		

... Cuadro 42

No.	pH	CE μ S	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹	RSE	%E
			mmol L ⁻¹							mg L ⁻¹			mg L ⁻¹		
11	7.62	1956	2.35	3.15	12.20	1.24	18.94	0.00	10.38	6.82	1.22	18.42	1348.00	1361	1.39
			47.09	38.27	280.60	48.48		0.00	633.18	241.77	58.60				
			1.18	1.58	12.20	1.24		0.00	10.38	6.82	0.61				
12	8.10	1974	2.45	2.75	12.53	1.57	19.30	0.00	10.47	6.91	1.42	18.80	1383.92	1397	1.31
			49.10	33.41	288.19	61.39		0.00	638.67	244.96	68.20				
			1.23	1.38	12.53	1.57		0.00	10.47	6.91	0.71				
13	7.34	2067	2.90	3.18	13.04	1.09	20.21	0.00	12.28	5.91	1.33	19.52	1461.57	1476	1.72
			58.12	38.64	299.92	42.42		0.00	749.08	209.51	63.88				
			1.45	1.59	13.04	1.09		0.00	12.28	5.91	0.67				
14	7.48	2043	2.65	3.10	13.14	1.08	19.97	0.00	12.30	5.85	1.32	19.47	1456.11	1470	1.26
			53.11	37.67	302.22	42.03		0.00	750.30	207.38	63.40				
			1.33	1.55	13.14	1.08		0.00	12.30	5.85	0.66				
15	7.46	2027	2.90	3.00	12.82	1.10	19.82	0.00	12.41	5.36	1.40	19.17	1446.70	1461	1.67
			58.12	36.45	294.86	43.01		0.00	757.01	190.01	67.24				
			1.45	1.50	12.82	1.10		0.00	12.41	5.36	0.70				
16	7.85	2078	2.60	3.15	13.45	1.12	20.32	0.00	12.72	5.52	1.44	19.68	1484.29	1499	1.60
			52.10	38.27	309.35	43.79		0.00	775.92	195.68	69.16				
			1.30	1.58	13.45	1.12		0.00	12.72	5.52	0.72				
17	7.34	2065	2.95	3.15	12.78	1.11	19.99	0.00	12.10	5.90	1.32	19.32	1445.39	1459	1.70
			59.12	38.27	293.94	43.40		0.00	738.10	209.16	63.40				
			1.48	1.58	12.78	1.11		0.00	12.10	5.90	0.66				
18	7.49	1656	1.80	2.80	10.71	0.88	16.19	0.00	10.29	4.43	1.05	15.77	1186.00	1197	1.31
			36.07	34.02	246.33	34.41		0.00	627.69	157.04	50.43				
			0.90	1.40	10.71	0.88		0.00	10.29	4.43	0.53				
19	7.70	1692	2.10	2.56	10.97	0.92	16.55	0.00	10.45	4.47	1.18	16.10	1214.06	1226	1.38
			42.08	31.10	252.31	35.97		0.00	637.45	158.46	56.68				
			1.05	1.28	10.97	0.92		0.00	10.45	4.47	0.59				
20	7.61	1666	1.85	2.65	10.77	0.86	16.13	0.00	9.88	4.51	1.32	15.71	1176.57	1188	1.32
			37.07	32.20	247.71	33.63		0.00	602.68	159.88	63.40				
			0.93	1.33	10.77	0.86		0.00	9.88	4.51	0.66				
21	7.60	325	0.62	0.78	1.54	0.24	3.18	0.00	1.93	0.96	0.21	3.10	228.55	231	1.27
			12.42	9.48	35.42	9.38		0.00	117.73	34.03	10.09				
			0.31	0.39	1.54	0.24		0.00	1.93	0.96	0.11				
22	7.61	1653	1.86	3.22	10.03	0.90	16.01	0.00	9.27	5.04	1.17	15.48	1142.42	1153	1.67
			37.27	39.12	230.69	34.99		0.00	565.47	178.67	56.20				
			0.93	1.61	10.03	0.90		0.00	9.27	5.04	0.59				
23	7.71	1850	2.30	2.90	11.65	1.07	17.92	0.00	11.46	4.87	1.15	17.48	1318.05	1331	1.24
			46.09	35.24	267.95	41.84		0.00	699.06	172.64	55.23				
			1.15	1.45	11.65	1.07		0.00	11.46	4.87	0.58				
24	7.62	1767	2.10	2.80	11.46	0.92	17.28	0.00	9.30	6.13	1.40	16.83	1227.51	1239	1.32
			42.08	34.02	263.58	35.97		0.00	567.30	217.31	67.24				
			1.05	1.40	11.46	0.92		0.00	9.30	6.13	0.70				
25	7.45	1874	2.45	2.93	11.86	1.09	18.33	0.00	11.77	4.94	1.16	17.87	1348.90	1362	1.27
			49.10	35.60	272.78	42.62		0.00	717.97	175.12	55.71				
			1.23	1.47	11.86	1.09		0.00	11.77	4.94	0.58				
26	7.60	1859	2.15	2.80	11.95	1.10	18.00	0.00	11.47	4.86	1.20	17.53	1324.56	1337	1.32
			43.09	34.02	274.85	43.01		0.00	699.67	172.29	57.64				
			1.08	1.40	11.95	1.10		0.00	11.47	4.86	0.60				
27	7.17	370	0.76	0.82	1.76	0.28	3.62	0.00	2.13	1.17	0.24	3.54	259.56	262	1.12
			15.23	9.96	40.48	10.95		0.00	129.93	41.48	11.53				
			0.38	0.41	1.76	0.28		0.00	2.13	1.17	0.12				

...Cuadro 42

No.	pH	CE μ S	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹	RSE	%E
			mmol _e L ⁻¹											mg L ⁻¹	
28	7.75	461	0.84	0.92	2.44	0.31	4.51	0.00	2.33	1.58	0.47	4.38		320	1.46
			16.83	11.18	56.12	12.12		0.00	142.13	56.01	22.57		316.97		
			0.42	0.46	2.44	0.31		0.00	2.33	1.58	0.24		7.78		
29	7.50	2781	2.85	4.50	18.44	1.40	27.19	0.00	16.96	7.35	2.16	26.47		2009	1.34
			57.11	54.68	424.12	54.74		0.00	1034.56	260.56	103.74		1989.51		
			1.43	2.25	18.44	1.40		0.00	16.96	7.35	1.08		48.91		
30	7.55	1761	2.35	2.95	10.82	0.93	17.05	0.00	9.26	6.07	1.16	16.49		1215	1.67
			47.09	35.84	248.86	36.36		0.00	564.86	215.18	55.71		1203.92		
			1.18	1.48	10.82	0.93		0.00	9.26	6.07	0.58		30.31		
31	7.68	1812	2.42	2.90	11.45	0.95	17.72	0.00	9.72	6.26	1.28	17.26		1271	1.32
			48.50	35.24	263.35	37.15		0.00	592.92	221.92	61.48		1260.54		
			1.21	1.45	11.45	0.95		0.00	9.72	6.26	0.64		31.68		
32	7.80	1717	2.25	2.65	10.97	0.92	16.79	0.00	9.26	5.87	1.22	16.35		1207	1.33
			45.09	32.20	252.31	35.97		0.00	564.86	208.09	58.60		1197.12		
			1.13	1.33	10.97	0.92		0.00	9.26	5.87	0.61		30.08		
33	7.09	1560	2.20	2.30	9.88	0.88	15.26	0.00	8.36	5.37	1.14	14.87		1098	1.28
			44.09	27.95	227.24	34.21		0.00	509.96	190.37	54.75		1088.57		
			1.10	1.15	9.88	0.88		0.00	8.36	5.37	0.57		27.31		
33	7.09	1560	2.20	2.30	9.88	0.88	15.26	0.00	8.36	5.37	1.14	14.87		1098	1.28
			44.09	27.95	227.24	34.21		0.00	509.96	190.37	54.75		1088.57		
			1.10	1.15	9.88	0.88		0.00	8.36	5.37	0.57		27.31		
34	7.72	1731	2.30	2.70	11.03	0.90	16.93	0.00	9.27	5.92	1.26	16.45		1214	1.44
			46.09	32.81	253.69	35.19		0.00	565.47	209.86	60.52		1203.63		
			1.15	1.35	11.03	0.90		0.00	9.27	5.92	0.63		30.25		
35	7.42	1810	3.75	4.55	8.42	0.81	17.53	0.00	9.29	6.28	1.40	16.97		1222	1.62
			75.15	55.28	193.66	31.67		0.00	566.69	222.63	67.24		1212.32		
			1.88	2.28	8.42	0.81		0.00	9.29	6.28	0.70		29.65		
36	7.11	1313	1.80	3.60	6.74	0.70	12.84	0.00	6.89	4.62	1.01	12.52		902	1.26
			36.07	43.74	155.02	27.37		0.00	420.29	163.78	48.51		894.78		
			0.90	1.80	6.74	0.70		0.00	6.89	4.62	0.51		22.16		
37	7.41	1124	1.79	2.10	6.25	0.85	10.99	0.00	6.00	3.54	1.14	10.68		794	1.43
			35.87	25.52	143.75	33.24		0.00	366.00	125.49	54.75		784.62		
			0.90	1.05	6.25	0.85		0.00	6.00	3.54	0.57		19.16		
38	7.34	1201	1.92	2.22	6.69	0.91	11.74	0.00	6.77	3.45	1.22	11.44		856	1.29
			38.48	26.97	153.87	35.58		0.00	412.97	122.30	58.60		848.77		
			0.96	1.11	6.69	0.91		0.00	6.77	3.45	0.61		20.50		
39	7.47	1743	2.40	2.70	10.96	0.98	17.04	0.00	8.79	5.97	1.84	16.60		1218	1.31
			48.10	32.81	252.08	38.32		0.00	536.19	211.64	88.38		1207.50		
			1.20	1.35	10.96	0.98		0.00	8.79	5.97	0.92		30.17		
40	7.42	1315	1.93	3.20	7.01	0.72	12.86	0.00	6.82	4.38	1.34	12.54		910	1.26
			38.68	38.88	161.23	28.15		0.00	416.02	155.27	64.36		902.59		
			0.97	1.60	7.01	0.72		0.00	6.82	4.38	0.67		22.17		
41	7.19	1322	1.85	2.30	8.05	0.73	12.93	0.00	6.72	4.65	1.23	12.60		920	1.29
			37.07	27.95	185.15	28.54		0.00	409.92	164.84	59.08		912.55		
			0.93	1.15	8.05	0.73		0.00	6.72	4.65	0.62		22.84		
42	7.42	1319	1.95	3.10	7.16	0.69	12.90	0.00	6.63	4.55	1.36	12.54		907	1.40
			39.08	37.67	164.68	26.78		0.00	404.43	161.30	65.32		899.25		
			0.98	1.55	7.16	0.69		0.00	6.63	4.55	0.68		22.23		
43	7.97	1313	1.35	2.29	8.47	0.73	12.84	0.00	6.31	4.49	1.61	12.41		907	1.70
			27.05	27.82	194.81	28.54		0.00	384.91	159.17	77.33		899.64		
			0.68	1.15	8.47	0.73		0.00	6.31	4.49	0.81		22.63		

... Cuadro 42

No.	pH	CE μ S	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹	RSE	%E
			mmol _c L ⁻¹										mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	
44	7.71	426	0.74	0.90	2.09	0.33	4.06	0.00	2.54	1.35	0.28	4.17		306	-1.34
			14.83	10.94	48.07	12.90		0.00	154.94	47.86	13.45		302.98		
			0.37	0.45	2.09	0.33		0.00	2.54	1.35	0.14		7.27		
45	7.50	1158	1.85	2.30	6.29	0.88	11.32	0.00	6.20	3.65	1.18	11.03		815	1.30
			37.07	27.95	144.67	34.41		0.00	378.20	129.39	56.68		808.36		
			0.93	1.15	6.29	0.88		0.00	6.20	3.65	0.59		19.69		
46	7.47	1660	2.30	2.90	10.11	0.92	16.23	0.00	8.78	5.68	1.31	15.77		1160	1.44
			46.09	35.24	232.53	35.97		0.00	535.58	201.36	62.92		1149.68		
			1.15	1.45	10.11	0.92		0.00	8.78	5.68	0.66		28.75		
47	7.31	1823	2.25	3.95	10.77	0.86	17.83	0.00	8.90	6.95	1.38	17.23		1241	1.71
			45.09	47.99	247.71	33.63		0.00	542.90	246.38	66.28		1229.98		
			1.13	1.98	10.77	0.86		0.00	8.90	6.95	0.69		31.27		
48	7.54	1213	2.00	2.20	6.74	0.92	11.86	0.00	6.70	3.84	1.02	11.56		860	1.28
			40.08	26.73	155.02	35.97		0.00	408.70	136.13	48.99		851.62		
			1.00	1.10	6.74	0.92		0.00	6.70	3.84	0.51		20.81		
49	7.88	2184	2.95	4.74	12.51	1.06	21.26	0.00	10.68	7.87	2.24	20.79		1497	1.12
			59.12	57.59	287.73	41.45		0.00	651.48	278.99	107.59		1483.94		
			1.48	2.37	12.51	1.06		0.00	10.68	7.87	1.12		37.09		
50	7.15	1818	2.40	3.95	10.42	1.01	17.78	0.00	8.86	6.92	1.54	17.32		1246	1.31
			48.10	47.99	239.66	39.49		0.00	540.46	245.31	73.97		1234.98		
			1.20	1.98	10.42	1.01		0.00	8.86	6.92	0.77		31.16		
51	8.10	1823	2.20	3.60	11.05	0.98	17.83	0.00	9.36	6.32	1.74	17.42		1279	1.16
			44.09	43.74	254.15	38.32		0.00	570.96	224.04	83.57		1258.87		
			1.10	1.80	11.05	0.98		0.00	9.36	6.32	0.87		31.48		
52	7.31	1534	2.10	2.60	9.53	0.77	15.00	0.00	9.08	4.39	1.04	14.51		1091	1.64
			42.08	31.59	219.19	29.91		0.00	553.88	155.63	49.95		1082.23		
			1.05	1.30	9.53	0.77		0.00	9.08	4.39	0.52		26.64		
53	8.07	1709	2.05	3.80	9.99	0.87	16.71	0.00	8.46	5.85	1.86	16.17		1173	1.63
			41.08	46.17	229.77	33.82		0.00	516.06	207.38	89.34		1163.62		
			1.03	1.90	9.99	0.87		0.00	8.46	5.85	0.93		29.02		
54	7.38	1718	2.35	2.65	10.23	1.11	16.34	0.00	10.72	4.92	1.16	16.80		1252	1.39
			47.09	32.20	235.29	43.40		0.00	653.92	174.41	55.71		1242.03		
			1.18	1.33	10.23	1.11		0.00	10.72	4.92	0.58		30.06		
55	7.46	1218	1.82	2.45	6.71	0.93	11.91	0.00	6.80	3.86	0.96	11.62		862	1.23
			36.47	29.77	154.33	36.36		0.00	414.80	136.84	46.11		854.68		
			0.91	1.23	6.71	0.93		0.00	6.80	3.86	0.48		20.92		
56	8.16	2242	2.75	4.64	13.34	1.19	21.92	0.00	10.88	8.55	1.92	21.35		1537	1.32
			55.11	56.38	306.82	46.53		0.00	663.68	303.10	92.22		1523.83		
			1.38	2.32	13.34	1.19		0.00	10.88	8.55	0.96		38.62		
57	7.65	2106	2.90	4.54	12.09	1.06	20.59	0.00	10.33	7.56	2.15	20.04		1446	1.35
			58.12	55.16	278.07	41.45		0.00	630.13	268.00	103.26		1434.19		
			1.45	2.27	12.09	1.06		0.00	10.33	7.56	1.08		35.84		
58	7.94	1982	2.30	4.00	12.22	0.86	19.38	0.00	9.80	7.11	1.97	18.88		1364	1.29
			46.09	48.60	281.06	33.43		0.00	597.80	252.05	94.62		1353.65		
			1.15	2.00	12.22	0.86		0.00	9.80	7.11	0.99		34.12		
59	7.67	1952	2.45	3.92	11.84	0.88	19.09	0.00	10.18	6.76	1.53	18.47		1348	1.65
			49.10	47.63	272.32	34.41		0.00	620.98	239.64	73.49		1337.56		
			1.23	1.96	11.84	0.88		0.00	10.18	6.76	0.77		33.61		
60	7.24	1453	2.35	3.24	7.90	0.72	14.21	0.00	8.14	4.35	1.26	13.75		1015	1.63
			47.09	39.37	181.70	27.96		0.00	496.54	154.21	60.52		1007.38		
			1.18	1.62	7.90	0.72		0.00	8.14	4.35	0.63		24.53		

... Cuadro 42

No.	pH	CE μ S	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹	RSE	%E	
			mmolc L ⁻¹										mg L ⁻¹	mg L ⁻¹		
61	7.24	1313	1.45	1.90	8.63	0.86	12.84	0.00	7.25	4.54	0.72	12.51		929	1.30	
			29.06	23.09	198.49	33.63		0.00	442.25	160.94	34.58		922.03			
			0.73	0.95	8.63	0.86		0.00	7.25	4.54	0.36		23.32			
62	8.35	1663	1.85	2.45	11.08	0.88	16.26	0.62	8.00	5.76	1.43	15.81		1144	1.40	
			37.07	29.77	254.84	34.41		18.60	488.00	204.19	68.68		1135.56			
			0.93	1.23	11.08	0.88		0.31	8.00	5.76	0.72		28.90			
63	7.42	1557	2.05	3.60	8.50	1.08	15.23	0.00	8.94	4.68	1.22	14.84		1101	1.30	
			41.08	43.74	195.50	42.23		0.00	545.34	165.91	58.60		1092.39			
			1.03	1.80	8.50	1.08		0.00	8.94	4.68	0.61		26.64			
64	8.00	1868	2.61	3.24	11.39	1.03	18.27	0.00	9.44	6.45	1.78	17.67		1295	1.67	
			52.30	39.37	261.97	40.27		0.00	575.84	228.65	85.49		1283.90			
			1.31	1.62	11.39	1.03		0.00	9.44	6.45	0.89		32.13			
65	7.97	1495	2.20	2.36	8.92	1.14	14.62	0.00	8.30	4.76	1.07	14.13		1058	1.70	
			44.09	28.67	205.16	44.57		0.00	506.30	168.74	51.39		1048.93			
			1.10	1.18	8.92	1.14		0.00	8.30	4.76	0.54		25.94			
66	7.75	1331	1.58	2.11	8.31	1.02	13.02	0.00	7.44	4.25	0.95	12.64		946	1.48	
			31.66	25.64	191.13	39.88		0.00	453.84	150.66	45.63		938.44			
			0.79	1.06	8.31	1.02		0.00	7.44	4.25	0.48		23.34			
67	7.85	1582	3.70	2.20	7.62	1.42	14.94	0.00	7.74	5.95	1.63	15.32		1102	1.26	
			74.15	26.73	175.26	55.52		0.00	472.14	210.93	78.29		1093.02			
			1.85	1.10	7.62	1.42		0.00	7.74	5.95	0.82		26.50			
68	8.11	1638	2.04	3.77	8.75	1.46	16.02	0.36	7.96	5.71	1.57	15.60		1128	1.33	
			40.88	45.81	201.25	57.09		10.80	485.56	202.42	75.41		1119.21			
			1.02	1.89	8.75	1.46		0.18	7.96	5.71	0.79		27.75			
69	7.86	421	1.10	1.25	1.34	0.43	4.12	0.00	2.87	0.75	0.41	4.03		309	1.10	
			22.04	15.19	30.82	16.81		0.00	175.07	26.59	19.69		306.21			
			0.55	0.63	1.34	0.43		0.00	2.87	0.75	0.21		6.77			
70	8.20	2151	1.60	2.30	16.11	0.82	20.83	0.00	10.74	7.95	1.48	20.17		1483	1.61	
			32.06	27.95	370.53	32.06		0.00	655.14	281.83	71.08		1470.65			
			0.80	1.15	16.11	0.82		0.00	10.74	7.95	0.74		38.31			
71	7.88	2109	2.30	2.65	14.51	0.96	20.42	0.00	12.41	5.93	1.53	19.87		1506	1.37	
			46.09	32.20	333.73	37.54		0.00	757.01	210.22	73.49		1490.27			
			1.15	1.33	14.51	0.96		0.00	12.41	5.93	0.77		37.05			
72	7.99	1669	2.10	3.10	9.86	1.26	16.32	0.00	8.25	5.92	1.69	15.86		1159	1.43	
			42.08	37.67	226.78	49.27		0.00	503.25	209.86	81.17		1150.08			
			1.05	1.55	9.86	1.26		0.00	8.25	5.92	0.85		28.74			
73	7.91	1543	2.45	2.12	9.39	0.98	14.94	0.00	8.85	4.25	1.47	14.57		1096	1.25	
			49.10	25.76	215.97	38.32		0.00	539.85	150.66	70.60		1090.26			
			1.23	1.06	9.39	0.98		0.00	8.85	4.25	0.74		26.49			
74	7.81	1662	2.98	3.70	8.14	1.43	16.25	0.00	8.52	5.77	1.50	15.79		1154	1.44	
			59.72	44.96	187.22	55.91		0.00	519.72	204.55	72.05		1144.12			
			1.49	1.85	8.14	1.43		0.00	8.52	5.77	0.75		27.95			
75	8.12	1556	3.60	3.10	7.84	0.68	15.22	0.00	9.09	4.24	1.51	14.84		1107	1.26	
			72.14	37.67	180.32	26.59		0.00	554.49	150.31	72.53		1094.04			
			1.80	1.55	7.84	0.68		0.00	9.09	4.24	0.76		25.96			
76	7.73	1546	2.92	2.68	8.88	0.64	15.12	0.00	7.91	5.35	1.48	14.74		1079	1.27	
			58.52	32.56	204.24	25.02		0.00	482.51	189.66	71.08		1063.59			
			1.46	1.34	8.88	0.64		0.00	7.91	5.35	0.74		26.32			
77	8.13	1648	2.30	2.70	10.14	0.98	16.12	0.00	8.67	6.19	0.82	15.68		1149	1.38	
			46.09	32.81	233.22	38.32		0.00	528.87	219.44	39.38		1138.13			
			1.15	1.35	10.14	0.98		0.00	8.67	6.19	0.41		28.89			

... Cuadro 42

No.	pH	CE μ S	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹	RSE	%E	
			mmol _e L ⁻¹											mg L ⁻¹		mg L ⁻¹
78	7.69	1560	2.86	2.58	9.13	0.69	15.26	0.00	8.95	4.30	1.50	14.75		1108	1.70	
			57.31	31.35	209.99	26.98		0.00	545.95	152.44	72.05		1096.06			
			1.43	1.29	9.13	0.69		0.00	8.95	4.30	0.75		26.54			
79	8.31	2757	2.55	2.35	20.20	0.92	26.02	0.62	14.86	9.35	1.87	26.70		1943	1.29	
			51.10	28.55	464.60	35.97		18.60	906.46	331.46	89.82		1926.56			
			1.28	1.18	20.20	0.92		0.31	14.86	9.35	0.94		49.03			
80	7.71	1619	2.59	2.99	9.03	1.22	15.83	0.00	8.13	5.75	1.52	15.40		1128	1.38	
			51.90	36.33	207.69	47.70		0.00	495.93	203.84	73.01		1116.40			
			1.30	1.50	9.03	1.22		0.00	8.13	5.75	0.76		27.68			
81	7.99	1555	2.82	2.52	9.15	0.72	15.21	0.00	8.96	4.28	1.44	14.68		1105	1.77	
			56.51	30.62	210.45	28.15		0.00	546.56	151.73	69.16		1093.18			
			1.41	1.26	9.15	0.72		0.00	8.96	4.28	0.72		26.50			
82	7.57	1532	2.40	2.67	9.03	0.74	14.84	0.00	8.73	4.30	1.43	14.46		1082	1.30	
			48.10	32.44	207.69	28.93		0.00	532.53	152.44	68.68		1070.81			
			1.20	1.34	9.03	0.74		0.00	8.73	4.30	0.72		26.05			
83	8.05	1653	2.20	2.75	10.10	0.96	16.01	0.00	8.47	6.23	0.84	15.54		1136	1.49	
			44.09	33.41	232.30	37.54		0.00	516.67	220.85	40.35		1125.21			
			1.10	1.38	10.10	0.96		0.00	8.47	6.23	0.42		28.66			
84	7.35	2191	1.45	2.30	16.84	0.84	21.43	0.00	12.01	7.11	1.73	20.85		1559	1.37	
			29.06	27.95	387.32	32.84		0.00	732.61	252.05	83.09		1544.92			
			0.73	1.15	16.84	0.84		0.00	12.01	7.11	0.87		39.54			
85	8.10	930	1.20	1.60	5.73	0.56	9.09	0.00	5.11	3.22	0.52	8.85		654	1.34	
			24.05	19.44	131.79	21.90		0.00	311.71	114.15	24.98		648.01			
			0.60	0.80	5.73	0.56		0.00	5.11	3.22	0.26		16.28			
86	7.76	1537	2.42	3.35	7.60	1.13	14.50	0.00	9.22	4.32	1.34	14.88		1104	1.29	
			48.50	40.70	174.80	44.18		0.00	562.42	153.14	64.36		1088.11			
			1.21	1.68	7.60	1.13		0.00	9.22	4.32	0.67		25.83			
87	8.10	1685	3.93	2.23	8.88	1.28	16.32	0.40	9.29	4.89	1.32	15.90		1193	1.30	
			78.76	27.09	204.24	50.05		12.00	566.69	173.35	63.40		1175.58			
			1.97	1.12	8.88	1.28		0.20	9.29	4.89	0.66		28.28			
88	8.10	1659	2.38	3.64	8.98	1.22	16.22	0.30	9.46	4.65	1.26	15.67		1172	1.72	
			47.70	44.23	206.54	47.70		9.00	577.06	164.84	60.52		1157.58			
			1.19	1.82	8.98	1.22		0.15	9.46	4.65	0.63		28.10			
89	7.87	1658	3.84	2.42	8.70	1.25	16.21	0.00	9.58	4.80	1.30	15.68		1183	1.66	
			76.95	29.40	200.10	48.88		0.00	584.38	170.16	62.44		1172.31			
			1.92	1.21	8.70	1.25		0.00	9.58	4.80	0.65		28.11			
90	8.07	1012	1.62	1.74	5.49	0.78	9.63	0.00	6.26	2.85	0.79	9.90		738	1.38	
			32.46	21.14	126.27	30.50		0.00	381.86	101.03	37.94		731.21			
			0.81	0.87	5.49	0.78		0.00	6.26	2.85	0.40		17.46			
91	8.12	1619	2.32	3.75	8.49	1.12	15.68	0.00	9.20	4.88	1.16	15.24		1132	1.42	
			46.49	45.56	195.27	43.79		0.00	561.20	173.00	55.71		1121.03			
			1.16	1.88	8.49	1.12		0.00	9.20	4.88	0.58		27.31			
92	7.10	2315	4.04	3.63	13.63	1.12	22.42	0.00	13.16	6.52	2.16	21.84		1635	1.31	
			80.96	44.10	313.49	43.79		0.00	802.76	231.13	103.74		1619.99			
			2.02	1.82	13.63	1.12		0.00	13.16	6.52	1.08		39.35			
93	8.01	1644	2.26	2.90	9.99	0.93	16.08	0.00	9.69	4.75	1.12	15.56		1170	1.64	
			45.29	35.24	229.77	36.36		0.00	591.09	168.39	53.79		1159.93			
			1.13	1.45	9.99	0.93		0.00	9.69	4.75	0.56		28.50			
94	7.89	2358	3.70	4.12	13.72	1.52	23.06	0.00	13.78	6.63	2.05	22.46		1688	1.32	
			74.15	50.06	315.56	59.43		0.00	840.58	235.03	98.46		1673.27			
			1.85	2.06	13.72	1.52		0.00	13.78	6.63	1.03		40.59			

... Cuadro 42

No.	pH	CE μ S	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹	RSE	%E	
			mmol _c L ⁻¹										mg L ⁻¹	mg L ⁻¹		
95	7.39	368	1.10	0.90	1.52	0.08	3.60	0.00	1.82	1.29	0.40	3.51		249	1.27	
			22.04	10.94	34.96	3.13	0.00	111.02	45.73	19.21	247.03					
			0.55	0.45	1.52	0.08	0.00	1.82	1.29	0.20	5.91					
96	8.15	1763	3.05	2.80	9.60	1.32	16.77	0.00	9.17	6.15	1.92	17.24		1251	1.38	
			61.12	34.02	220.80	51.61	0.00	559.37	218.02	92.22	1237.16					
			1.53	1.40	9.60	1.32	0.00	9.17	6.15	0.96	30.13					
97	8.00	1854	2.59	3.25	11.31	0.98	18.13	0.00	10.93	5.42	1.30	17.65		1323	1.34	
			51.90	39.49	260.13	38.32	0.00	666.73	192.14	62.44	1311.15					
			1.30	1.63	11.31	0.98	0.00	10.93	5.42	0.65	32.21					
98	8.36	1705	2.33	3.30	9.95	1.09	16.67	0.60	9.54	4.95	1.15	16.24		1199	1.31	
			46.69	40.10	228.85	42.62	18.00	581.94	175.48	55.23	1188.91					
			1.17	1.65	9.95	1.09	0.30	9.54	4.95	0.58	29.22					
99	8.29	1830	2.42	3.53	10.78	1.17	17.90	0.70	9.87	5.55	1.32	17.44		1280	1.30	
			48.50	42.89	247.94	45.75	21.00	602.07	196.75	63.40	1268.29					
			1.21	1.77	10.78	1.17	0.35	9.87	5.55	0.66	31.36					
100	7.83	1128	1.30	1.45	7.52	0.76	11.03	0.00	6.78	3.19	0.77	10.74		822	1.33	
			26.05	17.62	172.96	29.72	0.00	413.58	113.09	36.98	809.99					
			0.65	0.73	7.52	0.76	0.00	6.78	3.19	0.39	20.01					
101	7.81	1175	1.35	1.81	7.53	0.80	11.49	0.00	6.91	3.36	0.83	11.10		842	1.73	
			27.05	21.99	173.19	31.28	0.00	421.51	119.11	39.86	834.00					
			0.68	0.91	7.53	0.80	0.00	6.91	3.36	0.42	20.60					
102	7.79	1068	2.02	2.25	5.15	1.02	10.44	0.00	5.77	2.98	1.42	10.17		759	1.31	
			40.48	27.34	118.45	39.88	0.00	351.97	105.64	68.20	751.96					
			1.01	1.13	5.15	1.02	0.00	5.77	2.98	0.71	17.77					
103	7.97	1663	2.17	3.82	9.13	1.14	16.26	0.00	9.54	4.96	1.29	15.79		1174	1.47	
			43.49	46.41	209.99	44.57	0.00	581.94	175.83	61.96	1164.19					
			1.09	1.91	9.13	1.14	0.00	9.54	4.96	0.65	28.41					
104	7.90	606	3.30	1.47	0.98	0.18	5.93	0.00	4.16	0.96	0.67	5.79		437	1.19	
			66.13	17.86	22.54	7.04	0.00	253.76	34.03	32.18	433.54					
			1.65	0.74	0.98	0.18	0.00	4.16	0.96	0.34	9.00					
105	7.72	614	3.33	1.47	1.01	0.19	6.00	0.00	4.04	1.12	0.68	5.84		438	1.35	
			66.73	17.86	23.23	7.43	0.00	246.44	39.70	32.66	434.06					
			1.67	0.74	1.01	0.19	0.00	4.04	1.12	0.34	9.10					
106	7.76	415	2.26	1.02	0.68	0.10	4.06	0.00	2.84	0.66	0.45	3.95		298	1.37	
			45.29	12.39	15.64	3.91	0.00	173.24	23.40	21.61	295.48					
			1.13	0.51	0.68	0.10	0.00	2.84	0.66	0.23	6.15					
107	8.10	739	0.98	1.69	4.00	0.56	7.23	0.30	4.27	2.19	0.57	7.33		534	0.69	
			19.64	20.53	92.00	21.90	9.00	260.47	77.64	27.38	528.55					
			0.49	0.85	4.00	0.56	0.15	4.27	2.19	0.29	12.79					
108	7.59	468	2.52	1.16	0.72	0.18	4.58	0.00	3.12	0.82	0.53	4.47		337	1.22	
			50.50	14.09	16.56	7.04	0.00	190.32	29.07	25.46	333.04					
			1.26	0.58	0.72	0.18	0.00	3.12	0.82	0.27	6.95					
109	7.75	374	1.96	0.94	0.60	0.16	3.66	0.00	2.37	0.62	0.58	3.57		268	1.24	
			39.28	11.42	13.80	6.26	0.00	144.57	21.98	27.86	265.16					
			0.98	0.47	0.60	0.16	0.00	2.37	0.62	0.29	5.49					
110	7.90	802	1.84	1.04	4.38	0.58	7.84	0.00	4.58	2.38	0.62	7.58		571	1.69	
			36.87	12.64	100.74	22.68	0.00	279.38	84.37	29.78	566.46					
			0.92	0.52	4.38	0.58	0.00	4.58	2.38	0.31	13.67					
111	7.65	1219	6.63	3.48	1.32	0.38	11.81	0.00	8.67	1.22	1.54	11.43		875	1.64	
			132.87	42.28	30.36	14.86	0.00	528.87	43.25	73.97	866.45					
			3.32	1.74	1.32	0.38	0.00	8.67	1.22	0.77	17.42					

... Cuadro 42

No.	pH	CE μS	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹	RSE	%E
			mmol L ⁻¹											mg L ⁻¹	
MNA.	7.71	1658	2.30	2.70	9.86	0.93	15.79	0.00	8.96	4.92	1.28	15.16	28.41	1159	1.34
			46.09	32.81	226.78	36.36		0.00	546.56	174.41	61.48		1149.27		
			1.15	1.35	9.86	0.93		0.00	8.96	4.92	0.64				
MED.	7.70	1425	2.15	2.49	7.80	0.81	13.25	0.04	7.96	4.28	1.14	13.41	24.34	1006	1.39
			43.01	30.28	179.36	31.66		1.05	485.53	151.56	54.99		996.81		
			1.07	1.25	7.80	0.81		0.02	7.96	4.28	0.57				
MOD.	8.10	1313	2.30	2.30	10.77	0.92	16.29	0.00	10.93	5.75	1.22	17.90	-	-	1.29
			46.09	27.95	247.71	35.97		0.00	666.73	203.84	58.60		-		
			1.15	1.15	10.77	0.92		0.00	10.93	5.75	0.61				
DES.	0.32	509	0.80	0.91	3.81	0.33	5.84	0.13	2.86	1.83	0.43	5.25	9.09	359	0.18
			15.95	11.03	87.62	12.90		4.00	174.51	64.72	20.74		355.98		
			0.40	0.45	3.81	0.33		0.07	2.86	1.83	0.22				

Cuadro 43. Composición iónica del agua residual, de la red hidrográfica Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, otoño 2012.

No.	pH	CE μScm^{-1}	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹	RSE	%E
			mmol L ⁻¹											mg L ⁻¹	
1	6.27	1669	2.40	4.40	8.95	0.67	16.42	0.00	7.84	5.27	2.76	15.87		1141	1.70
			48.10	53.46	205.85	26.20		0.00	478.24	186.82	132.56		1131.23		
			1.20	2.20	8.95	0.67		0.00	7.84	5.27	1.38		27.51		
2	8.33	1655	1.60	3.35	10.73	0.50	16.18	0.70	7.82	4.93	2.21	15.66		1128	1.63
			32.06	40.70	246.79	19.55		21.00	477.02	174.77	106.15		1118.04		
			0.80	1.68	10.73	0.50		0.35	7.82	4.93	1.11		27.91		
3	8.29	314	1.02	1.10	0.85	0.10	3.07	0.00	1.99	0.75	0.25	2.99		219	1.32
			20.44	13.37	19.55	3.91		0.00	121.39	26.59	12.01		217.25		
			0.51	0.55	0.85	0.10		0.00	1.99	0.75	0.13		4.88		
4	7.76	1835	5.75	10.53	1.24	0.18	17.70	0.00	4.31	0.70	12.23	17.24		1163	1.32
			115.23	127.94	28.52	7.04		0.00	262.91	24.82	587.41		1153.86		
			2.88	5.27	1.24	0.18		0.00	4.31	0.70	6.12		20.69		
5	7.80	1802	5.64	10.67	1.12	0.19	17.62	0.00	4.47	0.69	11.99	17.15		1162	1.35
			113.03	129.64	25.76	7.43		0.00	272.67	24.46	575.88		1148.87		
			2.82	5.34	1.12	0.19		0.00	4.47	0.69	6.00		20.62		
6	7.81	1936	6.20	8.25	3.70	0.60	18.75	0.00	6.22	3.10	8.82	18.14		1257	1.65
			124.25	100.24	85.10	23.46		0.00	379.42	109.90	423.62		1245.99		
			3.10	4.13	3.70	0.60		0.00	6.22	3.10	4.41		25.26		
7	8.08	248	0.68	0.91	0.76	0.08	2.43	0.00	1.53	0.62	0.22	2.37		173	1.25
			13.63	11.06	17.48	3.13		0.00	93.33	21.98	10.57		171.17		
			0.34	0.46	0.76	0.08		0.00	1.53	0.62	0.11		3.90		
8	8.05	316	1.02	1.06	0.88	0.13	3.09	0.00	2.04	0.76	0.21	3.01		222	1.31
			20.44	12.88	20.24	5.08		0.00	124.44	26.94	10.09		220.11		
			0.51	0.53	0.88	0.13		0.00	2.04	0.76	0.11		4.96		
9	8.23	539	1.81	1.65	1.58	0.23	5.27	0.00	2.99	1.38	0.76	5.13		373	1.35
			36.27	20.05	36.34	8.99		0.00	182.39	48.92	36.50		369.47		
			0.91	0.83	1.58	0.23		0.00	2.99	1.38	0.38		8.29		
10	8.04	1173	2.03	2.76	5.84	0.84	11.47	0.00	5.77	4.14	1.26	11.17		808	1.33
			40.68	33.53	134.32	32.84		0.00	351.97	146.76	60.52		800.63		
			1.02	1.38	5.84	0.84		0.00	5.77	4.14	0.63		19.62		
11	8.02	307	0.98	1.04	0.86	0.12	3.00	0.00	1.98	0.74	0.20	2.92		215	1.35
			19.64	12.64	19.78	4.69		0.00	120.78	26.23	9.61		213.37		

... Cuadro 43

No.	pH	CE μScm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹ mg L ⁻¹	RSE mg L ⁻¹	%E
			mmol _c L ⁻¹												
12	8.55	683	0.49	0.52	0.86	0.12		0.00	1.98	0.74	0.10		4.81	468	1.30
			1.35	1.60	3.26	0.40	6.61	0.20	3.60	2.03	0.61	6.44	463.98		
			27.05	19.44	74.98	15.64		6.00	219.60	71.96	29.30		11.17		
13	8.21	524	0.68	0.80	3.26	0.40		0.10	3.60	2.03	0.31		8.03	360	1.20
			1.65	1.60	1.53	0.29	5.07	0.00	2.87	1.34	0.74	4.95	357.15		
			33.07	19.44	35.19	11.34		0.00	175.07	47.50	35.54				
14	8.07	1497	0.83	0.80	1.53	0.29		0.00	2.87	1.34	0.37		8.03	1055	1.31
			2.85	3.45	7.32	1.02	14.64	0.00	8.39	4.44	1.43	14.26	1045.14		
			57.11	41.92	168.36	39.88		0.00	511.79	157.40	68.68		25.04		
15	8.29	765	1.43	1.73	7.32	1.02		0.00	8.39	4.44	0.72		8.03	529	1.42
			1.51	1.80	3.75	0.42	7.48	0.22	4.10	2.27	0.68	7.27	524.63		
			30.26	21.87	86.25	16.42		6.60	250.10	80.47	32.66		12.65		
16	6.27	301	0.76	0.90	3.75	0.42		0.11	4.10	2.27	0.34		12.65	212	1.20
			0.58	0.72	1.48	0.16	2.94	0.00	1.72	0.89	0.26	2.87	209.63		
			11.62	8.75	34.04	6.26		0.00	104.92	31.55	12.49		5.03		
17	7.75	340	0.29	0.36	1.48	0.16		0.00	1.72	0.89	0.13		5.03	242	1.53
			0.95	1.50	0.75	0.12	3.32	0.00	2.35	0.35	0.52	3.22	239.94		
			19.04	18.23	17.25	4.69		0.00	143.35	12.41	24.98		5.06		
18	8.26	1313	0.48	0.75	0.75	0.12		0.00	2.35	0.35	0.26		5.06	872	1.68
			2.55	3.35	6.30	0.52	12.72	0.40	6.07	4.37	1.46	12.30	864.34		
			51.10	40.70	144.90	20.33		0.20	6.07	4.37	0.73		21.14		
19	7.77	795	1.28	1.68	6.30	0.52		0.20	6.07	4.37	0.73		21.14	555	1.30
			2.50	3.40	1.67	0.20	7.77	0.00	4.85	1.40	1.32	7.57	546.52		
			50.10	41.31	38.41	7.82		0.00	295.85	49.63	63.40		11.73		
20	7.69	533	1.25	1.70	1.67	0.20		0.00	4.85	1.40	0.66		11.73	374	1.26
			1.35	2.35	1.21	0.30	5.21	0.00	3.05	0.65	1.38	5.08	370.54		
			27.05	28.55	27.83	11.73		0.00	186.05	23.04	66.28		7.75		
21	7.99	440	0.68	1.18	1.21	0.30		0.00	3.05	0.65	0.69		7.75	306	1.42
			1.50	1.10	1.40	0.30	4.30	0.00	2.25	1.07	0.86	4.18	303.84		
			30.06	13.37	32.20	11.73		0.00	137.25	37.93	41.31		6.75		
22	7.92	746	0.75	0.55	1.40	0.30		0.00	2.25	1.07	0.43		6.75	529	1.32
			1.95	2.95	1.80	0.60	7.30	0.00	4.59	1.32	1.20	7.11	524.20		
			39.08	35.84	41.40	23.46		0.00	279.99	46.79	57.64		11.36		
23	7.79	851	0.98	1.48	1.80	0.60		0.00	4.59	1.32	0.60		11.36	581	1.34
			2.00	3.70	2.27	0.35	8.32	0.00	4.49	1.75	1.86	8.10	576.19		
			40.08	44.96	52.21	13.69		0.00	273.89	62.04	89.34		12.64		
24	7.84	892	1.00	1.85	2.27	0.35		0.00	4.49	1.75	0.93		12.64	632	1.34
			2.20	3.75	2.22	0.55	8.72	0.00	5.80	1.50	1.19	8.49	626.34		
			44.09	45.56	51.06	21.51		0.00	353.80	53.18	57.16		13.64		
MNA.	7.76	681	1.10	1.88	2.22	0.55		0.00	5.80	1.50	0.60		13.64	480	1.34
			1.91	2.58	1.23	0.21	6.66	0.00	3.89	0.94	1.22	6.48	475.64		
			38.17	31.29	28.29	8.02		0.00	237.29	33.32	58.60		99.06		
MED.	7.81	721	0.95	1.29	1.23	0.21		0.00	3.89	0.94	0.61		99.06	495	1.38
			1.93	2.74	2.08	0.28	7.03	0.02	3.98	1.55	1.29	6.84	490.79		
			38.68	33.33	47.89	10.77		0.50	242.73	54.86	62.04		100.36		
MOD.	7.75	892	0.97	1.37	2.08	0.28		0.01	3.98	1.55	0.65		100.36	0	0.00
			1.02	0.00	0.00	0.16	8.72	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00		
			20.44	0.00	0.00	6.26		0.00	0.00	12.41	0.00		53.04		
DES..	0.16	363	0.51	0.00	0.00	0.16		0.00	0.00	0.35	0.00		53.04	242	0.13
			0.77	1.40	2.15	0.17	3.54	0.08	1.71	1.49	0.74	3.42	239.95		
			15.51	17.07	49.47	6.52		2.45	104.03	52.78	35.49		40.24		
			0.39	0.70	2.15	0.17		0.04	1.71	1.49	0.37		40.24		

Cuadro 44. Composición iónica del agua residual, de la red hidrográfica Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, primavera 2013.

No.	pH	CE μScm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹	RSE	%E	
			mmolL ⁻¹										mg L ⁻¹	mg L ⁻¹		
1	6.27	1669	2.40	4.40	8.95	0.67	16.42	0.00	7.84	5.27	2.76	15.87		1141	1.70	
			48.10	53.46	205.85	26.20		0.00	478.24	186.82	132.56		1131.23			
			1.20	2.20	8.95	0.67		0.00	7.84	5.27	1.38		27.51			
2	8.33	1655	1.60	3.35	10.73	0.50	16.18	0.70	7.82	4.93	2.21	15.66		1128	1.63	
			32.06	40.70	246.79	19.55		21.00	477.02	174.77	106.15		1118.04			
			0.80	1.68	10.73	0.50		0.35	7.82	4.93	1.11		27.91			
3	8.29	314	1.02	1.10	0.85	0.10	3.07	0.00	1.99	0.75	0.25	2.99		219	1.32	
			20.44	13.37	19.55	3.91		0.00	121.39	26.59	12.01		217.25			
			0.51	0.55	0.85	0.10		0.00	1.99	0.75	0.13		4.88			
4	7.76	1835	5.75	10.53	1.24	0.18	17.70	0.00	4.31	0.70	12.23	17.24		1163	1.32	
			115.23	127.94	28.52	7.04		0.00	262.91	24.82	587.41		1153.86			
			2.88	5.27	1.24	0.18		0.00	4.31	0.70	6.12		20.69			
5	7.80	1802	5.64	10.67	1.12	0.19	17.62	0.00	4.47	0.69	11.99	17.15		1162	1.35	
			113.03	129.64	25.76	7.43		0.00	272.67	24.46	575.88		1148.87			
			2.82	5.34	1.12	0.19		0.00	4.47	0.69	6.00		20.62			
6	7.81	1936	6.20	8.25	3.70	0.60	18.75	0.00	6.22	3.10	8.82	18.14		1257	1.65	
			124.25	100.24	85.10	23.46		0.00	379.42	109.90	423.62		1245.99			
			3.10	4.13	3.70	0.60		0.00	6.22	3.10	4.41		25.26			
7	8.08	248	0.68	0.91	0.76	0.08	2.43	0.00	1.53	0.62	0.22	2.37		173	1.25	
			13.63	11.06	17.48	3.13		0.00	93.33	21.98	10.57		171.17			
			0.34	0.46	0.76	0.08		0.00	1.53	0.62	0.11		3.90			
8	8.05	316	1.02	1.06	0.88	0.13	3.09	0.00	2.04	0.76	0.21	3.01		222	1.31	
			20.44	12.88	20.24	5.08		0.00	124.44	26.94	10.09		220.11			
			0.51	0.53	0.88	0.13		0.00	2.04	0.76	0.11		4.96			
9	8.23	539	1.81	1.65	1.58	0.23	5.27	0.00	2.99	1.38	0.76	5.13		373	1.35	
			36.27	20.05	36.34	8.99		0.00	182.39	48.92	36.50		369.47			
			0.91	0.83	1.58	0.23		0.00	2.99	1.38	0.38		8.29			
10	8.04	1173	2.03	2.76	5.84	0.84	11.47	0.00	5.77	4.14	1.26	11.17		808	1.33	
			40.68	33.53	134.32	32.84		0.00	351.97	146.76	60.52		800.63			
			1.02	1.38	5.84	0.84		0.00	5.77	4.14	0.63		19.62			
11	8.02	307	0.98	1.04	0.86	0.12	3.00	0.00	1.98	0.74	0.20	2.92		215	1.35	
			19.64	12.64	19.78	4.69		0.00	120.78	26.23	9.61		213.37			
			0.49	0.52	0.86	0.12		0.00	1.98	0.74	0.10		4.81			
12	8.55	683	1.35	1.60	3.26	0.40	6.61	0.20	3.60	2.03	0.61	6.44		468	1.30	
			27.05	19.44	74.98	15.64		6.00	219.60	71.96	29.30		463.98			
			0.68	0.80	3.26	0.40		0.10	3.60	2.03	0.31		11.17			
13	8.21	524	1.65	1.60	1.53	0.29	5.07	0.00	2.87	1.34	0.74	4.95		360	1.20	
			33.07	19.44	35.19	11.34		0.00	175.07	47.50	35.54		357.15			
			0.83	0.80	1.53	0.29		0.00	2.87	1.34	0.37		8.03			
14	8.07	1497	2.85	3.45	7.32	1.02	14.64	0.00	8.39	4.44	1.43	14.26		1055	1.31	
			57.11	41.92	168.36	39.88		0.00	511.79	157.40	68.68		1045.14			
			1.43	1.73	7.32	1.02		0.00	8.39	4.44	0.72		25.04			
15	8.29	765	1.51	1.80	3.75	0.42	7.48	0.22	4.10	2.27	0.68	7.27		529	1.42	
			30.26	21.87	86.25	16.42		6.60	250.10	80.47	32.66		524.63			
			0.76	0.90	3.75	0.42		0.11	4.10	2.27	0.34		12.65			
16	6.27	301	0.58	0.72	1.48	0.16	2.94	0.00	1.72	0.89	0.26	2.87		212	1.20	
			11.62	8.75	34.04	6.26		0.00	104.92	31.55	12.49		209.63			
			0.29	0.36	1.48	0.16		0.00	1.72	0.89	0.13		5.03			

... Cuadro 44

No.	pH	CE μScm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mmol L ⁻¹ mg L ⁻¹	RSE mg L ⁻¹	%E
			mmolL ⁻¹												
17	7.92	1001	2.11	2.34	4.76	0.58	9.79	0.00	5.73	2.96	0.85	9.54	698.16	704	1.29
			42.28	28.43	109.48	22.68	0.00	349.53	104.93	40.83					
			1.06	1.17	4.76	0.58	0.00	5.73	2.96	0.43	16.68				
18	8.20	1029	1.03	1.96	6.65	0.42	10.06	0.00	5.07	3.06	1.67	9.80	711.78	718	1.31
			20.64	23.81	152.95	16.42	0.00	309.27	108.48	80.21					
			0.52	0.98	6.65	0.42	0.00	5.07	3.06	0.84	17.53				
19	8.40	1293	2.25	3.02	6.39	0.98	12.64	0.38	7.14	3.64	1.15	12.31	898.28	912	1.32
			45.09	36.69	146.97	38.32	11.40	435.54	129.04	55.23					
			1.13	1.51	6.39	0.98	0.19	7.14	3.64	0.58	21.55				
20	7.73	22650	7.78	52.36	157.46	3.9	221.5	0.00	0.89	193.78	21.1	215.77	12503.38	12609	1.31
			155.91	636.17	3621.58	152.49	0.00	54.29	6869.50	1013.43					
			3.89	26.18	157.46	3.9	0.00	0.89	193.78	10.55	396.65				
21	8.02	58500	19.96	104.72	437.57	10.00	572.25	0.00	2.22	501.1	54.11	557.43	32625.77	32898	1.31
			400.00	1272.35	10064.11	391.00	0.00	135.42	17763.99	2598.90					
			9.98	52.36	437.57	10.00	0.00	2.22	501.1	27.055	1040.29				
MNA.	8.05	1029	1.81	2.34	3.70	0.42	10.06	0.00	4.10	2.27	1.15	9.80	711.78	718	1.32
			36.27	28.43	85.10	16.42	0.00	250.10	80.47	55.23					
			0.91	1.17	3.70	0.42	0.00	4.10	2.27	0.58	17.53				
MED.	7.92	4764	3.34	10.44	31.75	1.04	46.57	0.07	4.22	35.17	5.88	45.35	2753.71	2777	1.36
			66.99	126.87	730.17	40.61	2.14	257.62	1246.81	282.49					
			1.67	5.22	31.75	1.04	0.04	4.22	35.17	2.94	82.05				
MOD.	6.27	0	1.02	1.60	0.00	0.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	1.00
			20.44	19.44	0.00	16.42	0.00	0.00	0.00	0.00					
			0.51	0.80	0.00	0.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00				
DES.	0.59	13199	4.32	24.28	98.88	2.21	129.11	0.18	2.33	114.63	12.33	125.77	7323.84	7385	0.14
			86.50	295.06	2274.20	86.31	5.26	142.08	4063.80	592.25					
			2.16	12.14	98.88	2.21	0.09	2.33	114.63	6.17	234.92				

Las relaciones catiónicas para el periodo verano de 2013 $\frac{Ca^{2+}}{Mg^{2+}}$, $\frac{Na^+}{Ca^{2+}}$, $\frac{Na^+}{Mg^{2+}}$, que presentan las muestras de agua, de las 111 muestras, en la relación $\frac{Ca^{2+}}{Mg^{2+}}$ el 81% es menor de 1, lo que indica que existen considerables cantidades de magnesio con respecto a calcio, por otro lado, lo que respecta a las relaciones $\frac{Na^+}{Ca^{2+}}$ y $\frac{Na^+}{Mg^{2+}}$, mostraron un 95% y 95% respectivamente, valores mayores a 1, indica el predominio del sodio con respecto al calcio y magnesio. Para el periodo de otoño 2012, de las 24 muestras, en la relación $\frac{Ca^{2+}}{Mg^{2+}}$ el 88% es menor de 1, lo que indica que existen considerables cantidades de magnesio con respecto a calcio, y por lo que respecta a la relación $\frac{Na^+}{Ca^{2+}}$, se encontró que el 71% presenta valores menores a 1, lo que indica el predominio de calcio y en la relación $\frac{Na^+}{Mg^{2+}}$, presento 75% valores menores a 1, lo que indica el predominio de magnesio, con

respecto al sodio en ambas relaciones, lo cual se refleja en valores menores en la relación de adsorción de sodio.

7.2.2. Distribución de cationes y aniones

En la Figura 40, 41 y 42 se presentan las distribuciones de los cationes y aniones de las aguas residuales que circulan en el sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013. Se observa en la Figura 40, que en la red hidrográfica México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpán-Zimapán, el catión predominante es el sodio (Na^+), ocupando una mayor superficie, y el anión predominante es el bicarbonato (HCO_3^-), es decir en estas aguas predominan las sales bicarbonatadas de sodio (Na^+), magnesio (Mg^{2+}) y calcio (Ca^{2+}).

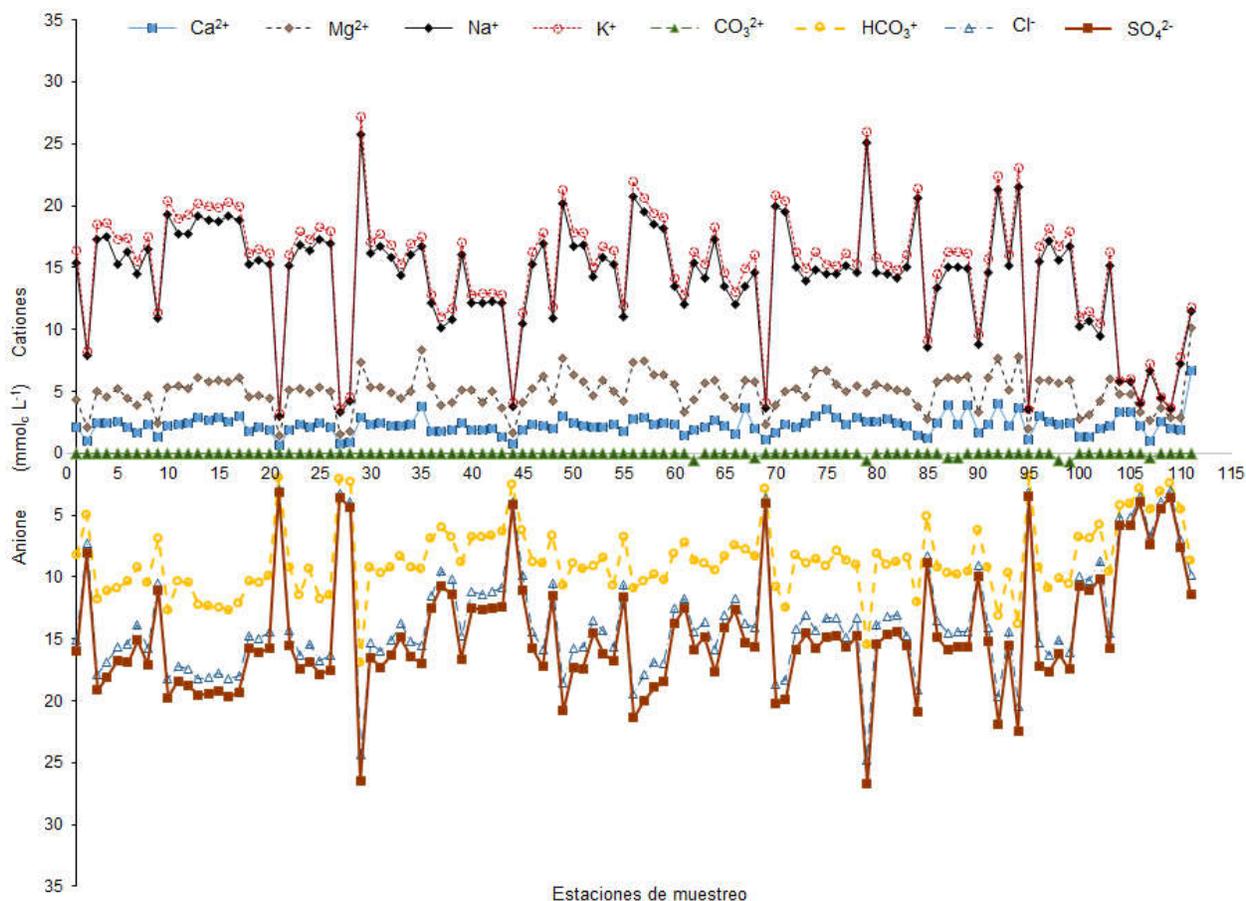


Figura 40. Composición iónica del agua residual, del sistema hidrográfico México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpán-Zimapán, verano 2013.

Se observa en la Figura 41, a través del sistema hidrográfico Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, otoño 2012. Los cationes predominantes que ocupan una mayor superficie son calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}) y en menor superficie sodio (Na^+), y el anión predominante es el bicarbonato (HCO_3^-), es decir en estas aguas predominan las sales bicarbonatadas de calcio, magnesio y sodio.

En la Figura 42, se observa que a través del sistema hidrográfico Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, primavera 2013. Los cationes predominantes ocupando una mayor superficie son: calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}) y sodio, y el anión predominante es el bicarbonato (HCO_3^-), es decir en estas aguas predominan las sales bicarbonatadas de calcio, magnesio y sodio.

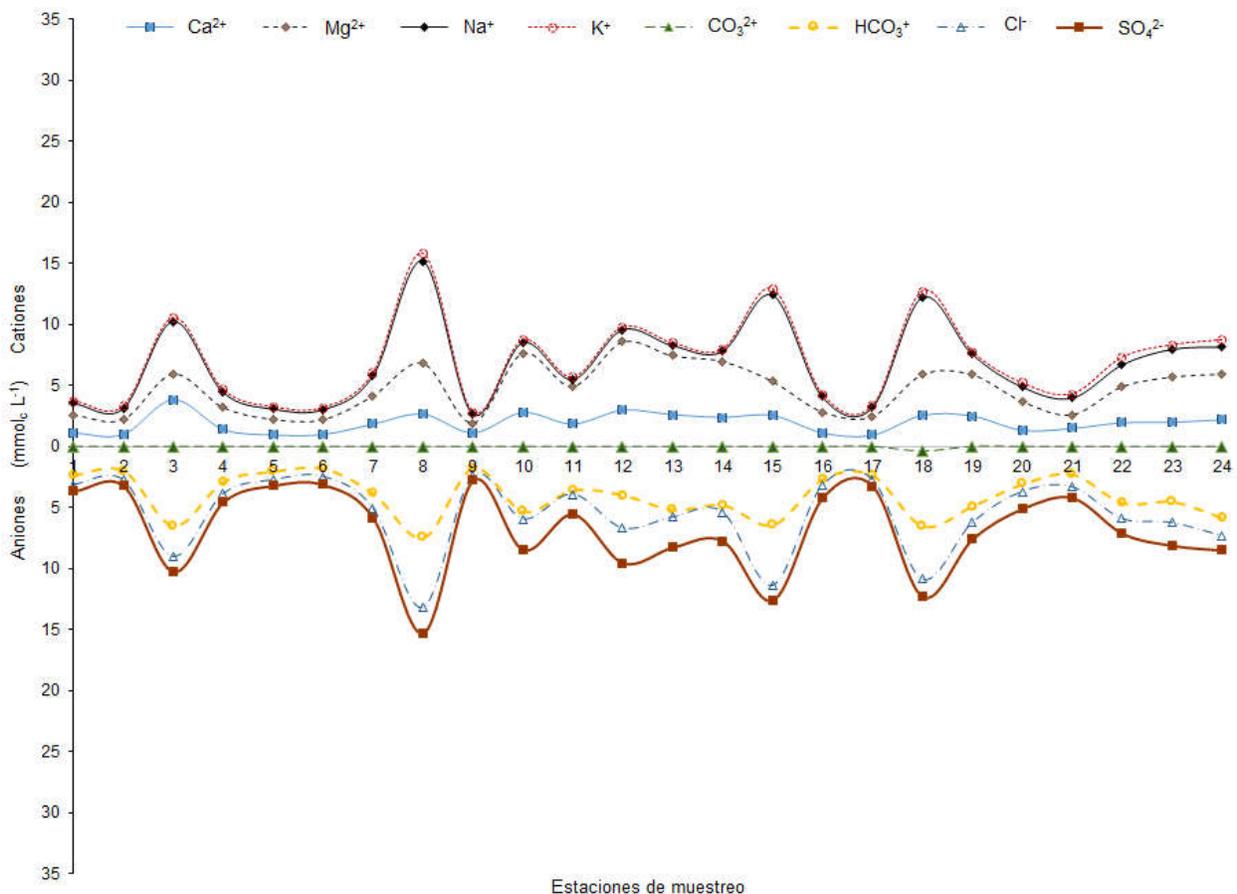


Figura 41. Composición iónica del agua residual, del sistema hidrográfico Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, otoño 2012.

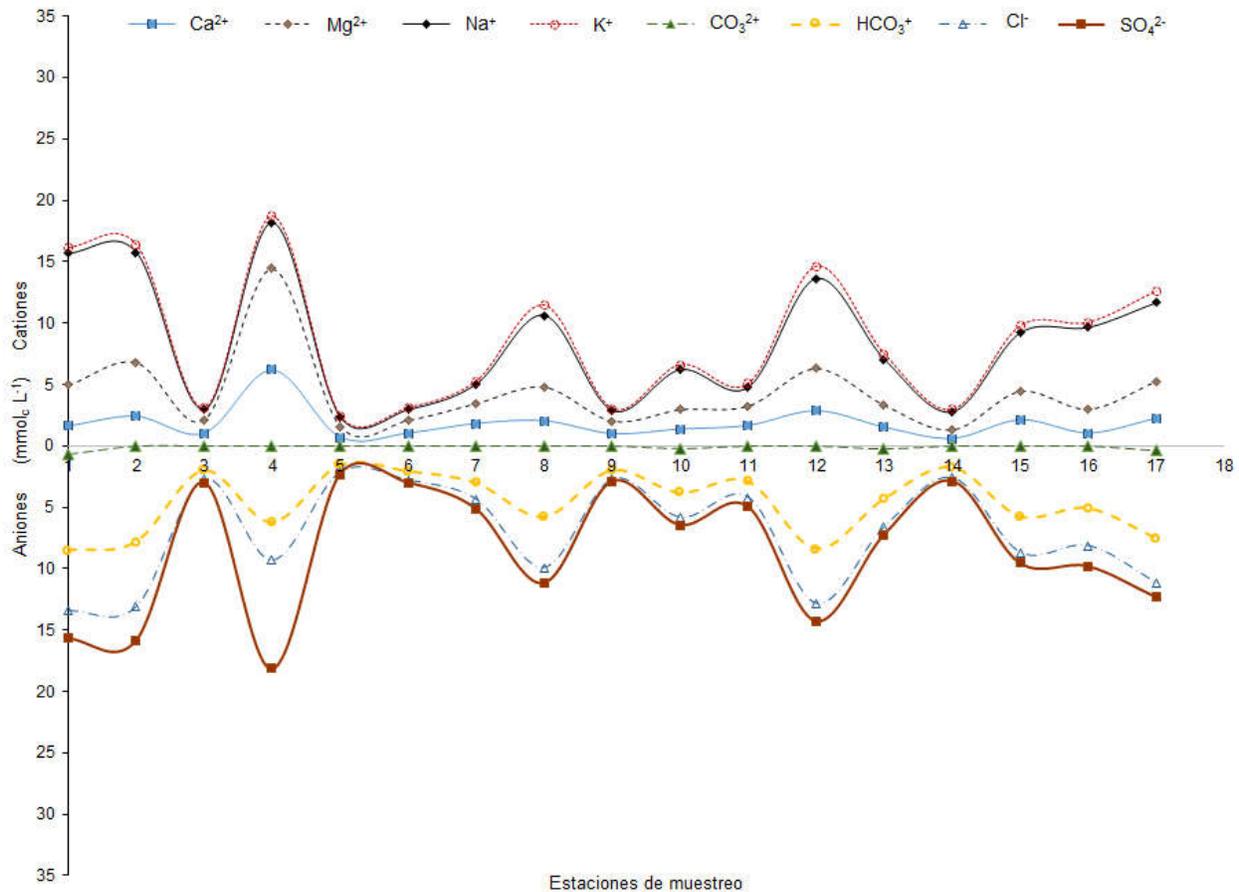


Figura 42. Composición iónica del agua residual, del sistema hidrográfico Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, primavera 2013.

7.2.3. Distribución de frecuencias de los datos analíticos

Para conocer la distribución de los valores de conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos se construyeron polígonos de frecuencias, que representan los valores porcentuales del número de muestras que se encuentran dentro de un intervalo establecido.

La calidad del agua de riego está determinada fundamentalmente por la concentración total electrolítica y la concentración relativa de los distintos iones.

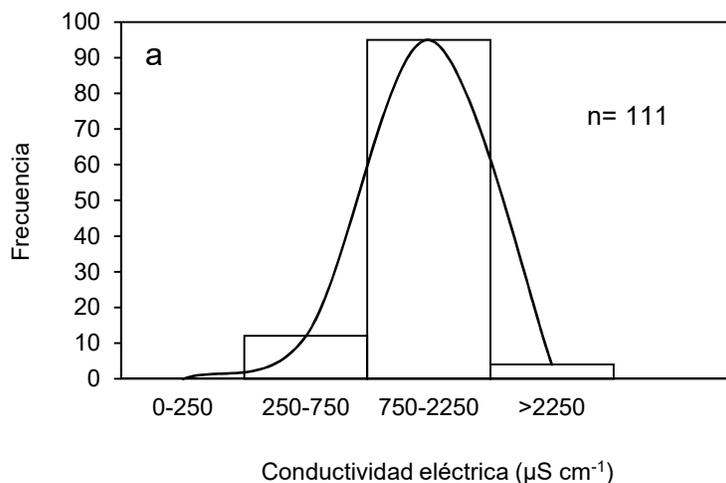
La distribución de frecuencias de la conductividad eléctrica del agua residual del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013, se presenta

en la Figura 43, se puede observar, que verano 2013 (a), el 86% las muestras tienen conductividades entre 750 a 2250 $\mu\text{S cm}^{-1}$, de acuerdo a Richards (1973) y Ayers y Wescot (1987) corresponden a aguas altamente salinas. Este tipo de agua requiere un manejo especial.

En la Figura 43 (b) otoño 2012, se puede observar, que el 88% las muestras tienen conductividades entre 750 a 2250 $\mu\text{S cm}^{-1}$, de acuerdo a Richards (1973) y Ayers y Wescot (1987) se clasifican como aguas altamente salinas.

En la Figura 43 (c) primavera 2013, se puede observar, que el 37% presentan conductividades entre 250-750 $\mu\text{S cm}^{-1}$, se clasifican como aguas de salinidad media, mientras que el 47% de las muestras tienen conductividades entre 750-2250 $\mu\text{S cm}^{-1}$, se clasifican como aguas altamente salinas.

La distribución de frecuencias de la suma de cationes en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$, del agua residual se presenta en la Figura 44.



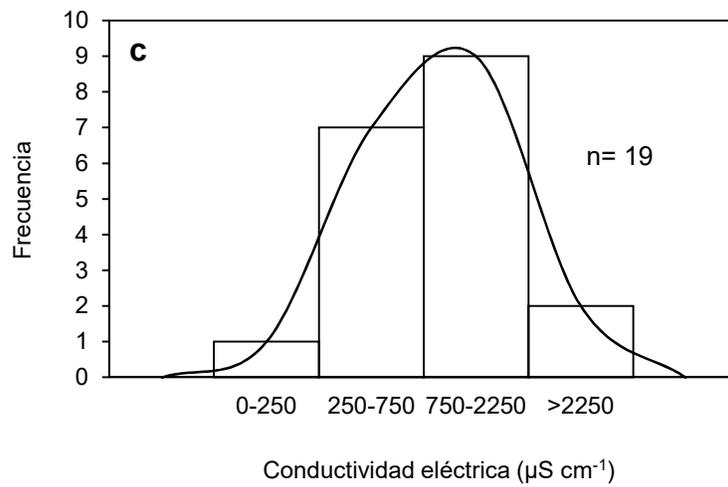
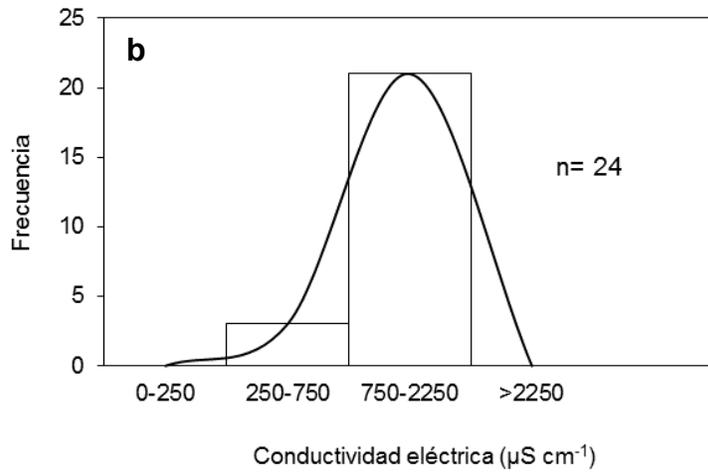
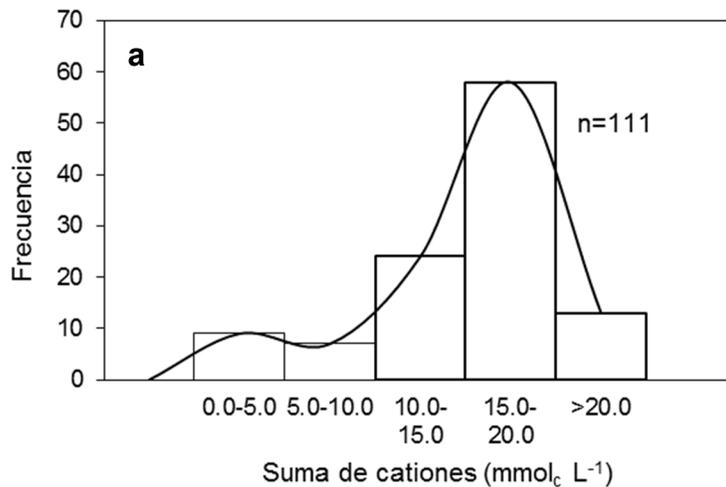


Figura 43. Distribución de frecuencias con respecto a la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).



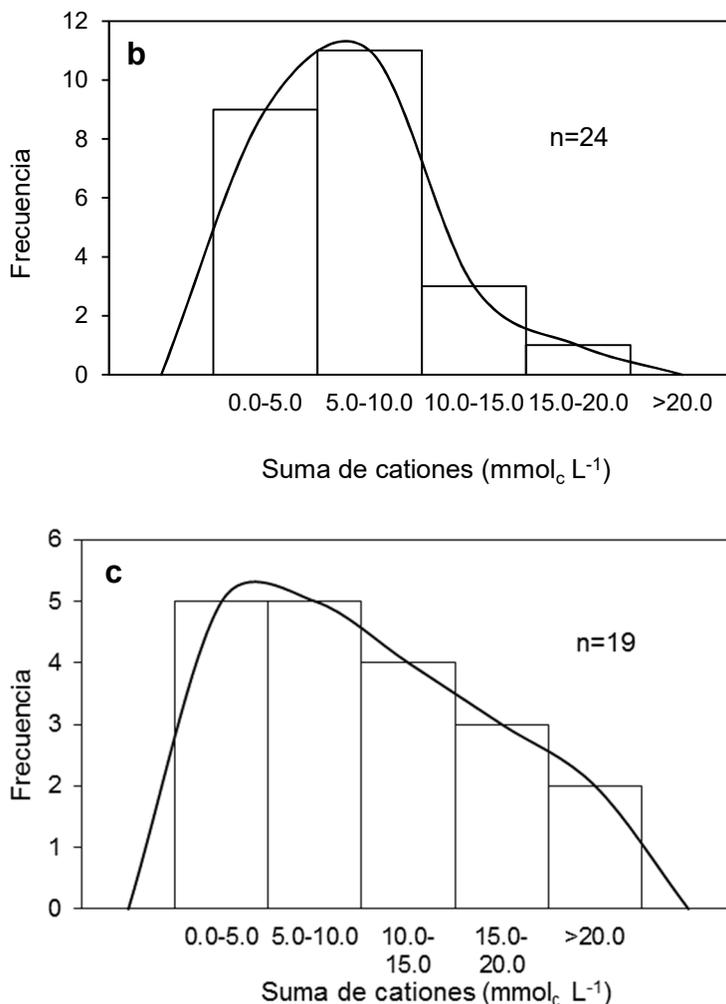


Figura 44. Distribución de frecuencias de la suma de cationes (mmol_c L⁻¹) del agua residual, del sistema hidrográfico del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).

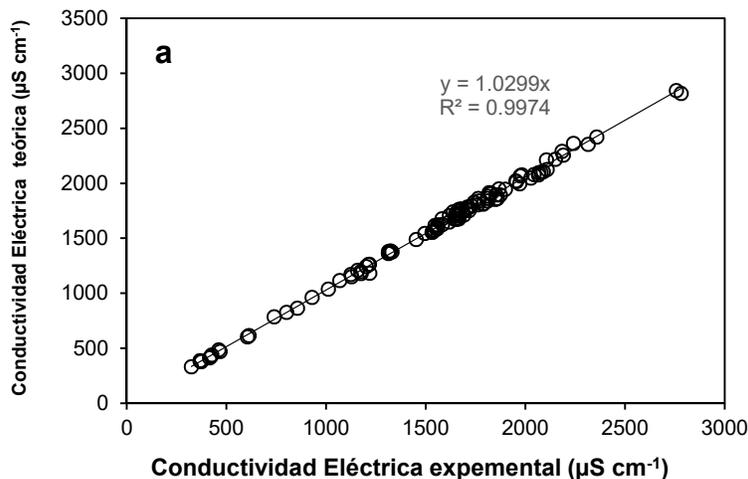
En la Figura 44 (a) verano 2013. Se encontró que el 52% de las muestras presentan una concentración de cationes entre 15.0-20.0 mmol_c L⁻¹, y el 22% una concentración de 10.0-15.0 mmol_c L⁻¹. Para otoño de 2012 (b), el 45% de las muestras tienen una concentración de 5.0-10.0 mmol_c L⁻¹, 37% presento concentraciones menores a 5 mmol_c L⁻¹. En primavera 2013 (c), el 26% presenta una concentración menor a 5 mmol_c L⁻¹, y el 26% presenta una concentración entre 5.0-10.0 mmol_c L⁻¹.

7.2.4. Clasificación del agua residual en base a la salinidad

7.2.4.1. Relación entre la conductividad eléctrica teórica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y la conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$)

Con el propósito de establecer en qué medida, los valores experimentales de la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), corresponden a los valores teóricos de la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), se estableció la relación funcional, $CE_{teo} = f(CE_{exp})$, calculando los valores teóricos de la conductividad eléctrica para cada ion. La certeza de tener valores precisos de la conductividad eléctrica es muy importante, pues a partir de esta se pueden estimar los valores de sólidos totales disueltos (mg L^{-1}) y presión osmótica (atm). Lo anterior indica que la ley de disociación electrolítica, explica que la conductividad eléctrica de las soluciones es proporcional a sus concentraciones iónicas.

En la Figura 45 se presenta la relación funcional, $CE_{teo} = f(CE_{exp})$ del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013. De acuerdo a los valores de la pendiente para verano 2013 (a), es 1.0299, para otoño 2012 (b), de 1.0286 y para primavera 2013 (c), fue de 1.0508, se concluye que las mediciones experimentales de la conductividad eléctrica están correctas. Debido a que la ley de disociación electrolítica explica que la conductividad eléctrica es proporcional a su concentración.



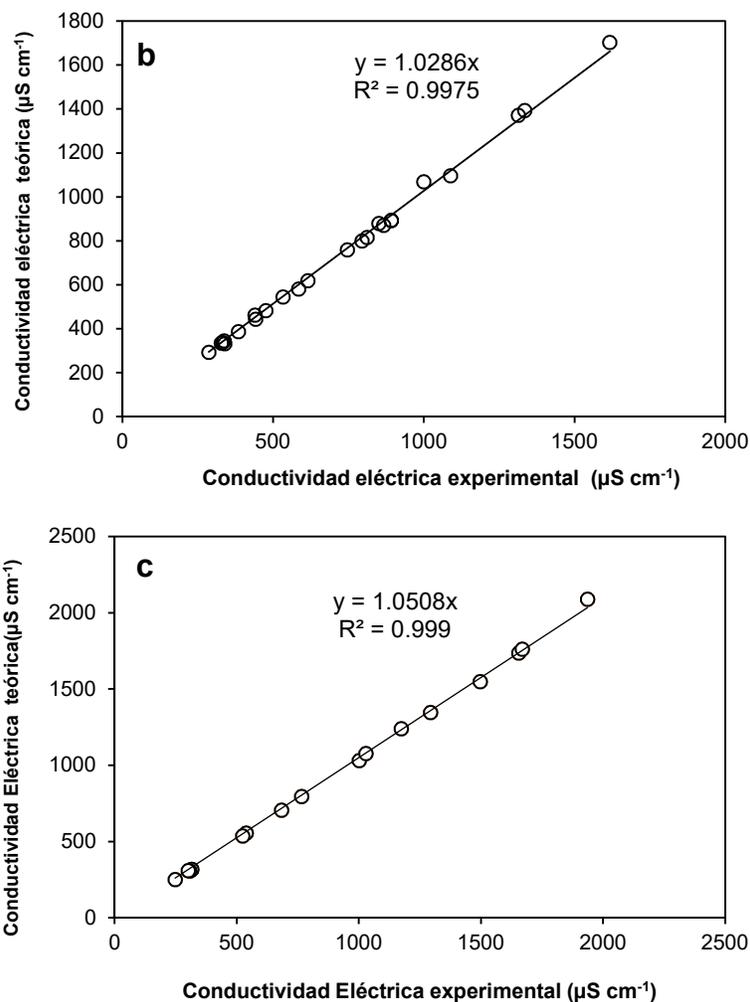


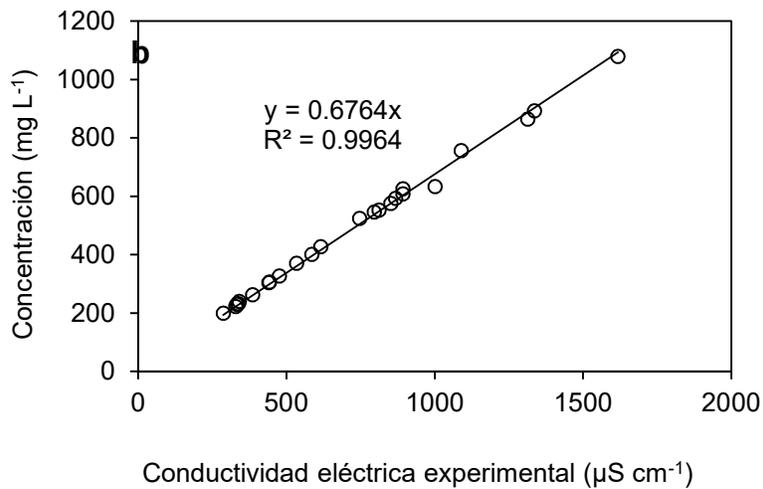
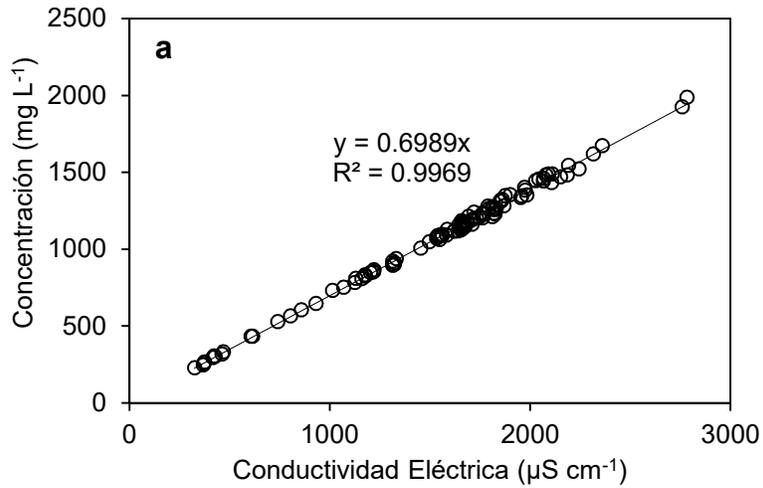
Figura 45. Relación funcional entre conductividad eléctrica teórica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$) del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera (2013).

7.2.4.2. Relación entre mg L^{-1} analíticos y conductividad eléctrica

La relación funcional es $\text{mg L}^{-1} = f(\text{CE}_{\text{exp}})$, es proporcional a la masa de sales disociadas, en proporcionalidad dependen del tipo de salinidad. Para diferentes tipos de salinidad, los valores de la pendiente de esta relación varía de 0.580-1.250, cuando la conductividad eléctrica se expresa $\mu\text{S cm}^{-1}$.

En la Figura 46 se presenta la relación funcional, entre la concentración de las sales solubles expresada (mg L^{-1}) y sus correspondientes valores de conductividad eléctrica

del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013, donde los valores de la pendiente encontrada fueron: 0.6989 verano 2013 (a), 0.6764 otoño 2012 (b), y 0.6776 primavera 2013 (c). Estos valores de pendiente corresponden a soluciones ricas en bicarbonato (HCO_3^-).



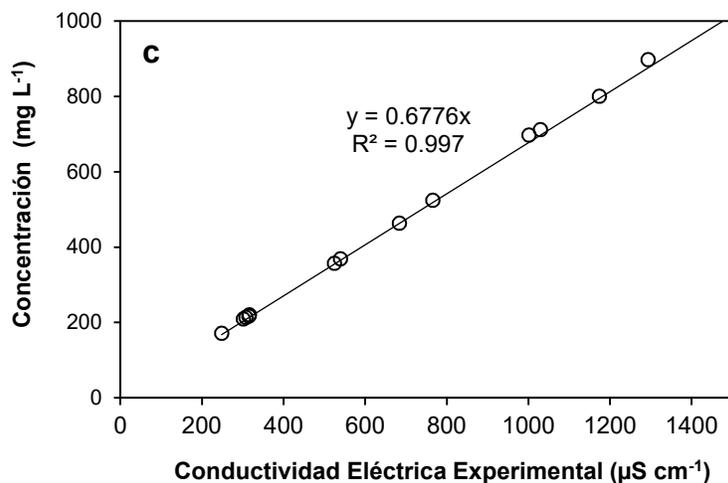


Figura 46. Relación entre concentración (mg L^{-1}) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera (c).

7.2.4.3. Relaciones entre suma de cationes ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)

Conocer los valores de la relación funcional de cationes o de aniones $\text{mmol}_c \text{L}^{-1} = f(\text{CE})$, es importante, ya que en determinaciones analíticas la suma de cationes o de aniones, estas deben de ser aproximadamente iguales, considerando los porcentajes correspondientes permisibles de error (APHA, 1995).

En la Figura 47 se presenta la relación funcional entre la concentración de las sales solubles expresada (mg L^{-1}) y sus correspondientes valores de conductividad eléctrica del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, donde los valores de la pendiente encontrada fueron: 0.6989 para verano 2013 (a), 0.6764 para otoño 2012 (b), y 0.6776 para primavera 2013 (c). Estos valores de pendiente corresponden a soluciones ricas en bicarbonato (HCO_3).

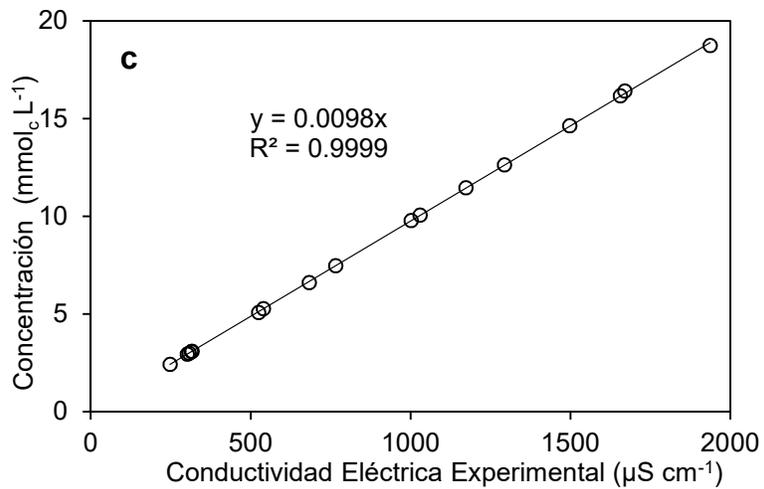
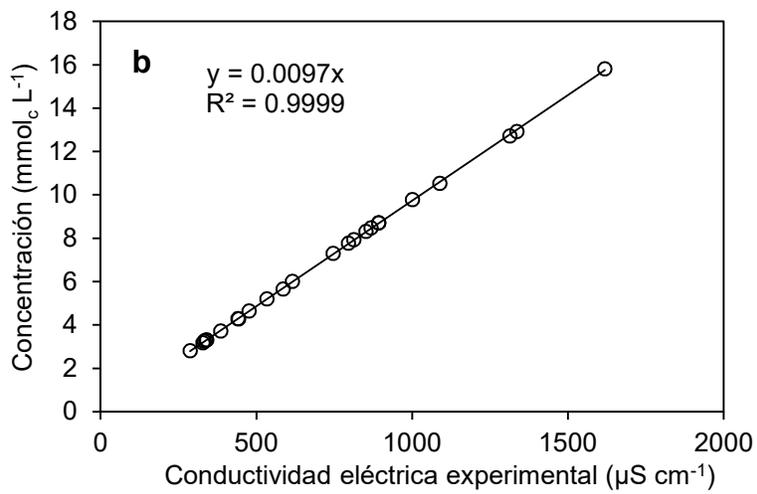
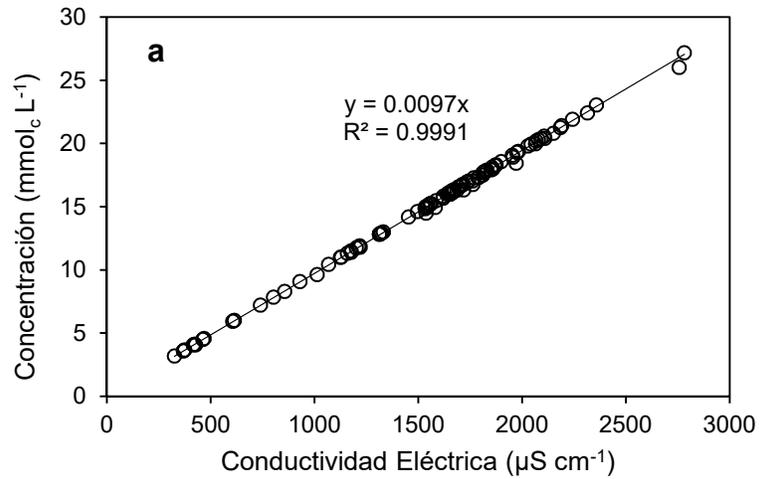


Figura 47. Relación entre suma de cationes ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2014 (c).

7.2.4.4. Presión osmótica

La presión osmótica es una propiedad coligativa de las soluciones salinas. El efecto osmótico de las soluciones acuosas está relacionado con la concentración total de sales y no tanto con las concentraciones específicas de uno u otro componente. El efecto osmótico de las soluciones acuosas y extractos de suelo es proporcional a la concentración de solutos en estas soluciones. La presión osmótica de la solución del medio es muy importante debido a su influencia en la absorción del agua por las plantas.

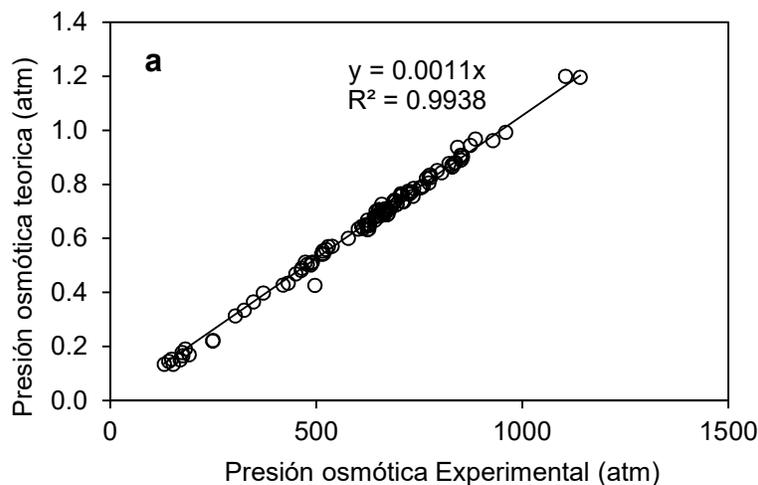
La presión osmótica de una solución (π) de una solución es la presión que se requiere para detener la ósmosis y se puede determinar al correlacionar la siguiente relación funcional $\text{mg L}^{-1} = f(\text{CE})$, $\text{PO (atm)} = f(\text{CE})$. Velázquez (2001); Mendoza (2009) y Mercado (2011) reportan la siguiente manera de determinar la PO.

$$\text{mg L}^{-1} = 0.6884 * \text{CE } (\mu\text{S cm}^{-1})$$

$$\text{PO (atm)} = 0.0004 * \text{CE } (\mu\text{S cm}^{-1})$$

$$\text{Siendo PO (atm)} = \frac{0.0004}{0.6884} * \text{mg L}^{-1}$$

Donde, PO, es la presión osmótica en atmosfera, 0.0004 es la pendiente de la recta en la relación funcional $\text{PO (atm)} = f(\text{CE})$, 0.6884 es la pendiente de la recta en la relación funcional $\text{mg L}^{-1} = f(\text{CE})$ en la población del agua y mg L^{-1} , expresa la concentración de solución.



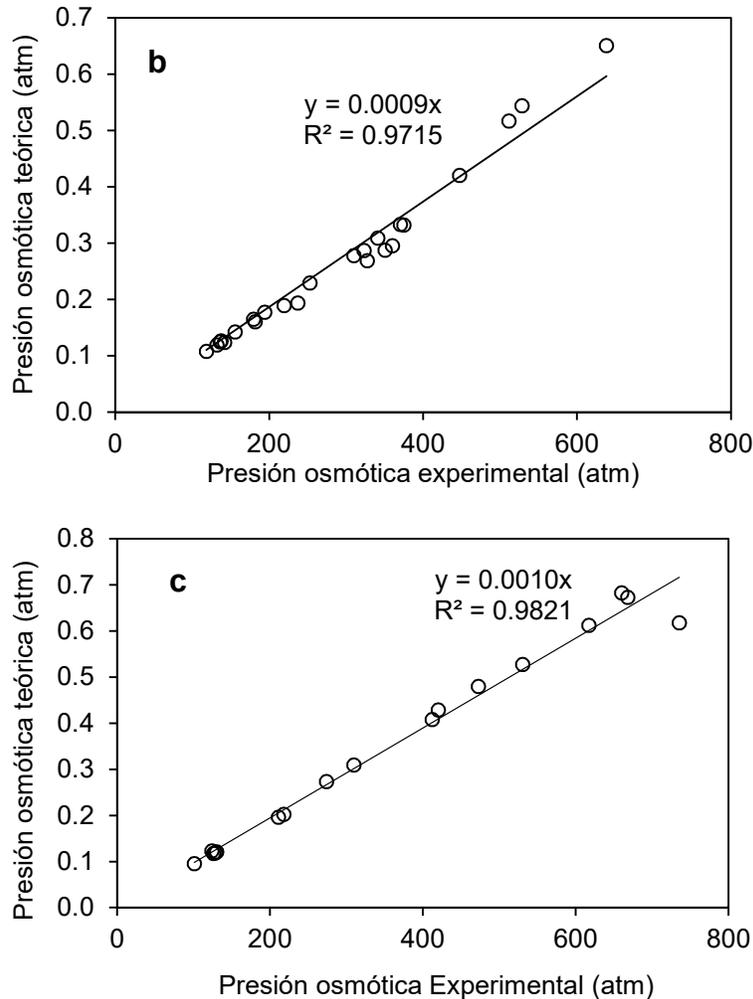


Figura 48. Relación entre presión osmótica teórica (atm) y presión osmótica experimental (atm) del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2014 (c).

En la Figura 48 se presenta la relación funcional, $PO_{teórica}(atm) = f(PO_{experimental})$ del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, donde el valor de la pendiente para el periodo verano 2013 (a) es de 0.0011, para otoño 2012 (b) es de 0.0009 y para primavera 2013 (c) 0.0010.

7.2.4.5. Índice de salinidad efectiva

Este índice toma en cuenta los carbonatos de calcio y magnesio, además de sulfatos de calcio, que precipitan fácilmente cuando el agua de riego pasa a formar parte de la

solución del suelo, los cuales dejan de participar en la elevación de la presión osmótica, así se estiman mejor los peligros que puedan generar las sales que se encuentran en solución.

La clasificación del agua residual de acuerdo con el índice de salinidad efectiva se presenta en el Cuadro 45. De manera resumida esta clasificación se presentó como sigue:

Cuadro 45. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013, de acuerdo con su salinidad efectiva.

Salinidad Efectiva (mmol _c l ⁻¹)	Clase	Muestreo	Muestreo	Muestreo
		Verano 2013	Otoño 2012	Primavera 2013
		Número de aguas		
< 3	Buena	12	16	7
3 a 15	Condicionada	92	8	10
> 15	No recomendable	7	-	2

Fuente: Coras, 2000

De acuerdo con este índice de clasificación, la mayoría del agua residual que conduce la red hidrográfica México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpán-Zimapán, el 10% de las muestras son aguas buenas para el riego, el 83% está condicionada y el 7% no se recomienda. Lo que respecta a la red Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, otoño 2012 presenta el 67% de las muestras son aguas buenas para el riego, el 33% está condicionada, y para primavera 2013, el 37% de las muestras son aguas buenas para el riego, el 53% está condicionada y el 10% no se recomienda. esto se debe a su composición sulfático-clorhídrico-bicarbonatadas, en donde las principales sales que predominan son NaCl, NaHCO₃, KHCO₃, Ca(HCO₃)₂, Mg(HCO₃)₂ y MgSO₄.

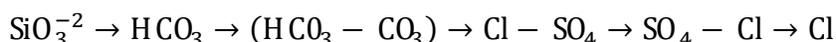
Las aguas que fueron clasificadas como condicionadas y las no recomendables son de composición: sulfáticas, clorhídricas y/o sódicas. Las sales por sí mismas, en los contenidos no resultan demasiado peligrosas, sin embargo, la evaporación del suelo disminuye la humedad del suelo, de tal forma, que la solución del suelo se hace más salina a medida que el suelo se seca, y el agua de la solución que en un inicio tuviera

baja concentración, se torne de concentración perjudicial. Por otro lado, al concentrarse las sales pueden alcanzar algunas de ellas su nivel de máxima solubilidad y pueden precipitar.

En la actualidad, se ha establecido que a medida que las aguas naturales o soluciones de los suelos se reconcentran, las soluciones acuosas salinas evolucionan cualitativamente de acuerdo al siguiente esquema:

Tipo de agua		g L ⁻¹
1. Aguas silíceas	SiO ₂	0.010-0.100
2. Aguas dulces bicarbonatadas cálcicas	HCO ₃ -Ca	0.200-0.300
3. Aguas sódicas	HCO ₃ -Na	0.500-0.700
4. Aguas sódicas presentándose el sistema bicarbonato-carbonato	HCO ₃ -CO ₃ -Na	0.500-3.000
5. Aguas clorhídrico-sulfáticas contienen (HCO ₃ -CO ₃)	Cl-SO ₄ -Na	2.500-5.000
6. Aguas sulfático-clorhídricas	SO ₄ -Cl-Na	20.000-50.000
7. Aguas clorhídricas (Salmueras)	Cl-Na	100.000-300.000

En general el esquema de evolución de las aguas naturales y soluciones acuosas es el que se señala en seguida:



Las aguas que circulan a través del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, específicamente en la red México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpán-Zimapán que poseen una concentración de 0.300-5.00 g L⁻¹, por lo tanto, se encuentran en la etapa de evolución aguas bicarbonatadas-sódicas. Estos límites generales de existencia de las aguas bicarbonatadas sódicas se han establecido en base a una gran cantidad de datos geográficos e hidrogeoquímicos (Ortega, 2015).

7.2.4.6. Índice de salinidad potencial

La salinidad potencial determina la cantidad de Cl⁻ y SO₄²⁻ que pueden afectar los cultivos, pues son las últimas sales que permanecen en la solución del suelo cuando la humedad aprovechable disminuye a menos del 50%.

En el Cuadro 46 se muestra la clasificación de la salinidad potencial para estas aguas, se presentó como sigue:

Cuadro 46. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño de 2012, y primavera 2013, de acuerdo con su salinidad potencial.

Salinidad Potencial (mmol _c l ⁻¹)	Clase	Muestreo Verano 2013	Muestreo Otoño 2012	Muestreo Primavera 2013
		Número de muestras		
< 3	Buena	15	19	9
3 a 15	Condicionada	96	5	8
> 15	No recomendable	-	-	2

Fuente: Coras, 2000

De acuerdo con este índice para verano 2013, se presenta que el 13.5 % de las muestras no tienen ningún problema para el uso en el riego, aunque el 86.5 % está condicionada para su uso. Para los siguientes dos muestreos, la mayoría de las aguas analizadas son de buena calidad, para otoño 2012, se presenta que el 79 % de las muestras no tienen ningún problema para el uso de esta agua en el riego, mientras el 21 % está condicionada para su uso. En primavera 2013, se presenta que el 79 % de las muestras no tienen ningún problema para el uso de esta agua en el riego, mientras el 21 % está condicionada para su uso.

En las soluciones acuosas, el sodio permanece hasta niveles altos de concentración, debido a su movilidad. Por el contrario, el calcio y magnesio permanecen poco tiempo en las soluciones debido a que la mayoría de sus compuestos son de baja solubilidad. En soluciones salinas, el magnesio, en condiciones de migración permanente, se asocia con el ion sulfato, por lo que formara una sal de muy alta solubilidad de sulfato de magnesio, en estas condiciones de migración el sulfato de magnesio alcanzara valores muy altos de concentración dando como resultado que los suelos se salinicen.

Un alto contenido de estas sales disueltas en el suelo disminuye el potencial osmótico y exige a las raíces un esfuerzo adicional para absorber el agua, lo cual trae como consecuencia disminución de los rendimientos. Por lo anterior este índice es uno de los

mejores estimadores del efecto de las sales sobre las plantas. En los Cuadros 47 se presentan las clasificaciones del agua residual del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013, de acuerdo con su salinidad efectiva y salinidad potencial.

Cuadro 47. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013, de acuerdo con su salinidad efectiva y salinidad potencial. Buena (B), Condicionada (C) y No recomendable (NR).

No.	Verano 2013				Otoño 2012				Primavera 2013			
	Salinidad efectiva		Salinidad Potencial		Salinidad efectiva		Salinidad Potencial		Salinidad efectiva		Salinidad Potencial	
	mmolc L ⁻¹											
	Clase	Clase	Clase	Clase	Clase	Clase	Clase	Clase	Clase	SP	Clase	Clase
1	12.02	C	7.25	C	1.44	B	1.09	B	11.23	C	6.04	C
2	6.23	C	2.70	B	1.33	B	1.01	B	9.62	C	6.65	C
3	13.45	C	6.69	C	4.59	C	3.18	C	1.08	B	0.88	B
4	13.97	C	6.34	C	1.81	B	1.37	B	12.53	C	7.51	C
5	12.12	C	5.27	C	1.23	B	0.94	B	0.90	B	0.73	B
6	12.84	C	5.81	C	1.39	B	0.99	B	1.05	B	0.87	B
7	11.64	C	5.24	C	2.18	B	1.61	B	2.28	B	1.76	B
8	12.83	C	5.96	C	8.96	C	6.81	C	6.68	C	4.77	C
9	8.98	C	3.86	C	1.08	B	0.84	B	1.02	B	0.84	B
10	15.10	NR	6.27	C	3.43	C	1.90	B	3.66	C	2.34	B
11	13.44	C	7.43	C	2.12	B	1.16	B	2.20	B	1.71	B
12	14.10	C	7.62	C	5.83	C	4.15	C	8.34	C	5.16	C
13	14.13	C	6.58	C	3.33	C	1.86	B	4.17	C	2.61	B
14	14.22	C	6.51	C	3.18	C	1.78	B	1.64	B	1.02	B
15	13.92	C	6.06	C	7.58	C	5.6	C	5.34	C	3.39	C
16	14.57	C	6.24	C	1.65	B	1.06	B	7.07	C	3.90	C
17	13.89	C	6.56	C	0.97	B	0.61	B	7.37	C	4.22	C
18	11.59	C	4.96	C	6.82	C	5.10	C	213.72	NR	204.33	NR
19	11.89	C	5.06	C	2.92	B	2.06	B	552.29	NR	528.155	NR
20	11.63	C	5.17	C	1.51	B	1.34	B				
21	1.78	B	1.07	B	1.7	B	1.50	B				
22	10.93	C	5.63	C	2.4	B	1.92	B				
23	12.72	C	5.45	C	2.62	B	2.68	B				
24	12.38	C	6.83	C	2.77	B	2.09	B				
25	12.95	C	5.52	C								
26	13.05	C	5.46	C								
27	2.04	B	1.29	B								
28	2.75	B	1.82	B								
29	19.84	NR	8.43	C								
30	11.75	C	6.65	C								
31	12.40	C	6.90	C								
32	11.89	C	6.48	C								
33	10.76	C	5.94	C								
34	11.93	C	6.55	C								
35	9.23	C	6.98	C								
36	7.44	C	5.13	C								

... Cuadro 47

Verano 2013									
No.	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial		No.	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	mmol _e L ⁻¹								
	Clase		Clase			Clase		Clase	
37	7.10	C	4.11	C	68	10.21	C	6.50	C
38	7.60	C	4.06	C	69	1.77	B	0.96	B
39	11.94	C	6.89	C	70	16.93	NR	8.69	C
40	7.73	C	5.05	C	71	15.47	NR	6.70	C
41	8.78	C	5.27	C	72	11.12	C	6.77	C
42	7.85	C	5.23	C	73	10.37	C	4.99	C
43	9.20	C	5.30	C	74	9.57	C	6.52	C
44	2.42	B	1.49	B	75	8.52	C	5.00	C
45	7.17	C	4.24	C	76	9.52	C	6.09	C
44	2.42	B	1.49	B	77	11.12	C	6.60	C
45	7.17	C	4.24	C	78	9.82	C	5.05	C
46	11.03	C	6.34	C	79	21.12	NR	10.29	C
47	11.63	C	7.64	C	80	10.25	C	6.51	C
48	7.66	C	4.35	C	81	9.87	C	5.00	C
49	13.57	C	8.99	C	82	9.77	C	5.02	C
50	11.43	C	7.69	C	83	11.06	C	6.65	C
51	12.03	C	7.19	C	84	17.68	NR	7.98	C
52	10.30	C	4.91	C	85	6.29	C	3.48	C
53	10.86	C	6.78	C	86	8.73	C	4.99	C
54	11.34	C	5.50	C	87	10.16	C	5.55	C
55	7.64	C	4.34	C	88	10.20	C	5.28	C
56	14.53	C	9.51	C	89	9.95	C	5.45	C
57	13.15	C	8.64	C	90	6.27	C	3.25	C
58	13.08	C	8.10	C	91	9.61	C	5.46	C
59	12.72	C	7.53	C	92	14.75	C	7.60	C
60	8.62	C	4.98	C	93	10.92	C	5.31	C
61	9.49	C	4.90	C	94	15.24	NR	7.66	C
62	11.96	C	6.48	C	95	1.60	B	1.49	B
63	9.58	C	5.29	C	107	4.56	C	2.48	B
64	12.42	C	7.34	C	108	0.90	B	1.09	B
65	10.06	C	5.30	C	109	0.76	B	0.91	B
66	9.33	C	4.73	C	110	4.96	C	2.69	B
67	9.04	C	6.77	C	111	1.70	B	1.99	B

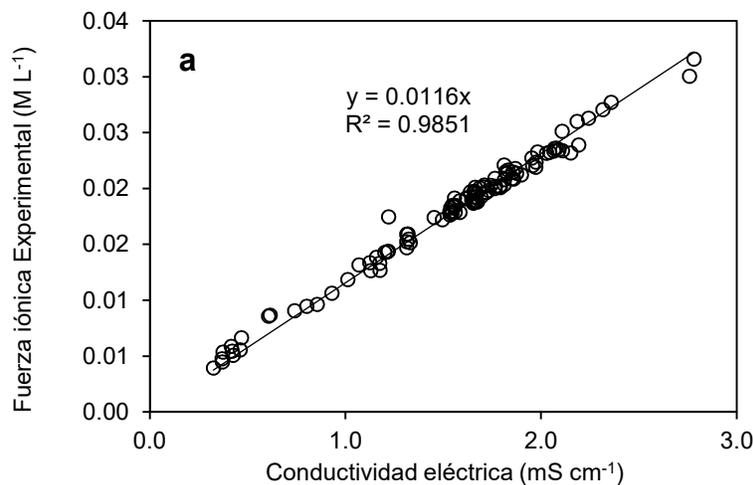
7.2.5. Clasificación de las aguas residuales con base en la sodicidad

7.2.5.1. Fuerza iónica (I) determinada en las muestras de agua

La relación entre fuerza iónica ($M L^{-1}$) y conductividad eléctrica ($mS m^{-1}$), permite estimar la fuerza iónica de cualquier muestra de agua y de esta manera conocer los coeficientes de actividad de los diferentes iones en las soluciones. La (I) de una solución electrolítica

expresa una medida de la intensidad del campo eléctrico en una solución determinada y se define como sigue: $I = \frac{1}{2} \sum C_i Z_i^2$, donde: C_i es la concentración molar de cada ion en la solución, y Z_i es su valencia.

En cada muestra de agua de todas las estaciones de muestreo se calculó su fuerza iónica. Los valores de la (I) que se utilizaron en este trabajo derivaron de las determinaciones analíticas de los iones, en la Figura 49, se presenta la relación funcional, $I \text{ (M L}^{-1}\text{)} = f \text{ (CE)}$, del agua residual urbano-industrial, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013. Para verano 2013 (a), el valor de la pendiente fue de 0.0116, para otoño 2012 (b) fue de 0.01351 y para primavera 2013 (c), se obtuvo un coeficiente de 0.0116 este valor coincide con los reportados por Griffin y Jurinak (1973); Jurinack (1990) y Mihelcic *et al.* (2008). presentan para un grupo de soluciones de extractos de suelos el siguiente valor de la constante $\alpha = 0.0130$. Leffelar, Kamphorst y Pal (1983) obtuvieron para el valor de $\alpha = 0.0120$. Ponnampuruma, Tianco y Loy (1966) proporcionaron un coeficiente de $\alpha = 0.0160$.



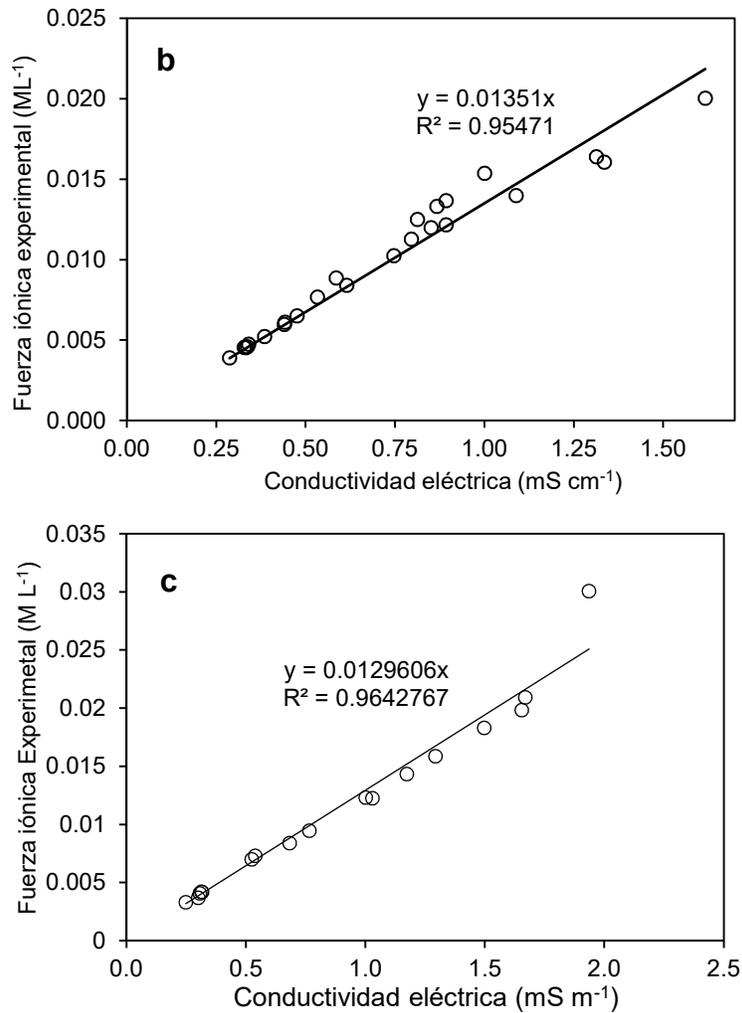


Figura 49. Relación entre la Fuerza iónica experimental (atm) y presión osmótica experimental verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2014 (c).

En la Figura 50 se determinó la fuerza iónica de acuerdo a la ecuación de regresión $1000(I)=1.3477C+0.5355$ propuesta por Bower *et al.* (1965) para el sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco. El valor de las pendientes encontradas fueron $a = 0.013425$ en verano 2013 (a), $a = 0.01372$ otoño 2012 (b), y $a = 0.01359$ primavera 2013 (c).

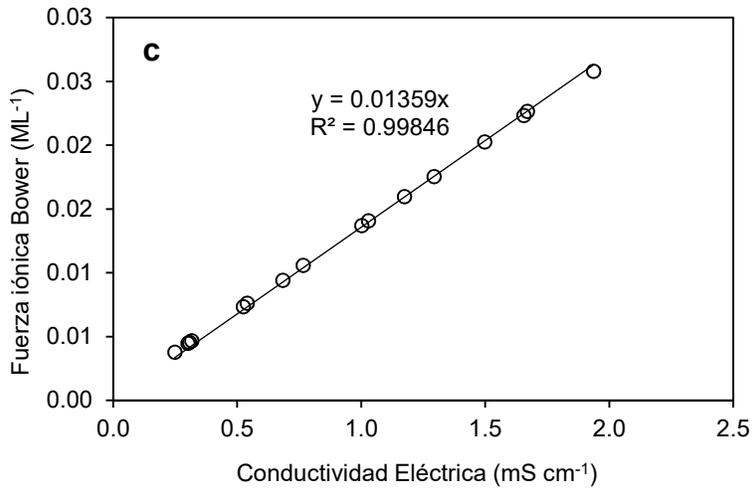
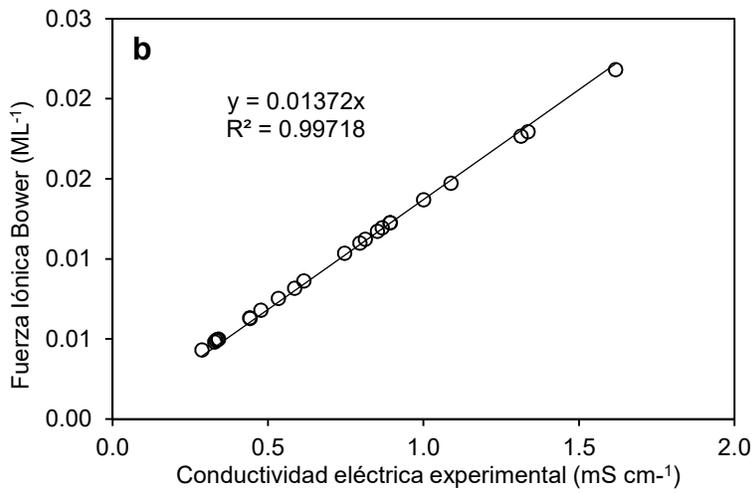
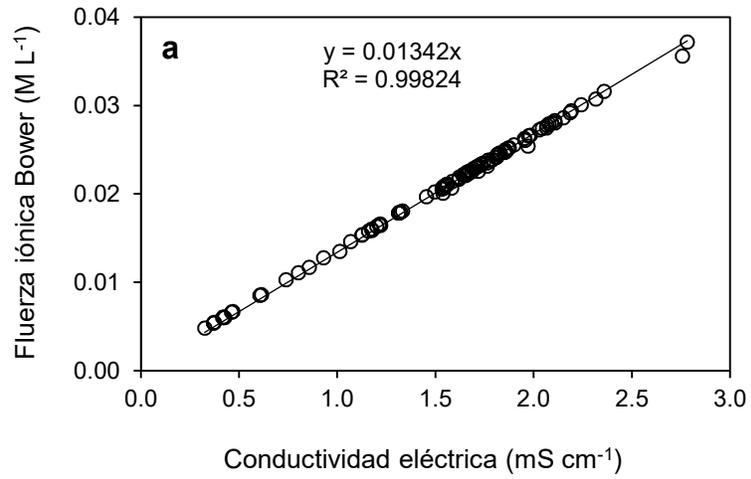


Figura 50. Fuerza iónica experimental (atm) y presión osmótica experimental del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2014 (c).

7.2.5.2. Variaciones de la Relación de adsorción de sodio (RAS) en el agua de riego

En las Figuras 51, 52 y 53 se presentan las relaciones funcionales $RAS_{aj} = f(RAS_{or})$ y $RAS^{\circ} = f(RAS_{or})$. Con los valores numéricos de las diferentes conceptualizaciones de RAS, se estiman diferentes valores de sodio intercambiable PSI. El conocimiento de los valores extremos de PSI_{min} y PSI_{max} , es muy útil para el manejo de fuentes de calcio, en el mejoramiento de los suelos sódicos.

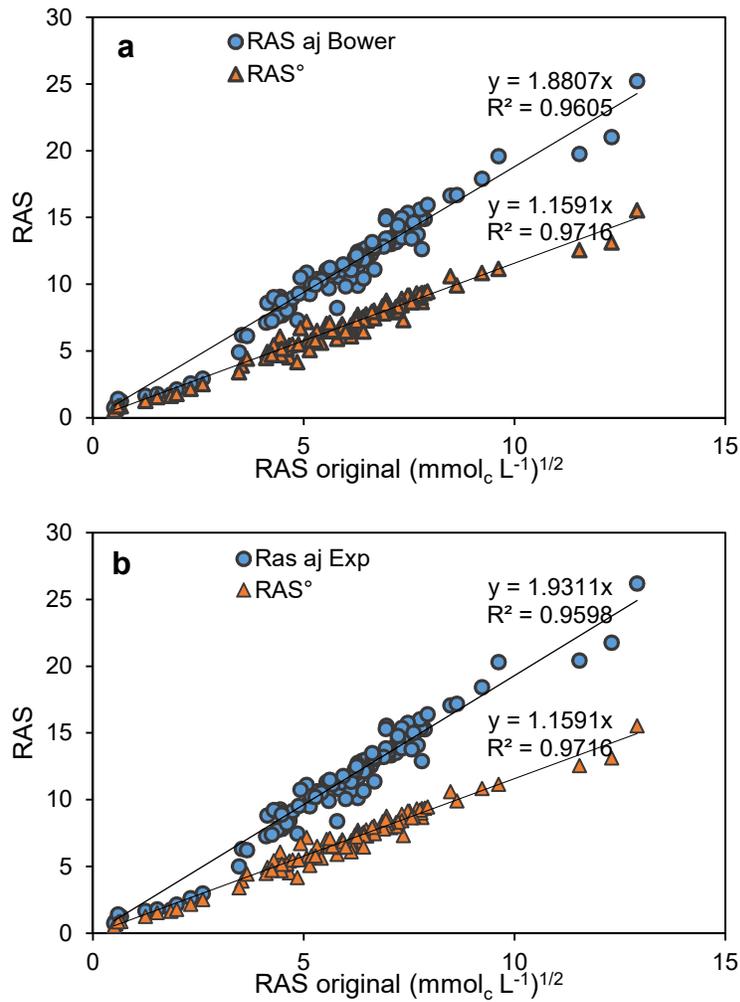


Figura 51. Relación entre RAS_{aj} experimental y RAS° , del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013.

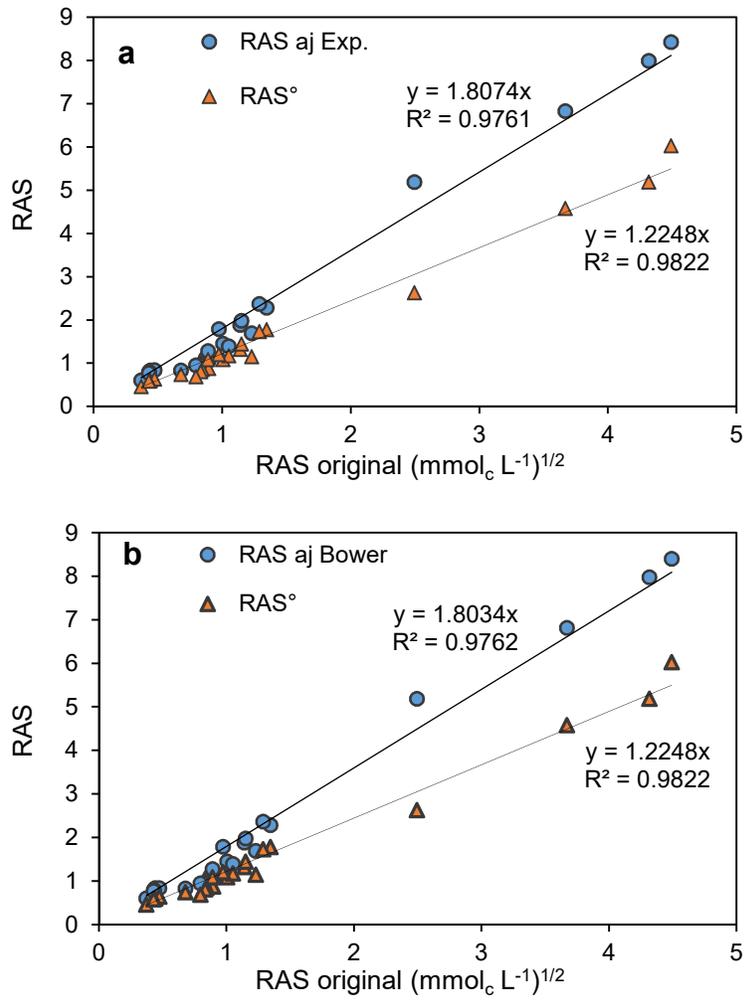


Figura 52. Relación entre RAS_{aj} experimental y RAS°, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012.

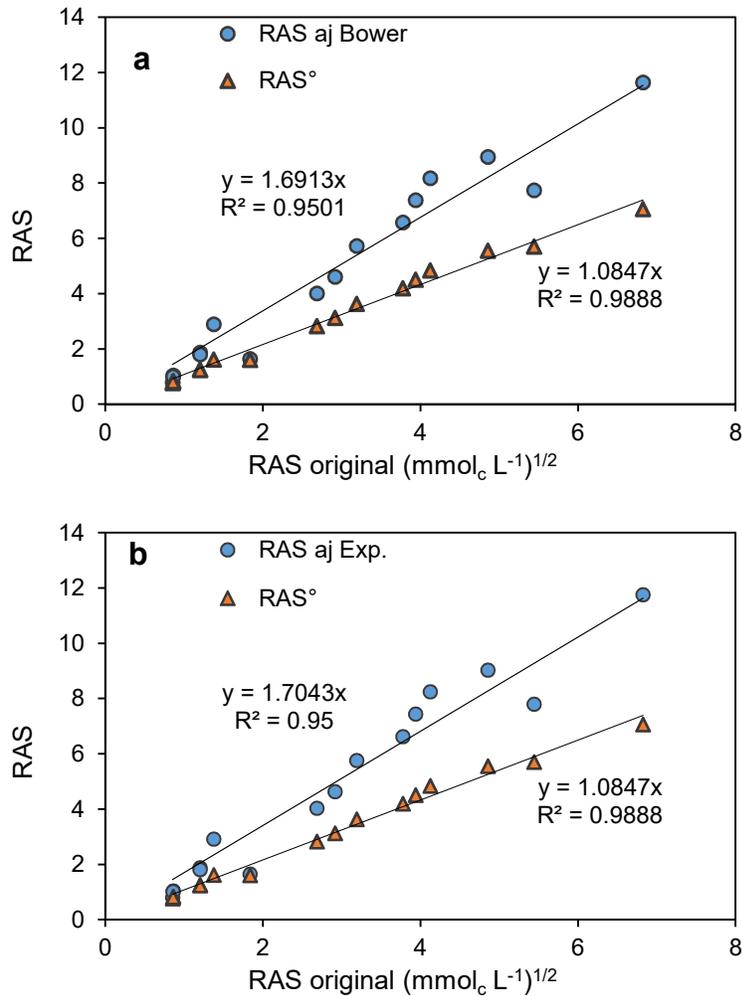


Figura 53. Relación entre RAS_{aj} experimental y RAS°, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013.

De acuerdo a la clasificación de acuerdo con el diagrama de Richards (1973), en el Cuadro 48 se presenta las diferentes formulaciones de la relación de adsorción de sodio del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013.

Al comparar las aguas y clasificarlas de acuerdo con los diferentes RAS, se aprecia que para el muestreo de verano 2013 (Figura 54 y 55), la mayoría de las aguas quedan agrupadas en la clasificación C3S2, seguidas de la clasificación C3S1, por lo que el sodio representa un peligro considerable. Para el período otoño 2012 (Figura 56 y 57), la mayoría de las muestras de agua se agrupan en C3S1, seguidas por C2S1, indican que las aguas

son bajas en sodio. En primavera 2013 (Figura 58 y 59), la mayoría de las aguas se agrupan en C2S1, seguidas de C3S1, siendo aguas de baja concentración en sodio.

Cuadro 48. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (1) y otoño 2012 (2) y primavera (2013) (3), de acuerdo con las diferentes formulaciones de la relación de adsorción de sodio.

Formulaciones de RAS	Muestreo	C1S1	C2S1	C2S2	C3S1	C3S2	C3S3	C3S4	C4S2	C4S3	C4S4
		Número de muestras									
$RAS = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$	1	-	7	-	17	83	2	-	-	2	-
	2	-	12	-	11	-	-	-	-	-	-
	3	1	7	-	7	2	-	-	-	-	-
$RAS^o = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$	1	-	6	1	10	90	-	-	2	1	1
	2	-	11	-	9	2	-	-	-	-	-
	3	1	6	-	3	3	-	-	-	-	-
$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1 + (8.4 \cdot pH_c)]$	1 Exp	-	6	1	24	77	-	-	-	-	3
	2 Exp	-	12	-	8	3	-	-	-	-	-
	2 Exp	1	7	2	6	1	-	-	-	-	-
	1 Bower	-	6	1	24	64	12	-	-	-	4
	2 Bower	-	12	-	8	3	-	-	-	-	-
	2 Exp	1	7	2	6	1	-	-	-	-	-

Las concentraciones de sodio C_{Na^+} , calcio $C_{Ca^{2+}}$ y magnesio $C_{Mg^{2+}}$; están expresados en $mmol_c L^{-1}$

Aunque los valores del RAS_{aj} son superiores a los valores de RAS_{or} y RAS^o , es de gran utilidad, para efectos de predicción, conocer los valores máximos de la relación de adsorción de sodio o RAS que puede obtener un agua determinada en condiciones físico-químicas específicas, con altos o bajos contenidos de bióxido de carbono CO_2 .

La utilidad de contar con un gran espectro de valores de la relación de adsorción de sodio, obtenidos mediante diferentes formulaciones, que consideran los procesos de precipitación o solubilización de la calcita $CaCO_3$, permite el diseño y la elaboración de medidas de mejoramiento de estas aguas residuales urbano-industriales que riegan importantes áreas agrícolas.

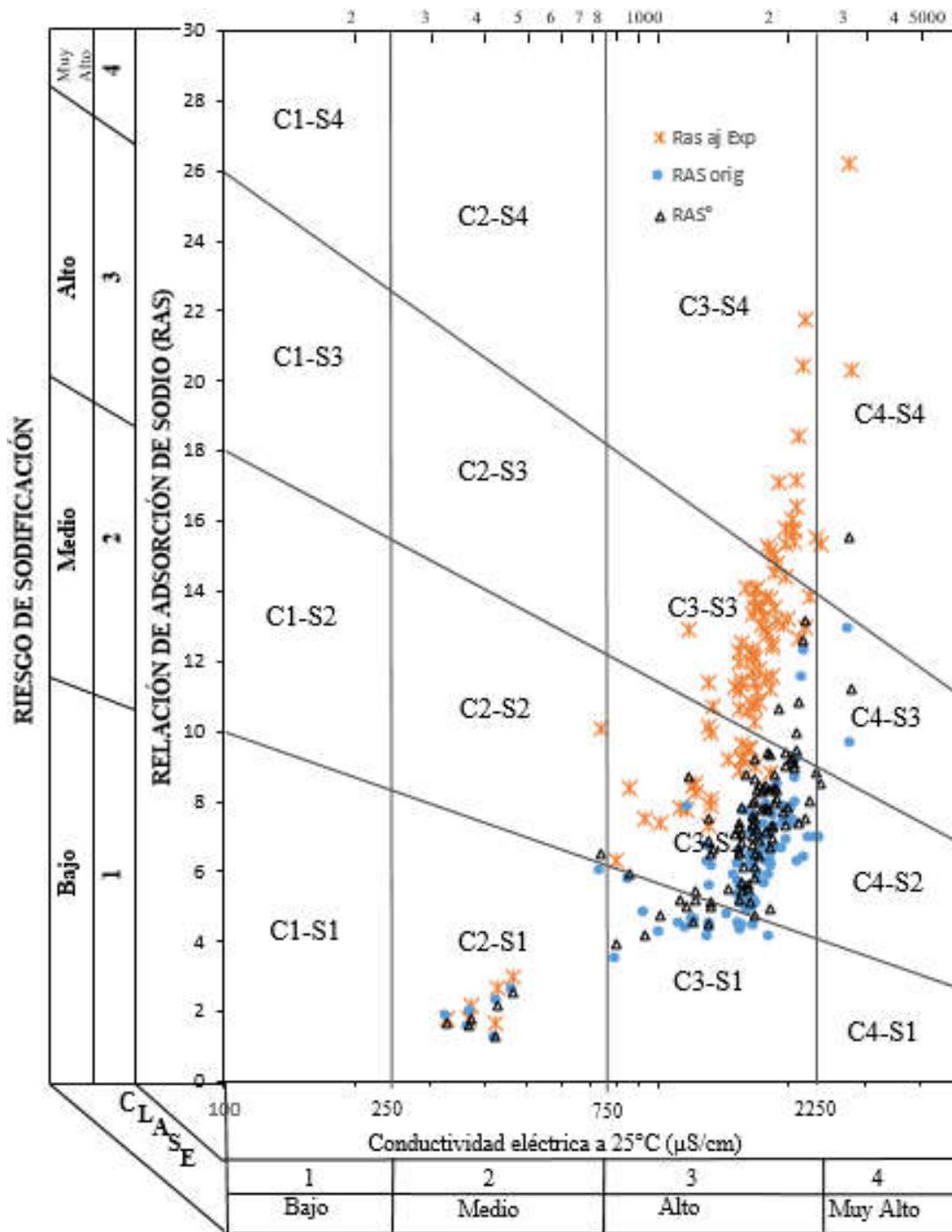


Figura 54. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS_{orig}, CE-RAS_{aj Experimental}, CE-RAS°, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013.

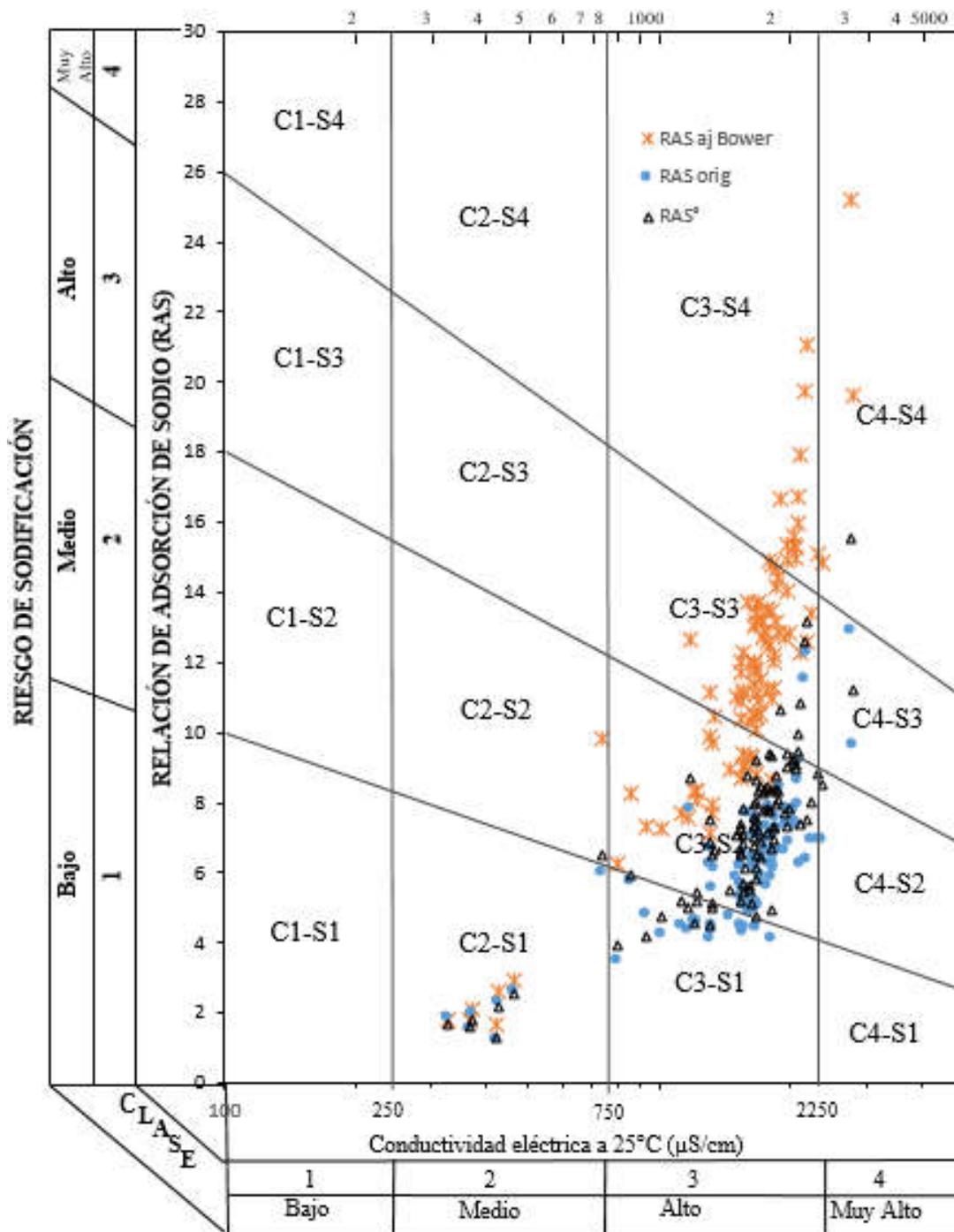


Figura 55. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS_{orig}, CE-RAS_{aj Bower}, CE-RAS[°], del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013.

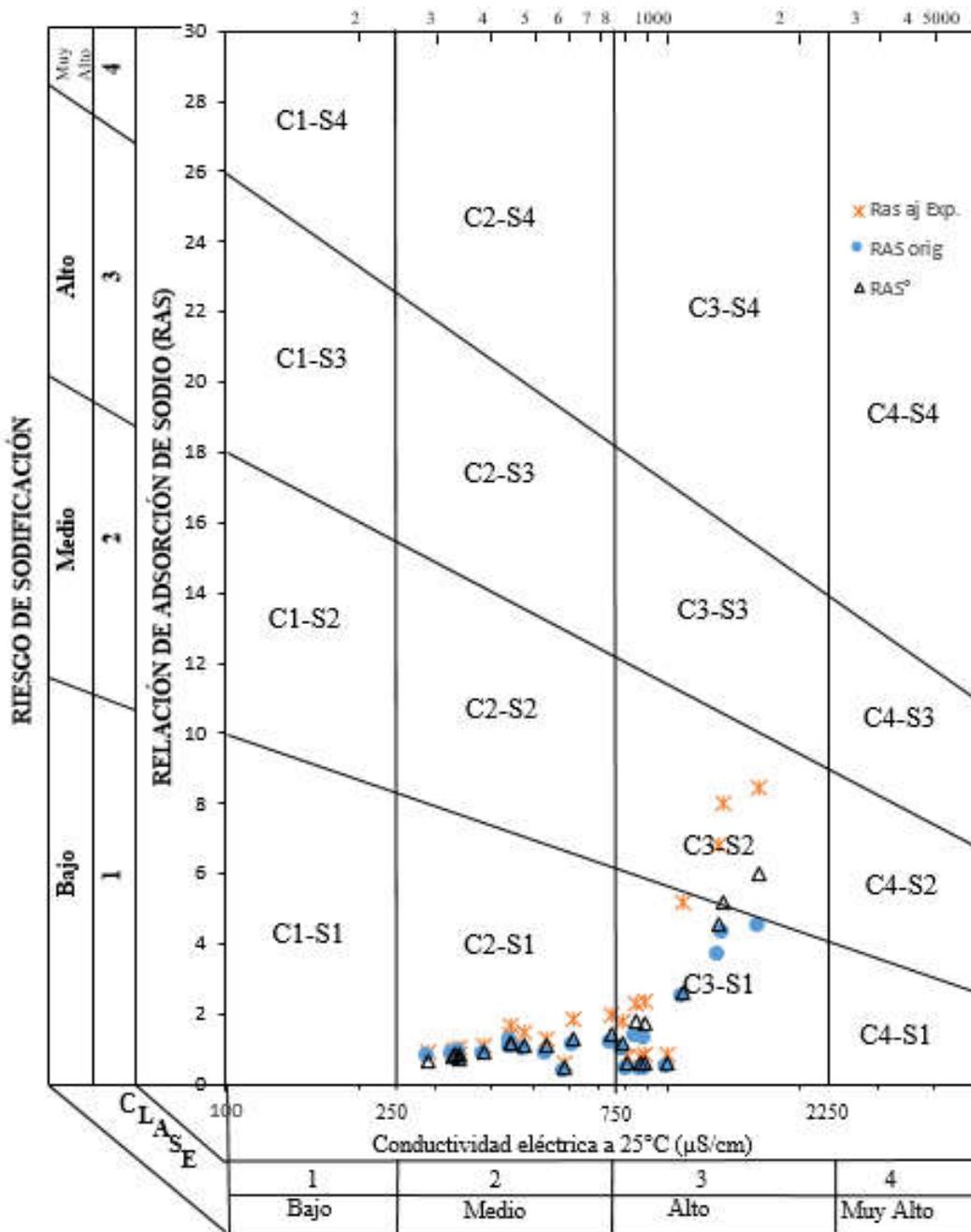


Figura 56. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS_{orig}, CE-RAS_{aj Experimental}, CE-RAS^o, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012.

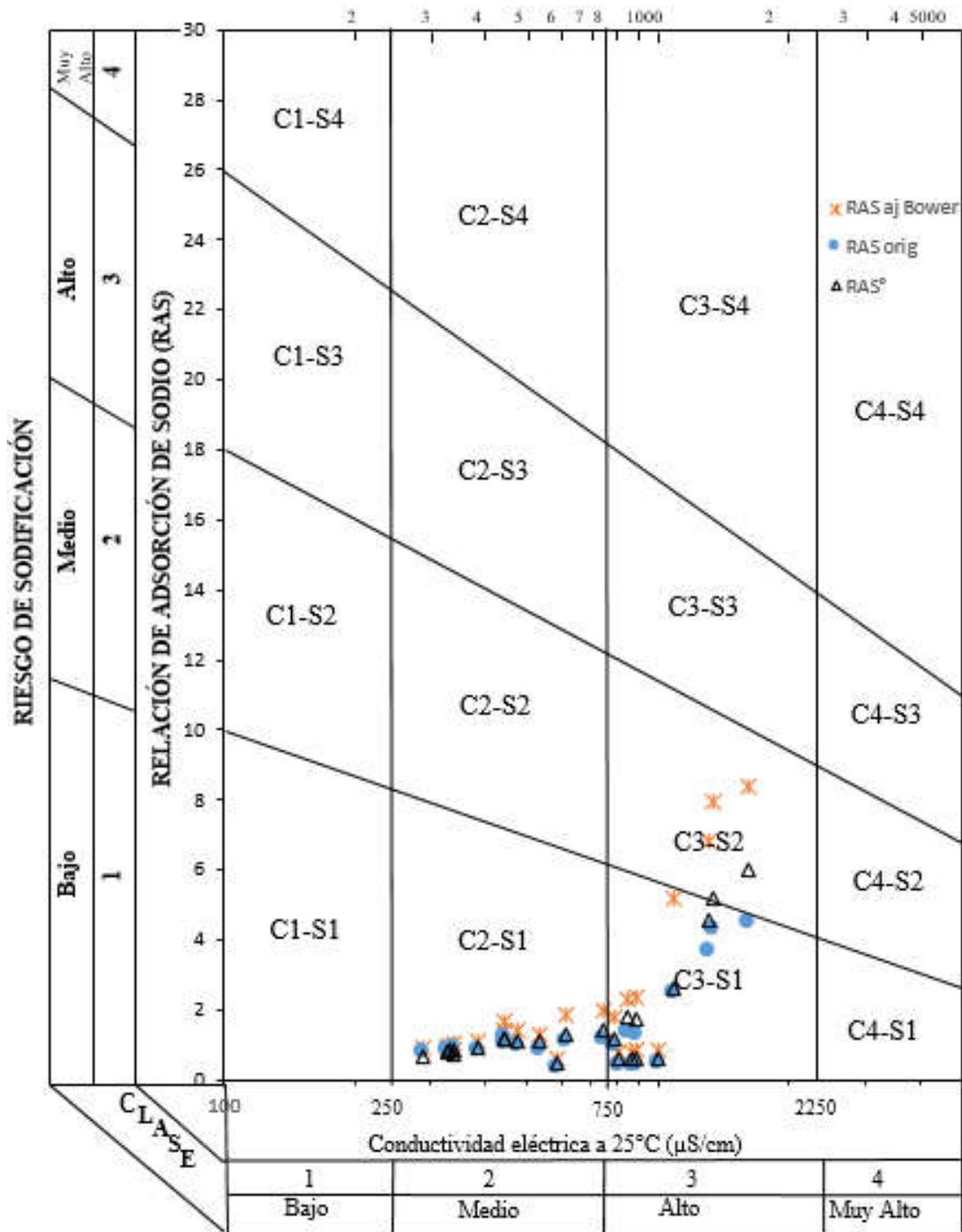


Figura 57. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS_{orig}, CE-RAS_{aj Bower}, CE-RAS^o, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012.

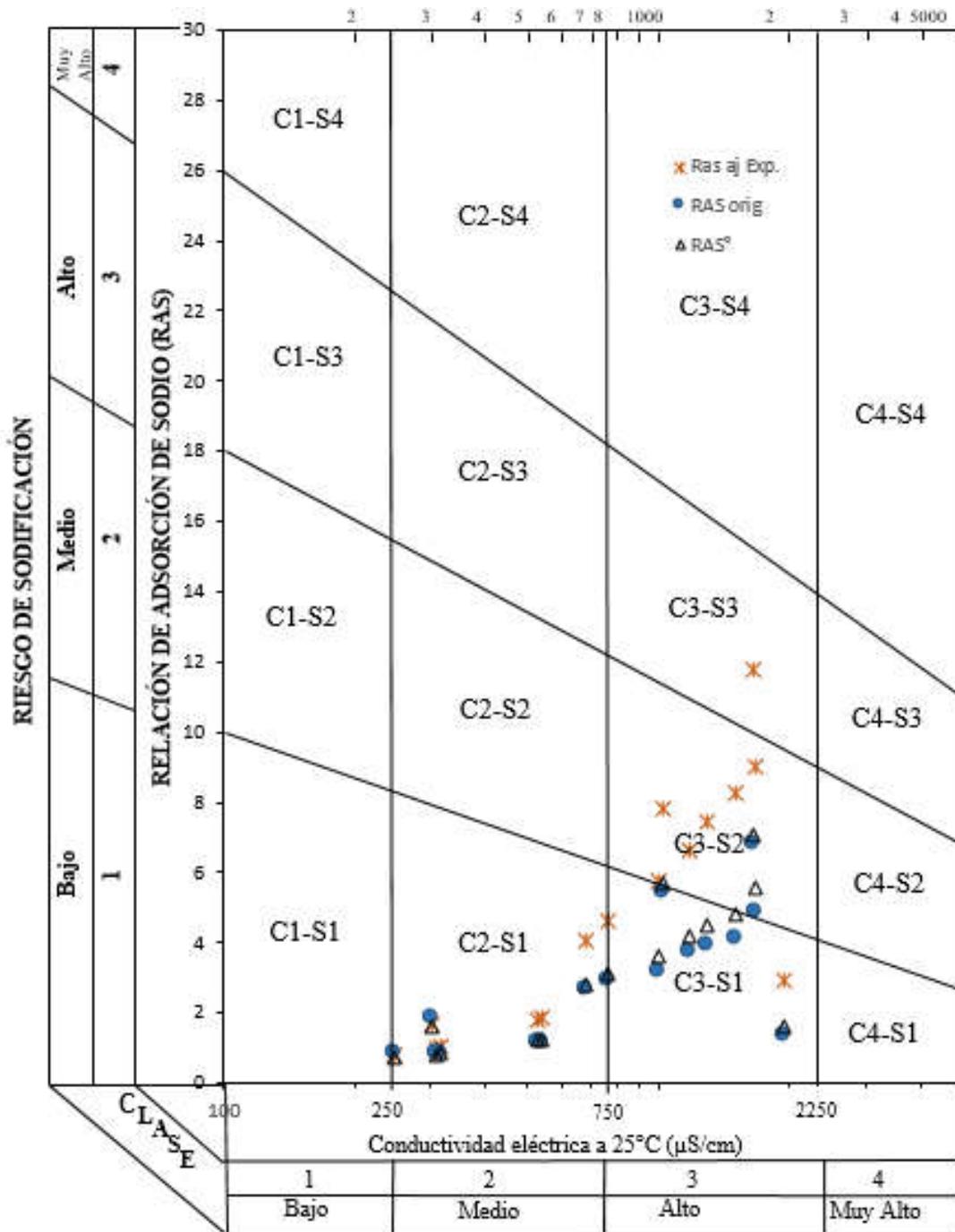


Figura 58. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS_{orig}, CE-RAS_{aj Experimental}, CE-RAS[°], del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013.

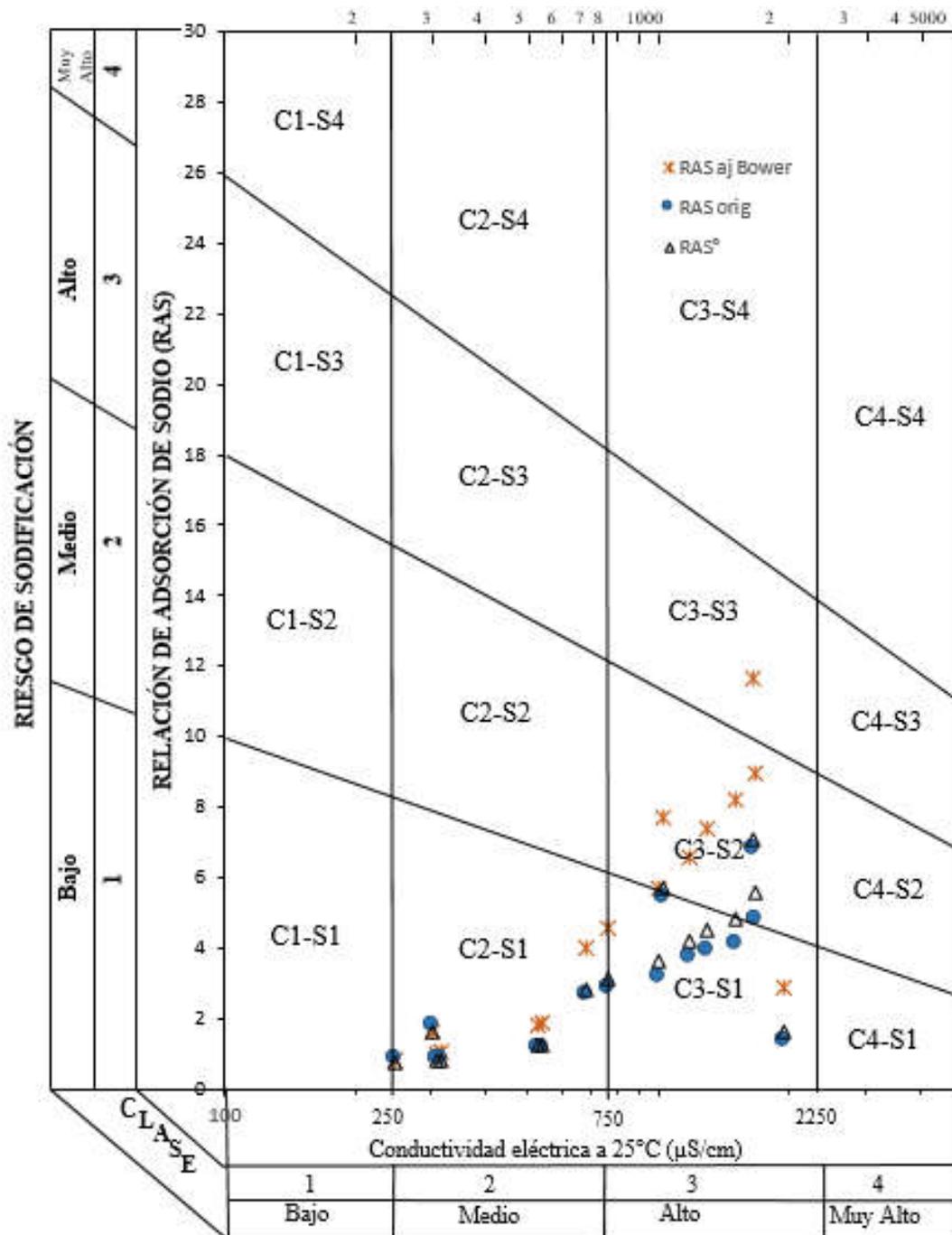


Figura 59. Diagrama clasificación del agua residual, CE-RAS_{or}, CE-RAS_{aj Bower}, CE-RAS^o, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013.

Cuadro 49. Valores de las formulaciones de la relación de adsorción de sodio, del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013.

No.	RAS original	RAS ajustado				RAS corregido	
		pHc Experimental	pHc Bower	Ras aj Exp.	Ras aj Bower	RAS°	Ca°
1	7.50	7.58	7.53	13.67	14.02	9.18	0.70
2	5.78	7.97	7.95	8.25	8.41	5.93	0.86
3	7.80	7.43	7.38	15.34	15.76	9.37	0.87
4	8.47	7.43	7.38	16.65	17.09	10.63	0.77
5	6.28	7.41	7.36	12.47	12.78	7.75	0.71
6	7.86	7.50	7.45	14.91	15.30	9.38	0.81
7	7.70	7.61	7.57	13.75	14.09	8.76	0.82
8	7.68	7.47	7.42	14.79	15.17	9.35	0.77
9	7.80	7.78	7.74	12.64	12.92	8.70	0.80
10	8.62	7.46	7.41	16.71	17.21	9.93	0.89
11	7.36	7.50	7.44	14.01	14.41	7.35	2.36
12	7.77	7.48	7.42	14.94	15.36	9.03	1.10
13	7.48	7.35	7.30	15.31	15.73	9.07	0.96
14	7.75	7.39	7.33	15.60	16.03	9.24	0.95
15	7.46	7.34	7.29	15.37	15.78	9.18	0.90
16	7.93	7.39	7.33	15.96	16.41	9.48	0.88
17	7.32	7.35	7.30	14.99	15.40	8.93	0.95
18	7.06	7.56	7.51	13.03	13.35	7.93	0.85
19	7.19	7.49	7.44	13.73	14.07	8.32	0.92
20	7.18	7.56	7.52	13.19	13.52	8.03	0.95
21	1.84	8.44	8.42	1.77	1.80	1.67	0.93
22	6.29	7.59	7.54	11.42	11.71	6.98	0.91
23	7.23	7.44	7.39	14.15	14.52	8.40	0.94
24	7.32	7.55	7.51	13.51	13.87	8.47	0.86
25	7.23	7.41	7.36	14.41	14.79	8.35	1.10
26	7.60	7.47	7.42	14.65	15.04	8.78	0.90
27	1.98	8.32	8.30	2.14	2.17	1.82	1.04
28	2.60	8.26	8.24	2.96	3.01	2.56	0.90
29	9.62	7.36	7.29	19.60	20.33	11.18	0.94
30	6.65	7.51	7.46	12.59	12.91	7.85	0.85
31	7.02	7.48	7.43	13.46	13.81	8.34	0.87
32	7.01	7.52	7.47	13.20	13.54	8.45	0.72
33	6.59	7.54	7.49	12.26	12.55	7.82	0.89
34	6.98	7.51	7.46	13.19	13.53	8.24	0.88
35	4.13	7.31	7.26	8.63	8.84	4.97	1.20
36	4.10	7.66	7.62	7.14	7.30	4.51	0.87
37	4.48	7.68	7.65	7.70	7.85	5.18	0.82
38	4.65	7.62	7.58	8.30	8.46	4.54	2.12
39	6.86	7.52	7.47	12.93	13.26	8.38	0.72
40	4.38	7.63	7.60	7.73	7.90	5.00	0.73
41	5.59	7.66	7.62	9.72	9.94	6.52	0.75
42	4.51	7.64	7.60	7.92	8.09	5.14	0.78
43	6.28	7.82	7.78	9.90	10.15	6.87	0.75
44	2.31	8.27	8.25	2.61	2.65	2.20	0.91
45	4.37	7.66	7.63	7.60	7.75	4.98	0.90
46	6.27	7.52	7.47	11.80	12.09	7.54	0.69
47	6.12	7.56	7.50	11.29	11.59	6.97	0.83
48	4.65	7.60	7.57	8.35	8.52	5.45	0.86

... Cuadro 49

No.	RAS original	RAS ajustado				RAS corregido	
		pHc Experimental	pHc Bower	Ras aj Exp.	Ras aj Bower	RAS°	Ca°
49	6.38	7.43	7.37	12.57	12.95	7.48	0.86
50	5.85	7.53	7.48	10.95	11.24	6.72	0.85
51	6.49	7.54	7.49	12.05	12.38	7.31	0.97
52	6.22	7.52	7.47	11.70	11.97	7.27	0.84
53	5.84	7.59	7.55	10.55	10.82	6.45	1.00
54	6.47	7.43	7.39	12.72	13.03	7.77	0.82
55	4.59	7.64	7.60	8.08	8.25	5.22	0.86
56	6.94	7.46	7.40	13.44	13.86	8.03	0.87
57	6.27	7.44	7.38	12.31	12.67	7.40	0.80
58	6.89	7.54	7.48	12.84	13.21	7.85	0.85
59	6.63	7.49	7.43	12.70	13.06	7.73	0.78
60	4.73	7.50	7.46	8.98	9.17	5.52	0.86
61	6.67	7.73	7.69	11.13	11.38	7.49	0.76
62	7.56	7.62	7.58	13.44	13.79	8.67	0.82
63	5.06	7.54	7.50	9.41	9.63	5.70	0.85
64	6.66	7.47	7.42	12.83	13.17	8.06	0.75
65	5.91	7.53	7.49	11.05	11.31	7.04	0.85
66	6.12	7.69	7.65	10.48	10.72	6.60	1.06
67	4.44	7.35	7.31	9.09	9.29	6.11	0.91
68	5.13	7.59	7.54	9.29	9.53	5.10	2.12
69	1.24	8.04	8.03	1.68	1.70	1.30	0.87
70	11.54	7.69	7.63	19.77	20.45	12.58	0.98
71	9.22	7.46	7.40	17.91	18.44	10.86	0.92
72	6.11	7.59	7.54	11.09	11.37	6.12	2.09
73	6.21	7.46	7.42	12.03	12.30	7.39	1.11
74	4.45	7.42	7.37	8.82	9.03	4.73	2.22
75	4.28	7.29	7.24	9.05	9.24	5.46	1.02
76	5.31	7.44	7.39	10.42	10.65	6.54	1.01
77	6.41	7.52	7.48	12.05	12.34	7.59	0.87
78	5.54	7.40	7.35	11.10	11.34	7.06	0.77
79	12.91	7.45	7.37	25.23	26.20	15.57	1.02
80	5.41	7.49	7.45	10.31	10.56	5.64	2.13
81	5.60	7.40	7.36	11.20	11.45	6.83	1.07
82	5.67	7.48	7.43	10.91	11.15	6.56	1.12
83	6.42	7.55	7.51	11.86	12.16	7.34	1.03
84	12.30	7.69	7.63	21.05	21.78	13.16	0.97
85	4.84	7.88	7.85	7.35	7.49	4.19	2.14
86	4.47	7.45	7.41	8.72	8.92	5.20	0.92
87	5.06	7.25	7.20	10.89	11.13	7.20	0.81
88	5.18	7.46	7.41	10.05	10.29	5.81	1.14
89	4.92	7.26	7.21	10.53	10.76	6.75	0.90
90	4.24	7.68	7.65	7.28	7.41	4.73	0.95
91	4.87	7.49	7.44	9.33	9.55	5.53	0.96
92	6.96	7.23	7.17	15.11	15.55	8.80	1.17
93	6.22	7.48	7.43	11.94	12.23	7.29	0.85
94	6.94	7.26	7.19	14.88	15.33	8.50	1.09
95	1.52	8.23	8.21	1.79	1.81	1.58	0.95
96	5.61	7.40	7.35	11.24	11.51	7.13	0.82
97	6.62	7.41	7.36	13.17	13.51	7.95	0.80
98	5.93	7.46	7.41	11.51	11.79	6.88	0.88
99	6.25	7.45	7.40	12.19	12.50	7.25	0.90

... Cuadro 49

No.	RAS original	pH _c Experimental	RAS ajustado			RAS corregido	
			pH _c Bower	Ras aj Exp.	Ras aj Bower	RAS°	Ca°
100	6.41	7.77	7.73	10.46	10.68	6.49	1.24
101	5.99	7.75	7.72	9.86	10.07	6.48	0.89
102	3.52	7.63	7.60	6.22	6.34	3.93	1.19
103	5.28	7.51	7.46	9.98	10.22	5.82	1.10
104	0.63	7.46	7.43	1.23	1.25	0.92	0.82
105	0.65	7.47	7.44	1.26	1.28	0.92	0.94
106	0.53	7.73	7.72	0.88	0.89	0.71	0.83
107	3.46	7.97	7.95	4.94	5.02	3.44	1.01
108	0.53	7.66	7.64	0.92	0.93	0.74	0.76
109	0.50	7.86	7.85	0.77	0.77	0.56	1.33
110	3.65	7.71	7.69	6.15	6.25	4.47	0.88
111	0.59	6.97	6.94	1.42	1.45	0.89	0.90

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

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

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

Cuadro 50. Valores de las formulaciones de la relación de adsorción de sodio, del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012.

No.	RAS original	RASaj ajustado				RAS° corregido	
		pH _c Experimental	pH _c Bower	Ras aj Exp	RAS aj Bower	RAS°	Ca°
1	0.87	8.12	8.12	1.12	1.12	0.91	1.21
2	0.89	8.22	8.22	1.06	1.06	0.88	1.28
3	2.49	7.32	7.32	5.18	5.19	2.63	1.55
4	1.00	7.95	7.95	1.45	1.46	1.09	1.31
5	0.84	8.22	8.22	1.00	1.00	0.85	1.19
6	0.83	8.26	8.25	0.95	0.95	0.81	1.31
7	1.14	7.75	7.75	1.88	1.88	1.32	1.24
8	4.49	7.53	7.52	8.40	8.43	6.03	1.15
9	0.79	8.20	8.20	0.95	0.95	0.69	1.44
10	0.44	7.50	7.50	0.84	0.84	0.60	1.39
11	0.37	7.77	7.77	0.60	0.60	0.46	1.34
12	0.47	7.62	7.62	0.84	0.84	0.64	1.76
13	0.43	7.53	7.53	0.80	0.80	0.59	1.37
14	0.43	7.59	7.59	0.77	0.78	0.58	1.36
15	4.32	7.55	7.55	7.98	8.00	5.19	1.15
16	1.05	8.07	8.07	1.39	1.40	1.17	1.13
17	0.68	8.17	8.17	0.83	0.83	0.74	1.09
18	3.67	7.54	7.54	6.82	6.83	4.58	1.23
19	0.97	7.56	7.56	1.79	1.79	1.20	1.37
20	0.89	7.96	7.96	1.28	1.28	1.08	1.14
21	1.23	8.02	8.02	1.69	1.69	1.15	1.48
22	1.15	7.68	7.68	1.98	1.98	1.44	1.17

... Cuadro 50

No.	RAS original	RASaj ajustado				RAS° corregido	
		pH _c Experimental	pH _c Bower	Ras _{aj} Exp	RAS _{aj} Bower	RAS°	Ca°
23	1.34	7.70	7.70	2.28	2.29	1.78	1.26
24	1.29	7.56	7.56	2.37	2.37	1.73	1.10

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

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

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

Cuadro 51. Valores de las formulaciones de la relación de adsorción de sodio, del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013.

No.	RAS original	RASaj ajustado				RAS° corregido	
		pH _c Experimental	pH _c Bower	Ras _{aj} Exp	RAS _{aj} Bower	RAS°	Ca°
1	0.83	8.20	8.20	0.99	0.99	0.82	1.03
2	4.85	7.56	7.54	8.95	9.03	5.55	0.80
3	6.82	7.69	7.68	11.64	11.75	7.06	1.27
6	1.38	7.30	7.28	2.89	2.92	1.62	2.22
7	0.85	8.47	8.47	0.79	0.79	0.76	1.09
8	0.86	8.19	8.19	1.04	1.04	0.83	1.19
9	1.20	7.84	7.84	1.87	1.88	1.27	1.47
10	3.77	7.66	7.65	6.57	6.62	4.20	1.11
11	0.86	8.22	8.22	1.01	1.01	0.81	1.19
12	2.68	7.90	7.90	4.02	4.04	2.82	1.07
13	1.20	7.90	7.89	1.80	1.81	1.24	1.45
14	4.12	7.42	7.40	8.18	8.24	4.84	1.13
15	2.91	7.82	7.81	4.61	4.63	3.13	1.08
16	1.84	8.51	8.50	1.64	1.65	1.60	0.99
17	3.19	7.61	7.60	5.72	5.76	3.63	1.10
18	5.44	7.98	7.97	7.74	7.80	5.70	0.76
19	3.94	7.52	7.51	7.39	7.44	4.50	1.01

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

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

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

7.2.5.3. Clasificación de las aguas residuales con base en el peligro de disminución de la infiltración

En las Figuras 60, 61, 62, 63, 64 y 65 se presenta la clasificación por riesgo de reducción de la infiltración en lo suelos, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013 (Cuadro 52), de acuerdo con la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) la relación de adsorción de sodio.

Cuadro 52. Clasificación del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, con base en el peligro de disminución de la infiltración, verano 2013 (1) y otoño 2012 (2) y primavera (3).

Formulaciones de RAS	Muestreo	Sin reducción	Reducción ligera o moderada	Reducción severa
		Número de aguas		
$\text{RAS} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}}$	1	86	25	-
	2	15	9	-
	3	7	12	-
$\text{RAS}^\circ = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}}$	1	76	35	-
	2	12	12	-
	3	6	13	-
$\text{RAS}_{\text{aj}} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}} [1 + (8.4 - \text{pH}_c)]$	1 Experimental	-	111	-
	1 Bower	-	111	-
	2 Experimental	7	17	-
	2 Bower	7	17	-
	3 Experimental	1	18	-
	3 Bower	1	18	-

Las concentraciones de sodio C_{Na^+} , calcio $C_{\text{Ca}^{2+}}$ y magnesio $C_{\text{Mg}^{2+}}$; están expresados en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$

Para verano 2103, se observa que a medida que se considera el sistema HCO_3^- - CO_3^{2-} , precipitación y dilución del CaCO_3 , en la formulación de relación de adsorción de sodio ajustada (RAS_{aj}), los problemas con la infiltración aumentan.

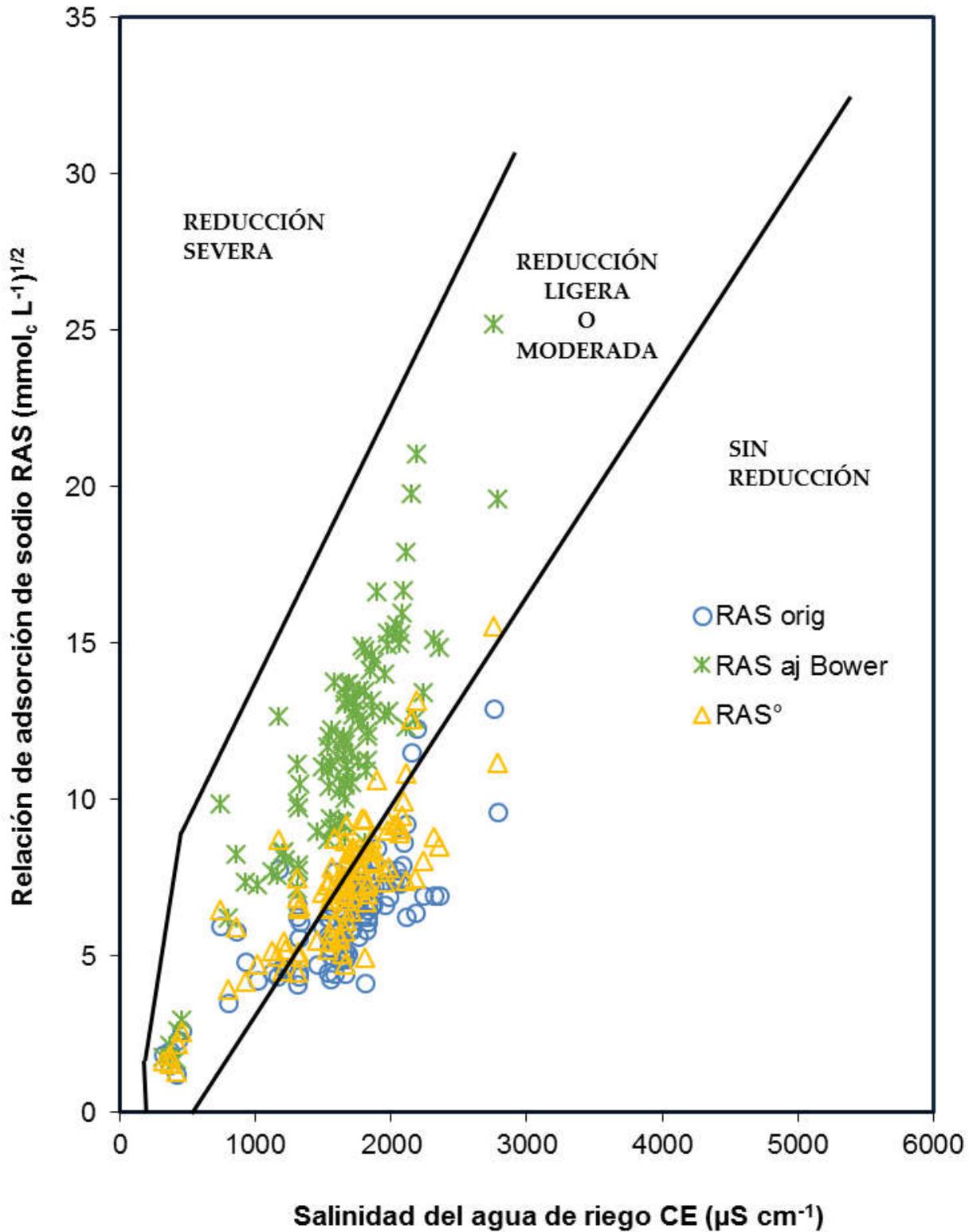


Figura 60. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013. RAS ajustado experimental-CE.

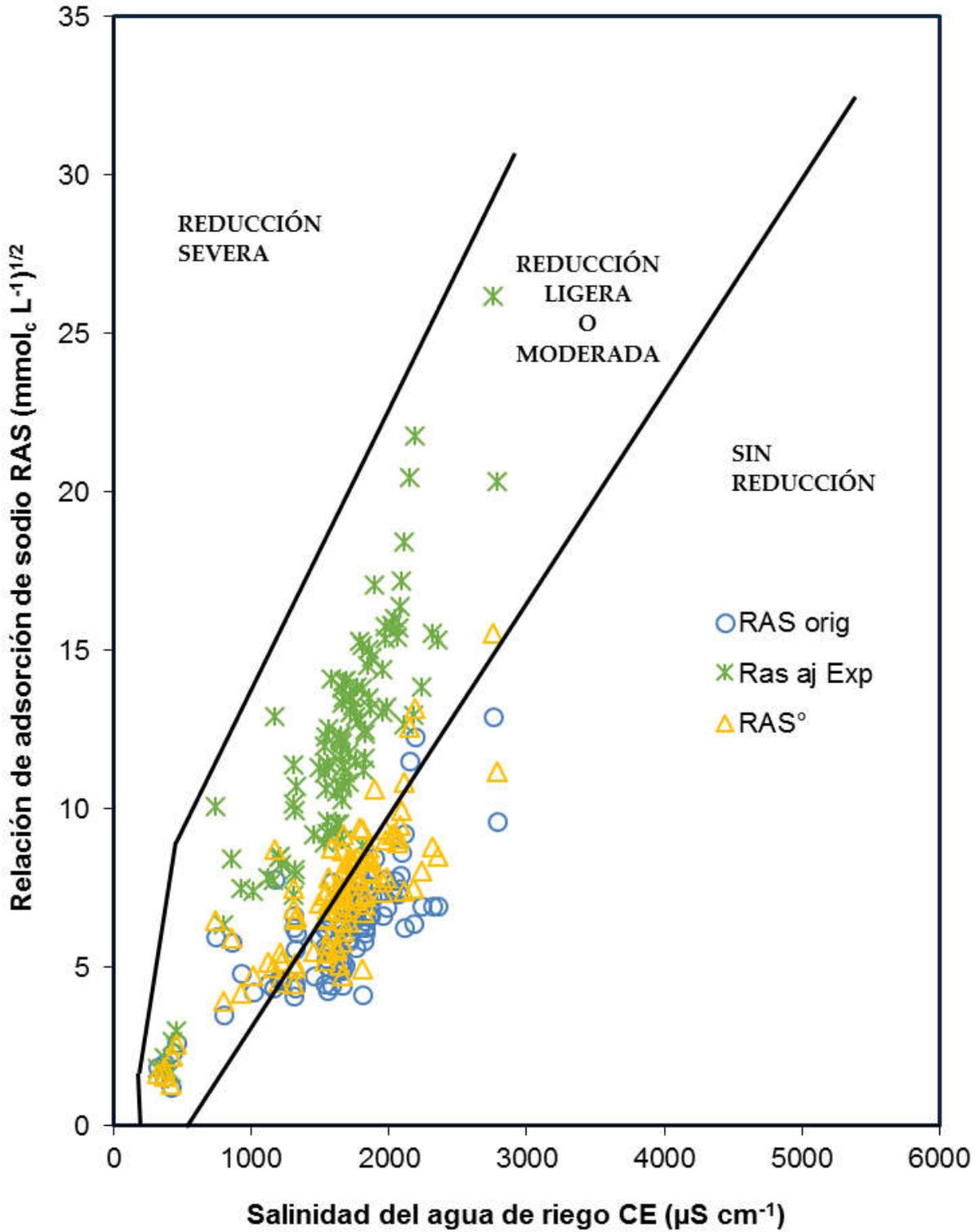


Figura 61. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013. RAS ajustado Bower-CE.

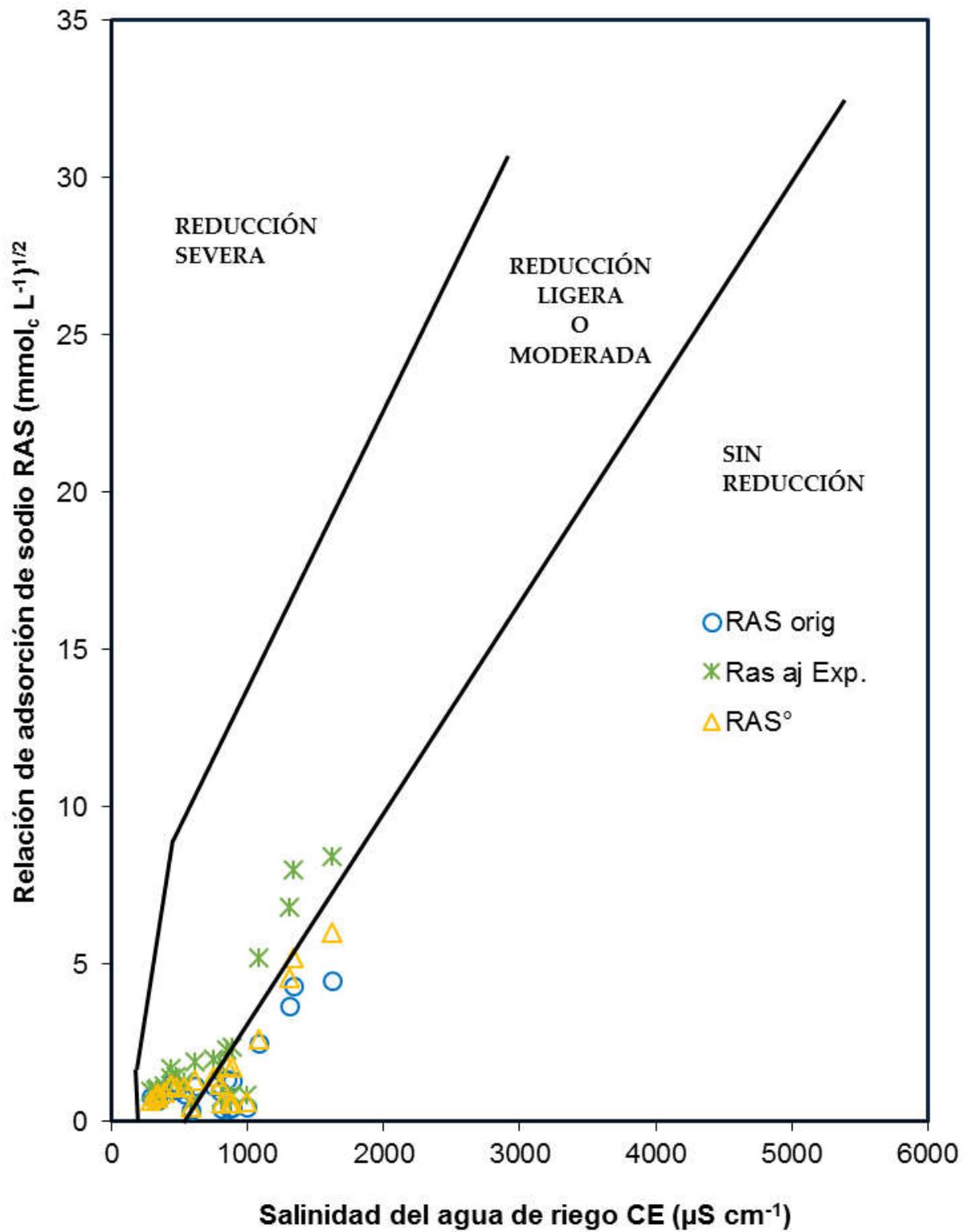


Figura 62. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012. RAS ajustado experimental-CE.

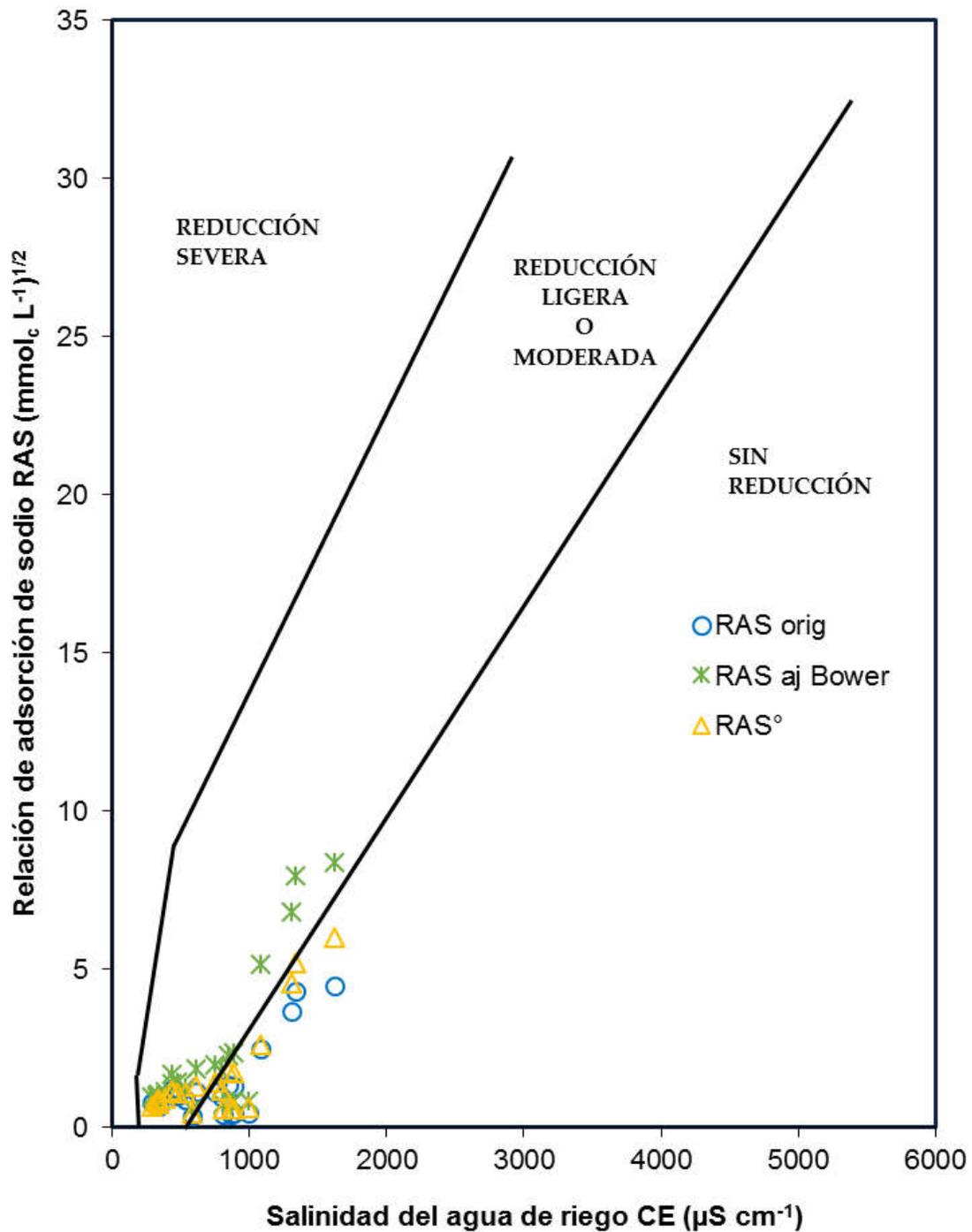


Figura 63. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012. RAS ajustado Bower-CE.

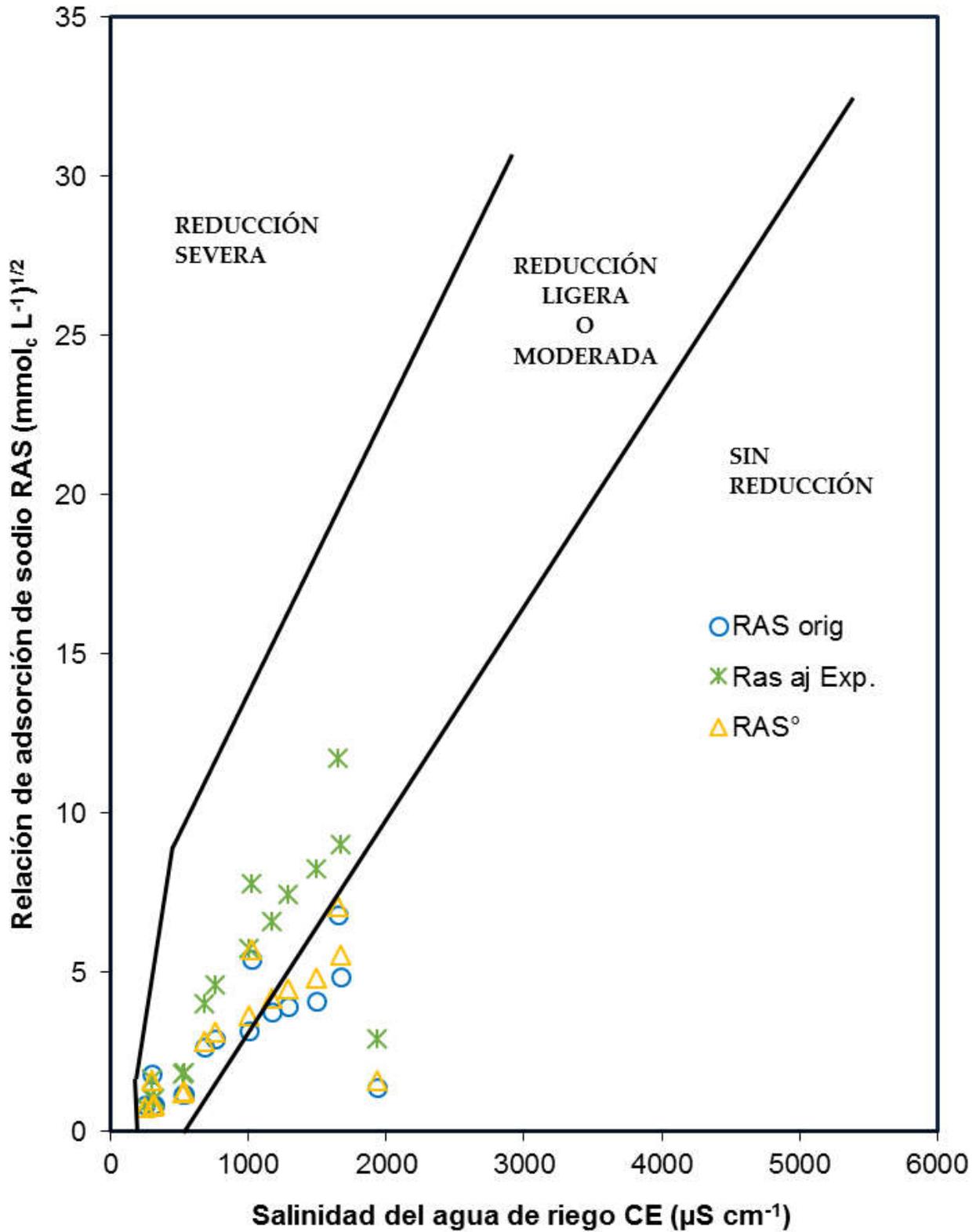


Figura 64. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013. RAS ajustado experimental-CE.

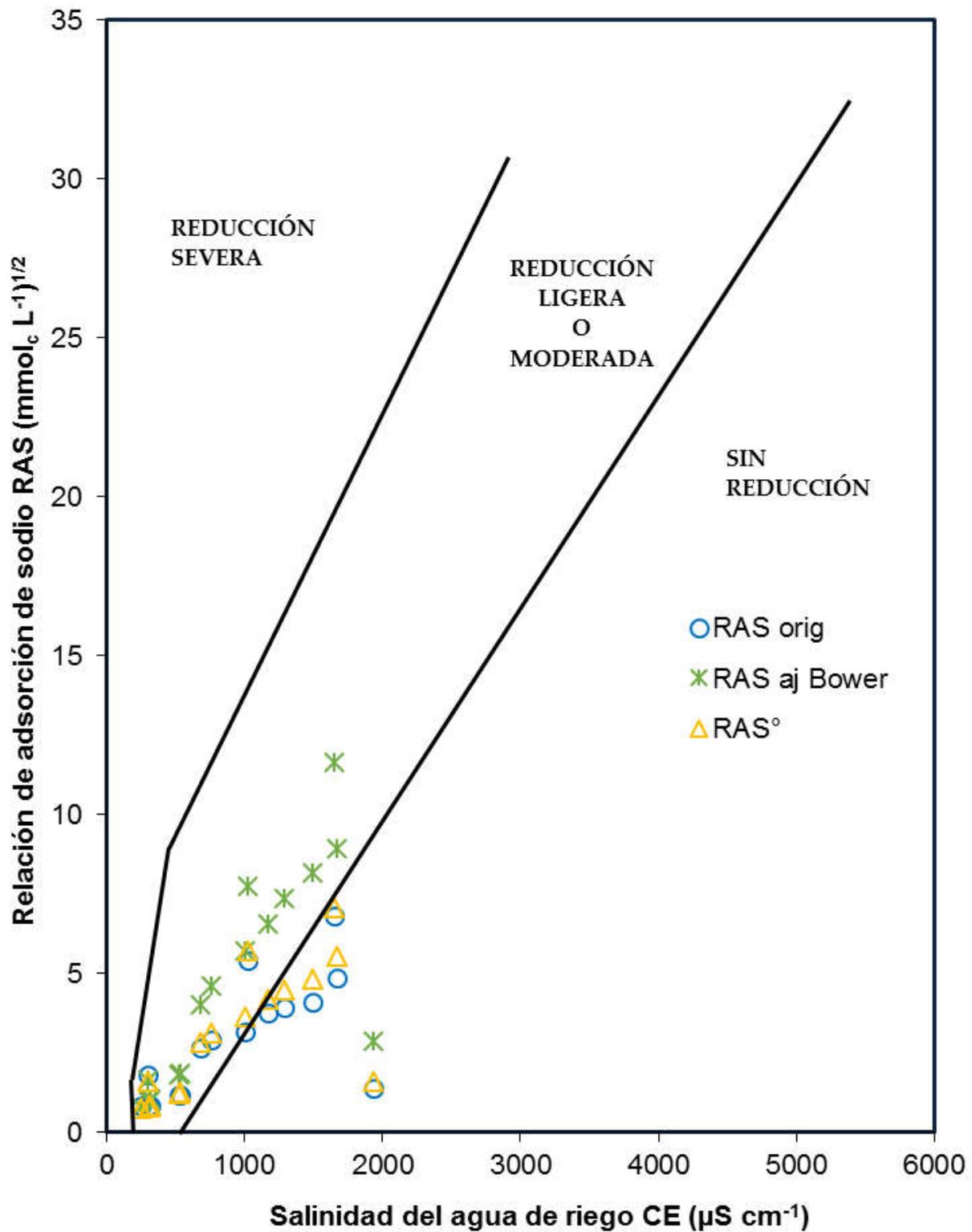


Figura 65. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013. RAS ajustado Bower-CE.

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 el suelo. De tal manera que el crecimiento y desarrollo de las plantas se ve afectado por una disponibilidad de agua.

La clasificación del agua con los diferentes RAS fue similar para los periodos de muestreo, otoño 2012 y primavera 2013, de la red Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, esto se debe a que las aguas presentan concentraciones importantes de calcio y magnesio comparadas con las de sodio.

7.2.5.4. Porcentaje de sodio intercambiable-relación de adsorción de sodio (PSI-RAS)

El propósito de inferir o predecir los valores del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) que se pudieran presentar en los suelos de los valles que son regados con aguas residuales urbano-industriales del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, las cuales presentaron diferentes valores de RAS es sus diferentes formulaciones RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS° , debido a la variabilidad de los suelos se utilizaron los siguiente valores del coeficiente de selectividad iónica de Gapon: $K_G=0.0072444$, $K_G=0.011861$ y $K_G=0.0168999$ (mmol L^{-1})^{-1/2} (Velázquez, 2001; Velázquez *et al.*, 2002). En las Figuras 61, 62 y 63, se presentan los porcentajes de sodio intercambiable PSI para RAS_{or} (a), RAS° (b), RAS_{aj} Experimental (c) y RAS_{aj} Bower (d), en sus respectivos campos coordinados PSI-RAS, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013 (Cuadro 53).

Cuadro 53. Campos coordinados de la relación funcional PSI-RAS, de las aguas del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013.

Relación de adsorción de sodio	Verano 2013	Otoño 2012	Primavera 2013
	Valor de los campos coordinados PSI-RAS		
RAS original	17.90	7.05	10.34
RAS corregido	20.83	9.24	10.66
RAS ajustado			
Experimental	29.89	12.43	13.14
Bower	30.69	12.46	13.24

Como se puede observar que en las aguas de la red México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán (muestreo verano 2013), predominan valores altos de sodio y su relación de adsorción de sodio, y al seguir su curso como la red Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, disminuye su concentración y su relación de adsorción de sodio, por efectos de dilución con aguas de baja concentración (Mercado, 2011).

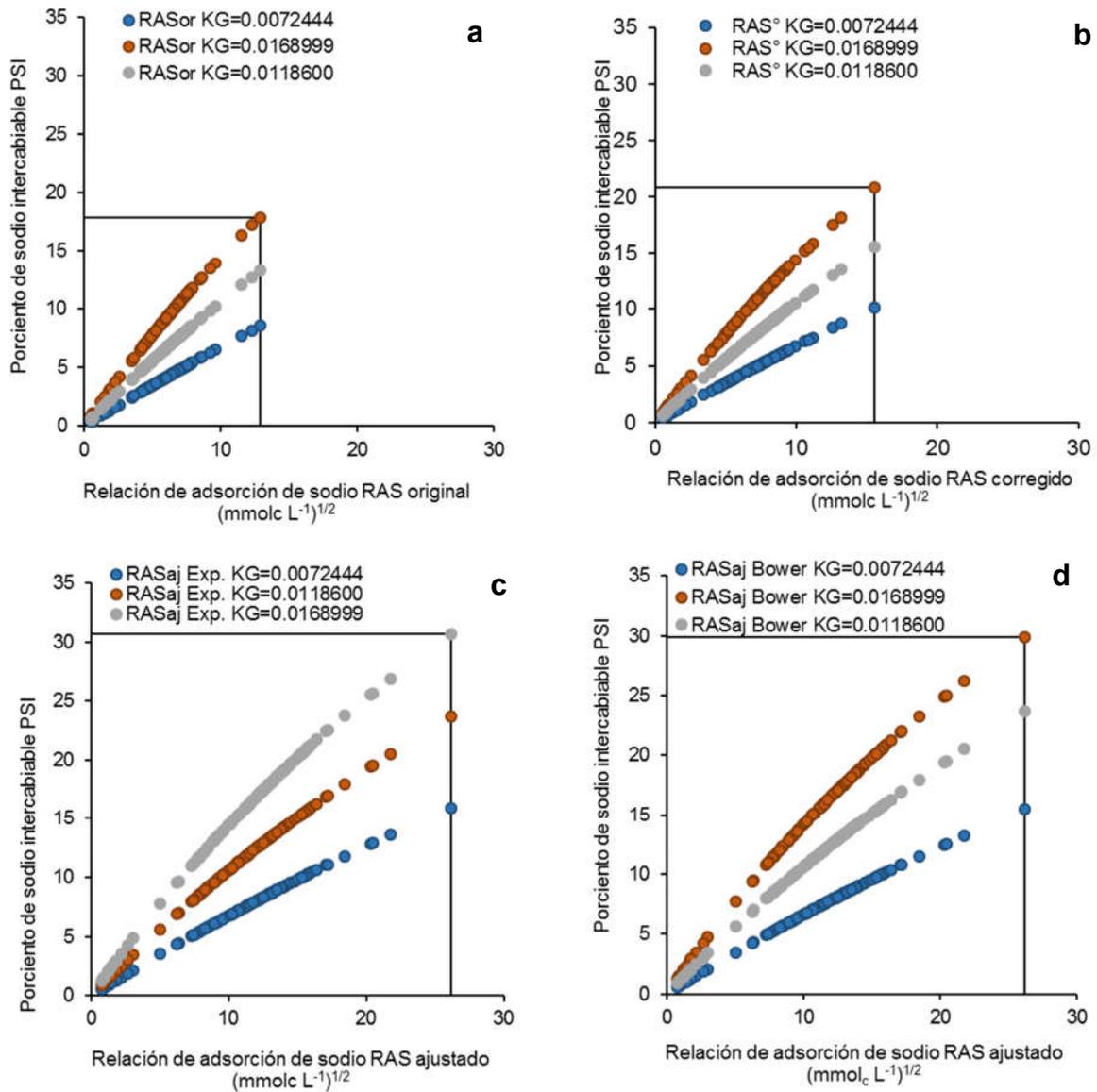


Figura 66. Relación funcional PSI-RAS (RAS_{or} (a), RAS^o (b), RAS_{aj} Experimental (c) y RAS_{aj} Bower (d), del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013.

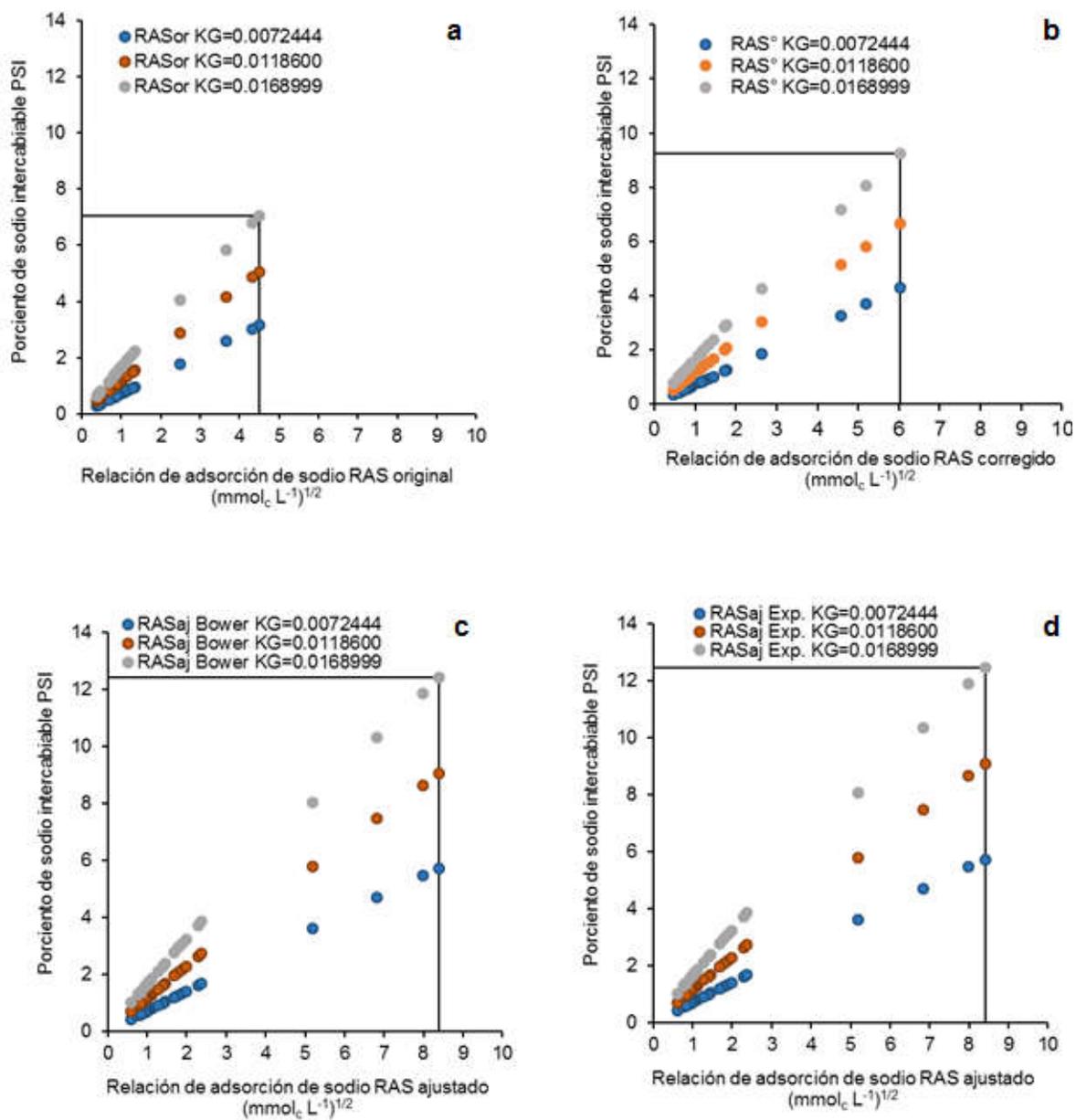


Figura 67. Relación funcional PSI-RAS (RAS_{or} (a), RAS° (b), RAS_{aj} Experimental (c) y RAS_{aj} Bower (d), del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, otoño 2012.

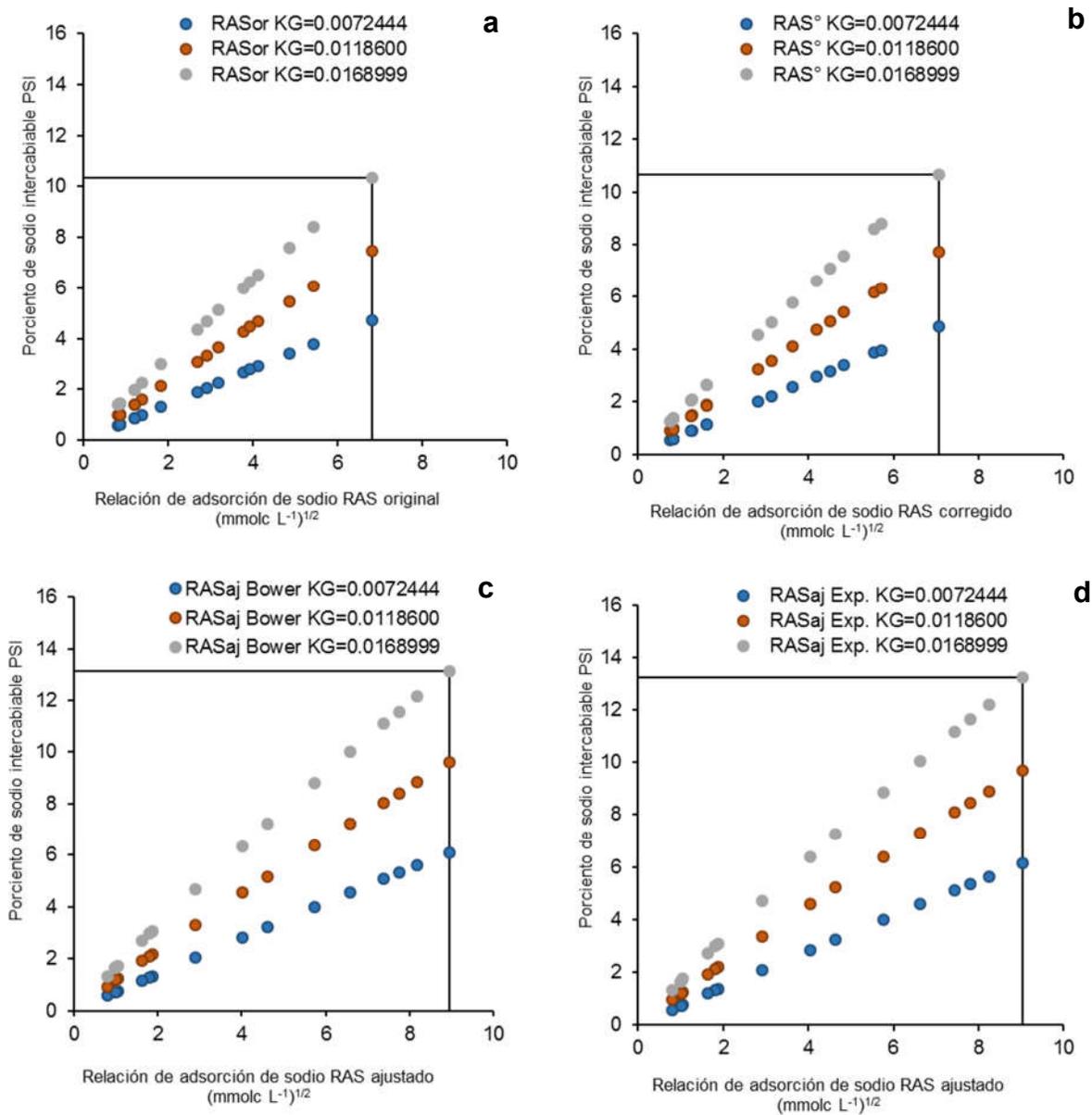


Figura 68. Relación funcional PSI-RAS (RAS_{or} (a), RAS_{aj} Experimental (c), RAS_{aj} Bower (d) y RAS° (b), del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, primavera 2013.

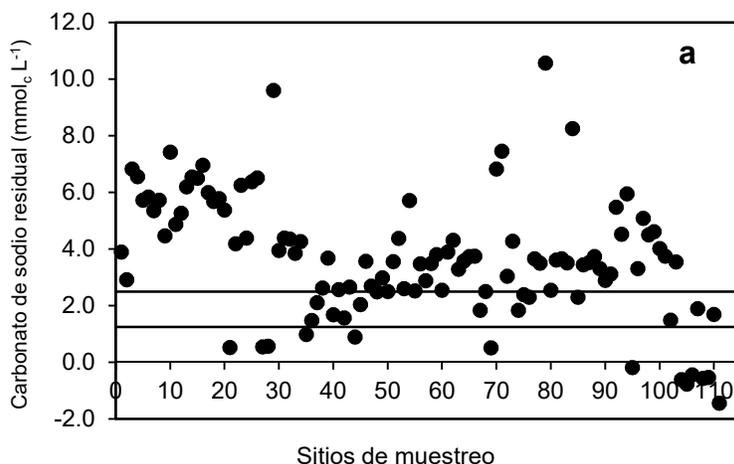
7.2.5.5. Carbonato de sodio residual

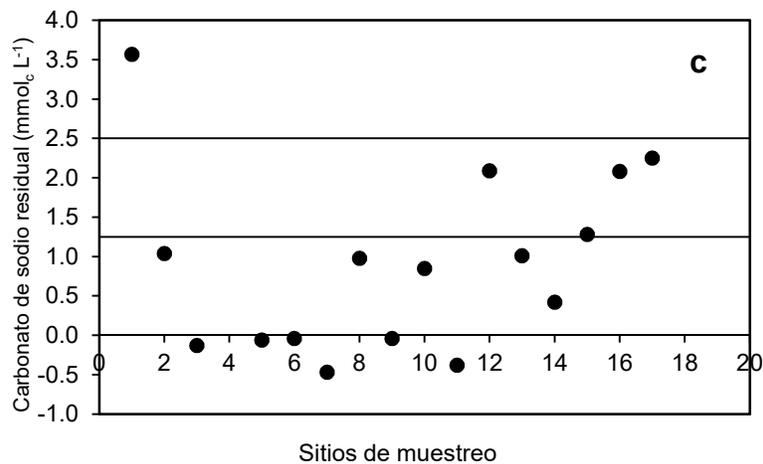
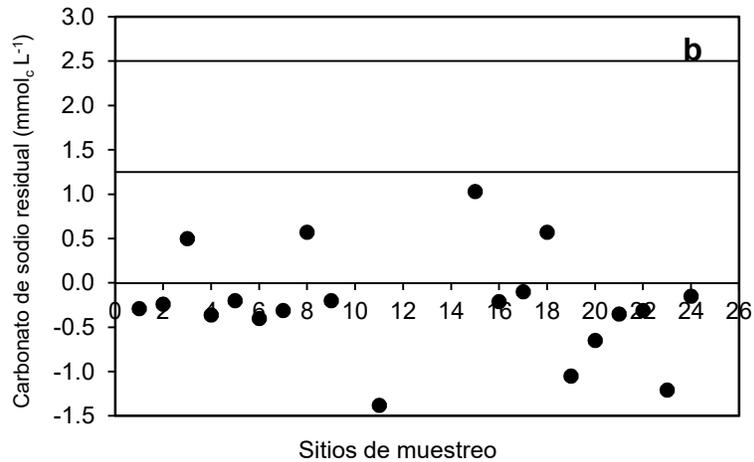
Este índice se utiliza para predecir la cantidad de Na₂CO₃ que quedará en la solución del suelo, después de que se precipiten el CaCO₃ y el MgCO₃, de tal manera, que la

concentración de Na^+ pueda ser suficiente para desplazar al Ca^{2+} y al Mg^{2+} del complejo de intercambio (Mancilla, 2012).

En la Figura 69 se presenta el contenido de carbonato de sodio residual del agua del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c). Se puede observar que en verano 2013 (a), el 76% de la población de agua (98 muestras) presentan valores mayores a $2.50 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ de CSR, las cuales se consideran no recomendables para el riego, el 12% de las muestras presenta una concentración entre $1.25\text{-}2.5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ de CSR, se clasifican como condicionadas para su uso en la agricultura, mientras que 12% (4 muestras) presentan valores menores a $1.25 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ de CSR, por lo tanto, son recomendables para el riego. Para el periodo otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c) la mayoría de las muestras presentan concentraciones bajas de CSR, en concentraciones menores a $1.25 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, por lo que son buenas para uso en el riego.

Se debe señalar, que para el empleo de las aguas residuales urbano-industriales que se le restringe su uso, requieren de mejoramiento, aplicar fuentes de iones de calcio Ca^{2+} , como lo son las aplicaciones de diferentes dosis de yeso agrícola.





CSR > 2.5 mmol_c L⁻¹ No recomendable, CSR = 1.25-2.5 mmol_c L⁻¹ Condicionada, CSR < 1.25 mmol_c L⁻¹ Buena

Figura 69. Distribución del agua residual de acuerdo con el carbonato de sodio residual (mmol_c L⁻¹), del sistema Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).

7.2.6. Clasificación de las aguas residuales con base en la toxicidad por Boro, Fosforo, Nitratos y Silicio

Los iones y elementos que se encuentran en las aguas en concentraciones superiores a las concentraciones de tolerancia pueden volverse tóxicos y estos pueden ser Cl⁻, Na⁺ y B (Ayers y Wescot ,1987; Mancilla, 2012).

7.2.6.1. Boro (B)

El boro es uno de los ocho micronutrientes esenciales para el normal desarrollo de los cultivos. La toxicidad del boro puede afectar prácticamente a todos los cultivos, cuando el boro ingresa a los suelos a través del agua de riego, su concentración en la solución, varía, debido a los procesos de adsorción y absorción en los sistemas arcillosos del suelo (Peterson and Newman, 1976; Goldert *et al.*, 2005). De acuerdo a Can (2011) la mayoría de las aguas superficiales contienen cantidades aceptables de boro, pero aguas de pozos profundos y aguas subterráneas contienen cantidades tóxicas de Boro.

En la Figura 21, se presenta la variación de boro en el agua residual, correspondiente al sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013. En el Cuadro 63 se presenta la clasificación del contenido de boro para verano 2013 (a), se puede señalar lo siguiente: 45 muestras de agua son clasificadas como buenas para riego, 66 como condicionadas. Para otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c) el 95% de las muestras son buenas para riego ya que presentan concentraciones menores a 0.7 mg L^{-1} .

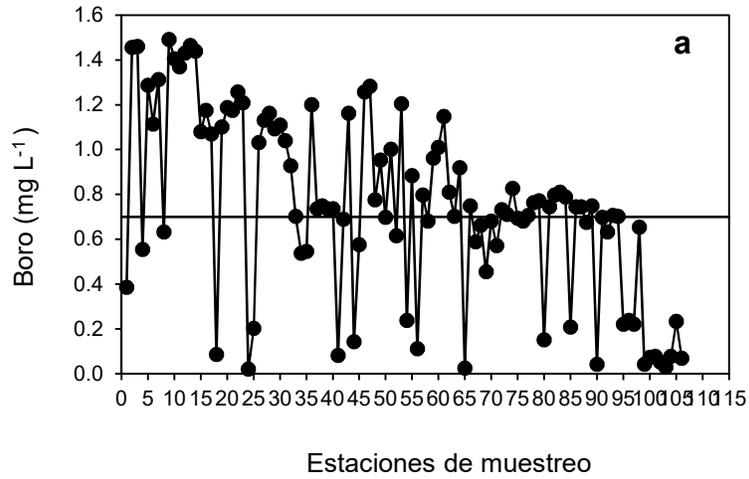


Figura 70. Contenido de boro (mg L^{-1}) en el agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a) y otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).

Cuadro 54. Clasificación de Boro del agua residual del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013. Se clasifica como buena (B), condicionada (C) y no recomendable (NR).

No.	Verano 2013		Otoño 2012		Primavera 2013	
	BORO	Clasificación	BORO	Clasificación	BORO	Clasificación
	mg L ⁻¹		mg L ⁻¹		mg L ⁻¹	
1	1.49	C	0.39	B	0.57	B
2	1.46	B	0.34	B	0.05	B
3	1.31	C	0.11	B	0.18	B
4	1.29	C	0.39	B	0.08	B
5	1.11	B	0.36	B	0.08	B
6	1.46	C	0.30	B	0.10	B
7	0.55	C	0.29	B	0.23	B
8	0.63	C	0.42	B	0.24	B
9	0.39	B	0.38	B	0.16	B
10	1.24	C	0.38	B	0.13	B
11	0.14	C	0.41	B	0.23	B
12	1.26	C	0.41	B	0.04	B
13	1.28	C	0.38	B	0.07	B
14	0.24	C	0.38	B	0.11	B
15	0.88	C	0.11	B	0.04	B
16	0.11	C	0.36	B	0.12	B
17	1.21	C	0.39	B	0.08	B
18	1.16	C	0.09	B	0.04	B
19	0.74	B	0.42	B	0.07	B
20	1.20	C	0.38	B	1.70	C
21	1.11	C	0.42	B	5.22	NR
22	0.75	C	0.42	B		
23	1.15	C	0.39	B		
24	0.96	C	0.42	B		
25	0.74	B				
26	0.74	B	Media	0.38	0.11	
27	0.78	C	Mediana	0.35	0.45	
28	0.70	C	Moda	0.38	0.08	
29	1.09	C	Des. Vest.	0.10	1.12	
30	1.04	C				
31	1.16	C				
32	1.13	C				
33	0.20	C				
34	1.17	C				
35	0.93	B				
36	0.70	B				

... Cuadro 54

Verano 2013								
No.	BORO	Clasificación	No.	BORO	Clasificación	No.	BORO	Clasificación
	mg L ⁻¹			mg L ⁻¹			mg L ⁻¹	
37	1.03	C	60	0.04	C	90	0.92	C
38	1.10	C	61	0.65	C	91	0.73	B
39	0.09	C	62	0.08	C	92	0.76	B
40	1.17	C	63	0.04	C	93	0.70	B
41	1.21	C	64	0.07	C	94	0.21	C
42	1.19	B	65	0.07	C	95	0.15	C
43	1.26	B	66	0.03	B	96	0.70	B
44	1.08	C	67	0.08	C	97	0.81	B
45	1.07	B	68	0.23	B	98	0.62	B
46	1.43	B	69	0.05	B	99	0.58	B
47	1.47	C	70	0.80	B	100	0.69	B
48	1.44	C	71	0.79	B	101	0.08	B
49	1.40	C	72	0.81	B	102	0.02	B
50	1.37	C	73	0.75	C	103	0.54	B
51	0.95	B	74	0.75	C	104	0.55	B
52	1.00	C	75	0.75	C	105	0.69	B
53	0.68	B	76	0.71	B	106	0.66	B
54	0.63	C	84	0.75	C	107	0.68	B
55	0.71	B	85	0.77	C	108	0.68	B
56	0.70	C	86	0.24	B	109	0.69	B
57	0.75	B	87	0.22	C	110	1.02	C
58	1.01	C	88	0.03	C	111	0.95	C
59	0.80	B	89	0.22	B			
	Mediana			0.75				
	Media			0.76				
	Moda			0.74				
	Des. vest			0.40				

7.2.6.2. Fósforo

El fósforo es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas, pero se encuentra en concentraciones bajas, por su tendencia a formar iones complejos y compuestos de baja solubilidad (Mancilla, 2012).

Los aportes de fósforo son limitados en condiciones naturales, pero las actividades antropogénicas aceleran este proceso, debido al empleo de grandes cantidades de detergentes y fertilizantes. Este fenómeno ocurre en el área de estudio, ya que los puntos con mayor contenido de fósforo son los que reciben vertidos de aguas residuales urbanas, industriales y lixiviados de fertilizantes de los campos agrícolas adyacentes.

Ayers y Wescot (1987) señalan, en las directrices para interpretar la calidad de las aguas para riego, que el contenido de fósforo como fosfato en las aguas de riego normales es de 0 a 2 mg L⁻¹.

Los contenidos de ortofosfatos (PO₄³⁻), se presentan en la Figura 71. Se observa que para verano 2013 (a), el contenido de fosfatos, el 60 % de la población de aguas tiene una concentración > 2.0 mg L⁻¹, lo que significa que no son recomendables para el riego, mientras que para otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c), el 100% de las muestras tienen una concentración menor de 2.0 mg L⁻¹, por lo que se clasifican como buena o recomendable para su uso en riego de cultivos. Es importante mencionar que las aguas que no se recomiendan para riego, sobrepasen los límites de clasificación que proponen Ayers y Wescot (1987) ya que esta área corresponde a la red México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán, y se debe recordar que es el inicio de los vertidos domésticos e industriales del área urbana, además de recibir lixiviados de fertilizantes durante su recorrido por los campos agrícolas.

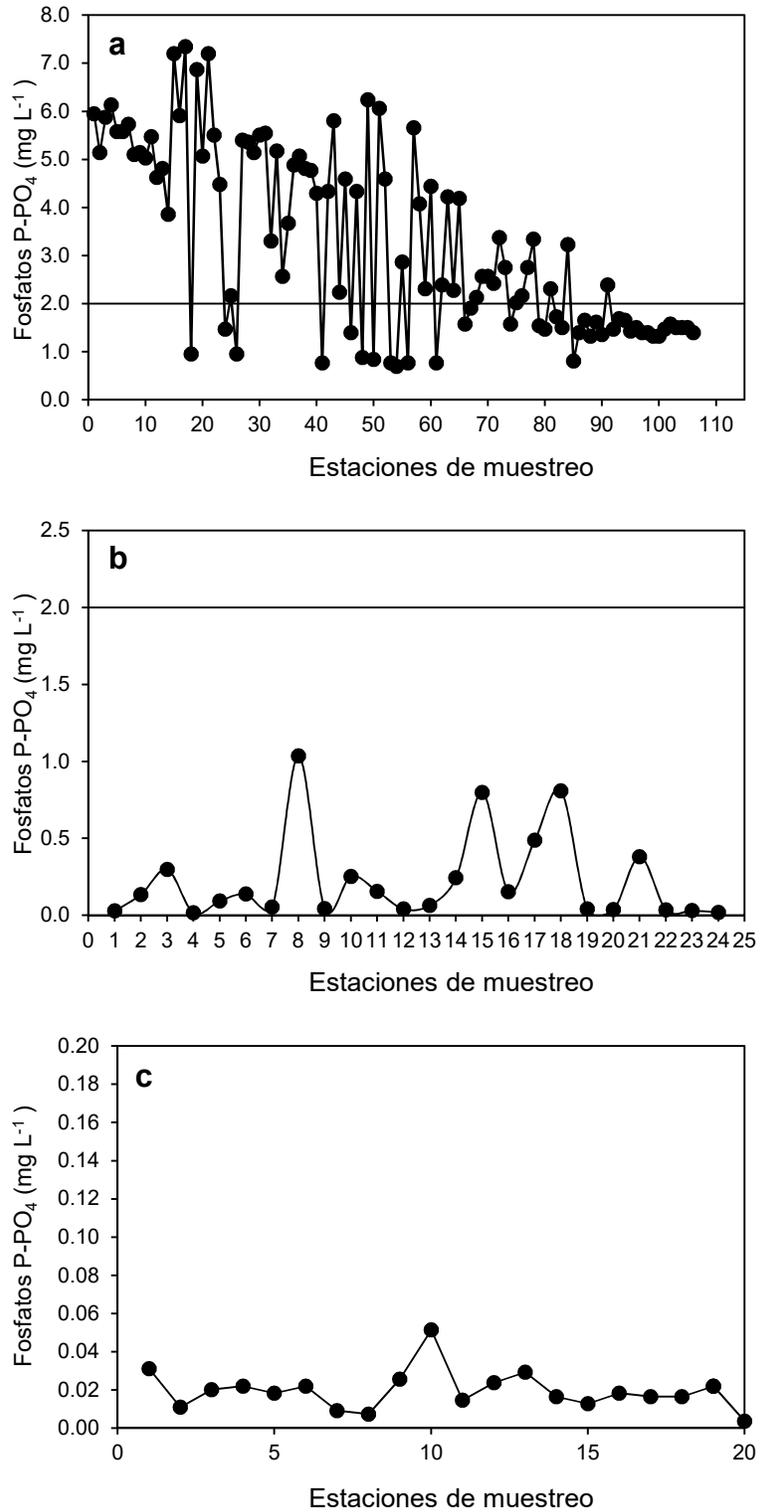


Figura 71. Contenido de fosfatos (P-PO₄³⁻) en (mg L⁻¹) en el agua residual, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012(b) y primavera 2013 (c).

Cuadro 55. Clasificación de fosfatos determinados como fosfatos (P-PO₄³⁻) del agua residual del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013. Buena (B), No recomendable (NR).

Otoño 2013			Otoño 2014			Primavera 2013		
No.	P-PO ₄ ³⁻	Clasificación	No.	PO ₄ ³⁻	Clasificación	No.	P-PO ₄ ³⁻	Clasificación
1	5.14	NR	1	0.03	B	1	0.03	B
2	5.14	NR	2	0.14	B	2	0.01	B
3	5.73	NR	3	0.30	B	3	0.02	B
4	5.58	NR	4	0.02	B	4	0.02	B
5	5.58	NR	5	0.09	B	5	0.02	B
6	5.88	NR	6	0.14	B	6	0.02	B
7	6.13	NR	7	0.06	B	7	0.01	B
8	5.11	NR	8	1.04	B	8	0.01	B
9	5.95	NR	9	0.04	B	9	0.03	B
10	5.51	NR	10	0.25	B	10	0.05	B
11	2.24	NR	11	0.16	B	11	0.01	B
12	1.40	B	12	0.04	B	12	0.02	B
13	4.33	NR	13	0.06	B	13	0.03	B
14	0.70	B	14	0.24	B	14	0.02	B
15	2.87	NR	15	0.80	B	15	0.01	B
16	0.77	B	16	0.15	B	16	0.02	B
17	0.77	B	17	0.49	B	17	0.02	B
18	5.80	NR	18	0.81	B	18	0.02	B
19	4.30	NR	19	0.04	B	19	0.02	B
20	4.89	NR	20	0.04	B	20	0.02	B
21	5.51	NR	21	0.38	B	21	0.00	B
22	4.81	NR	22	0.04	B			
23	0.77	B	23	0.03	B			
24	2.31	NR	24	0.02	B			
25	4.78	NR						
26	5.07	NR						
27	0.88	B	Mediana	0.11		Mediana	0.02	
28	0.84	B	Media	0.23		Media	0.02	
29	5.14	NR	Moda	-		Moda	0.02	
30	5.55	NR	Des. vest	0.28		Desv. Est.		
31	5.36	NR						
32	5.40	NR						
33	2.17	NR						
34	7.20	NR						

... Cuadro 55

Verano 2013

No.	P-PO ₄ ³⁻	Clasificación	No.	P-PO ₄ ³⁻	Clasificación
35	3.31	NR	74	1.62	B
36	5.18	NR	75	1.65	NR
37	0.96	B	76	2.76	NR
38	6.87	NR	77	2.17	NR
39	0.96	B	78	2.57	NR
40	5.91	NR	79	2.76	NR
41	4.48	NR	80	1.58	B
42	5.07	NR	81	2.42	NR
43	5.51	NR	82	1.91	B
44	7.20	NR	83	2.57	NR
45	7.35	NR	84	1.58	B
46	4.63	NR	85	1.54	B
51	4.81	NR	86	1.51	B
52	3.86	NR	87	1.43	B
53	5.03	NR	88	4.19	NR
54	5.47	NR	89	1.40	B
55	6.24	NR	90	2.28	NR
56	6.06	NR	91	3.38	NR
57	1.32	B	92	3.34	NR
58	1.47	B	93	2.39	NR
59	1.69	B	94	0.81	B
60	1.65	B	95	1.47	B
61	1.40	B	96	4.22	NR
62	4.44	NR	97	2.39	NR
63	5.66	NR	98	4.59	NR
65	1.36	B	99	4.59	NR
66	1.40	B	100	4.33	NR
67	1.47	B	101	0.77	B
68	1.32	B	102	1.47	B
69	1.32	B	103	2.57	NR
70	1.40	B	104	3.67	NR
71	1.51	B	105	2.02	NR
72	1.51	B	111	2.98	NR
73	2.31	NR			
Mediana		2.76	B		
Media		3.27	B		
Moda		1.51	B		
Des.vest		1.88	B		

7.2.6.3. Contenido de nitratos en el agua

El nitrógeno en los sistemas acuáticos se encuentra en formas inorgánicas: N₂, NH₄⁺, NO₂⁻ y NO₃⁻, En la Figura 72 se presenta la concentración de nitratos (N-NO₃) en el agua del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c). Se encontró que para primavera 2013 (a) el 77% (86 muestras) de la población

de aguas tiene valores mayores de 10.0 mg L^{-1} de nitratos, con un máximo de 49.56 mg L^{-1} . Estos valores de acuerdo con la clasificación de Porta *et al.* (2003) pertenecen a la categoría ultra-oligotrófico, de la eutroficación de las aguas. Lo que respecta al periodo otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c), el 100% de las muestras, presentan valores menores de 10.0 , con valor máximo de 6 mg L^{-1} , para otoño 2012 y 8 mg L^{-1} para primavera 2013.

7.2.6.4. Silicio en el agua

El silicio es el segundo elemento más abundante del planeta, se encuentra presente en la mayoría de las aguas. Se encuentra en aguas naturales en concentraciones $<10 \text{ mg L}^{-1}$, sin embargo, se pueden presentar aguas con presencia del silicio en cantidades mayores a 80 mg L^{-1} , como por ejemplo las aguas volcánicas, y aunque no presenta efectos tóxicos conocidos (Mancilla, 2012), el análisis del silicio en las aguas para riego ayuda a evitar la formación de depósitos duros de este elemento en el suelo agrícola.

En la Figura 73, se presentan los contenidos de SiO_2 en las muestras de agua del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c). Se encontró para (a) un 83% (92 muestras) tienen concentraciones $>20.0 \text{ mg L}^{-1}$ y 17% (19 muestras) son $< 20.0 \text{ mg L}^{-1}$. Para (b) se presenta que 92% (22 muestras) son menores a $< 20.0 \text{ mg L}^{-1}$ y solo el 8% presentan concentración $> 20.0 \text{ mg L}^{-1}$. Para primavera 2013 (c) se presenta un 86% (18 muestras) con concentraciones $< 20.0 \text{ mg L}^{-1}$ y solo el 14% (3 muestras) tienen concentraciones $> 20.0 \text{ mg L}^{-1}$.

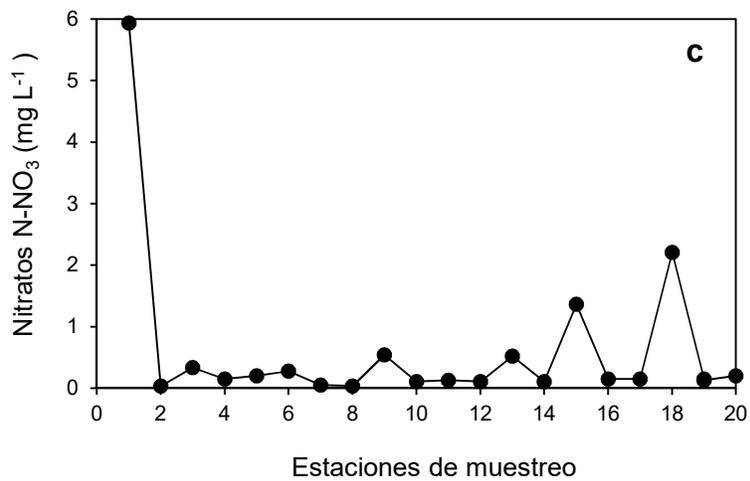
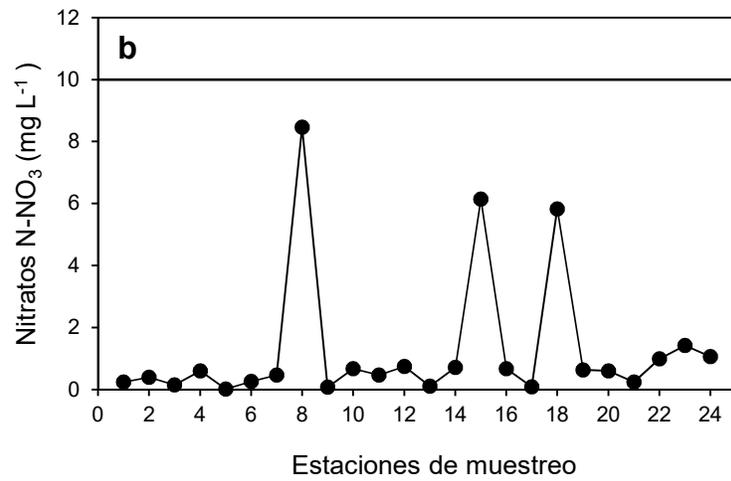
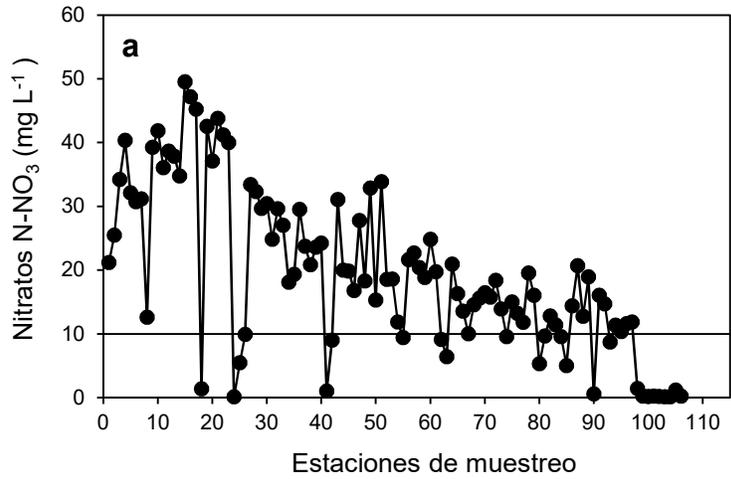


Figura 72. Contenido de nitrógeno N-NO₃ en el agua del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).

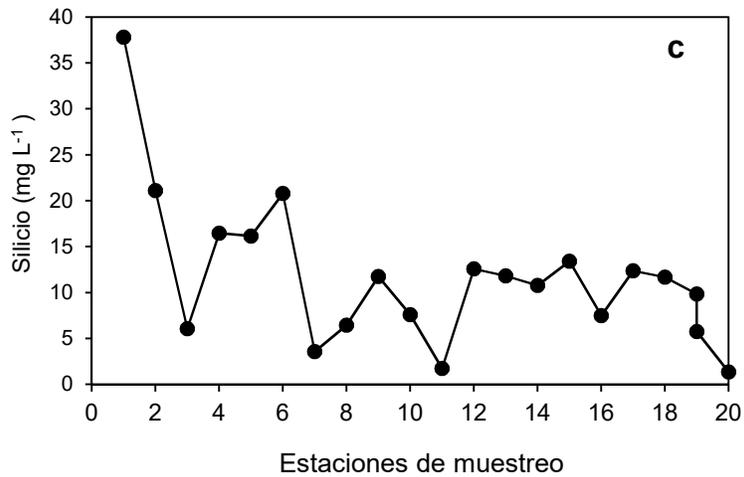
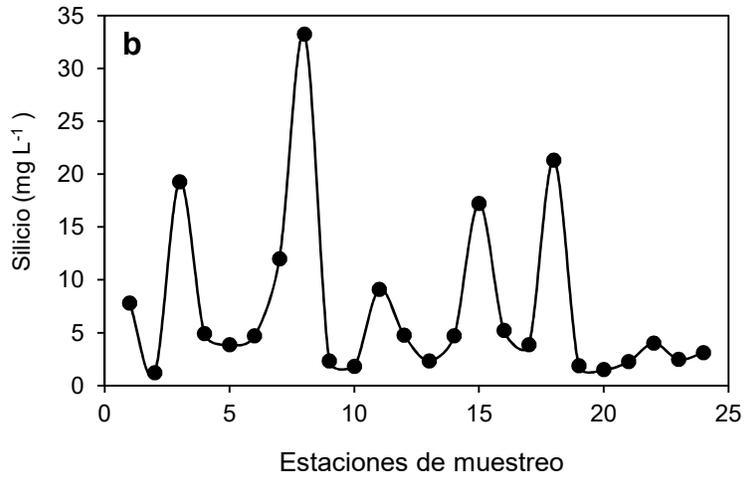
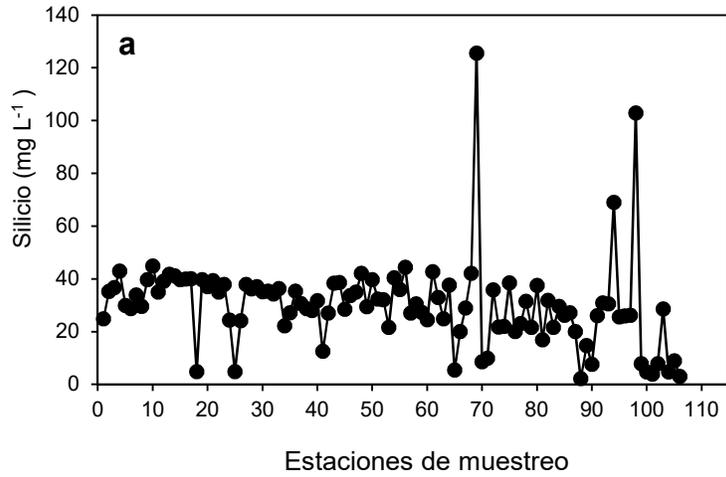
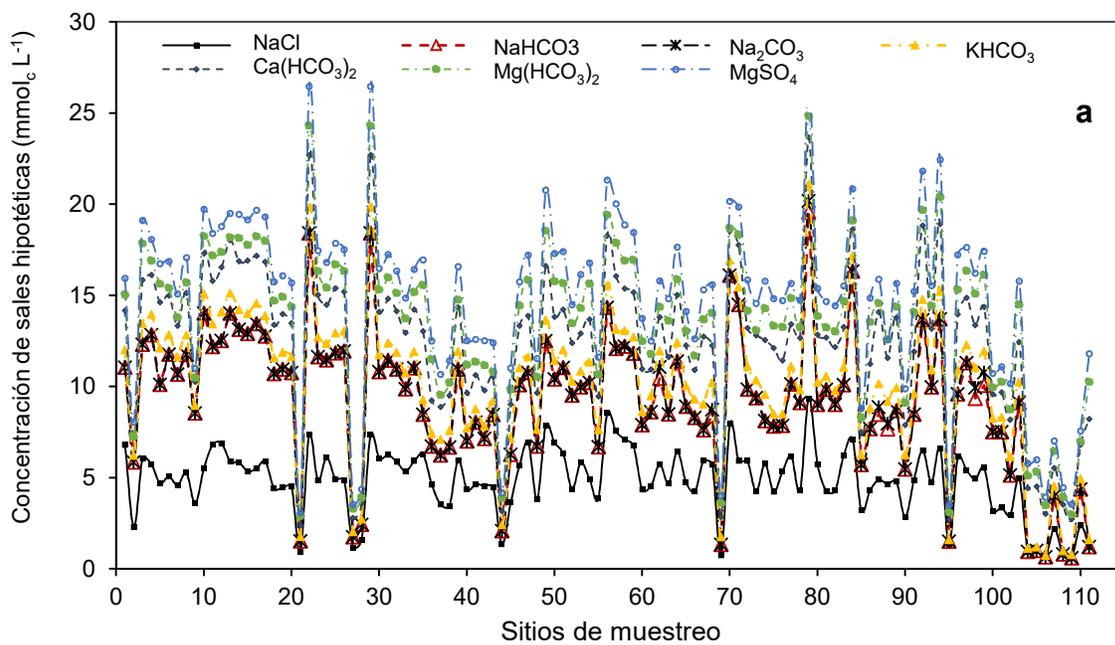


Figura 73. Contenido de silicio en el agua del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).

7.2.7. Determinación de las sales hipotéticas

En la Figura 74 se presenta la distribución de los tipos de sales hipotéticas del agua residual del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c). Para verano 2013 (a) se puede observar que el orden de predominancia es: $\text{NaCl} > \text{NaHCO}_3 > \text{Na}_2\text{CO}_3 > \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 > \text{KHCO}_3 > \text{Mg}(\text{HCO}_3)_2 > \text{MgSO}_4$, esto se debe a los altos contenidos de sodio y bicarbonatos, generado por los aportes de las aguas residuales urbano-industriales de productos como detergentes, ácidos sulfúrico y clorhídrico (Mercado, 2011).



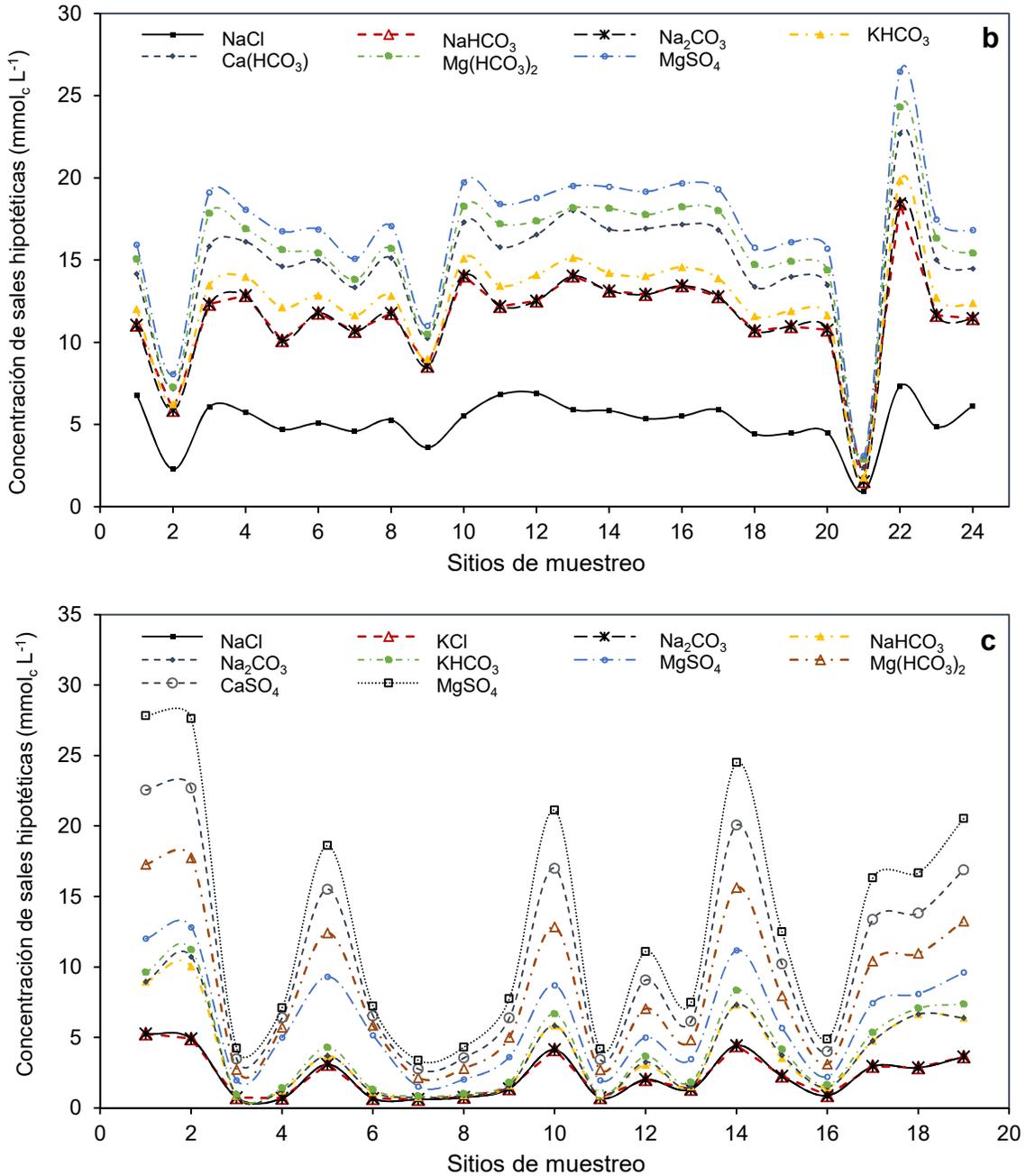
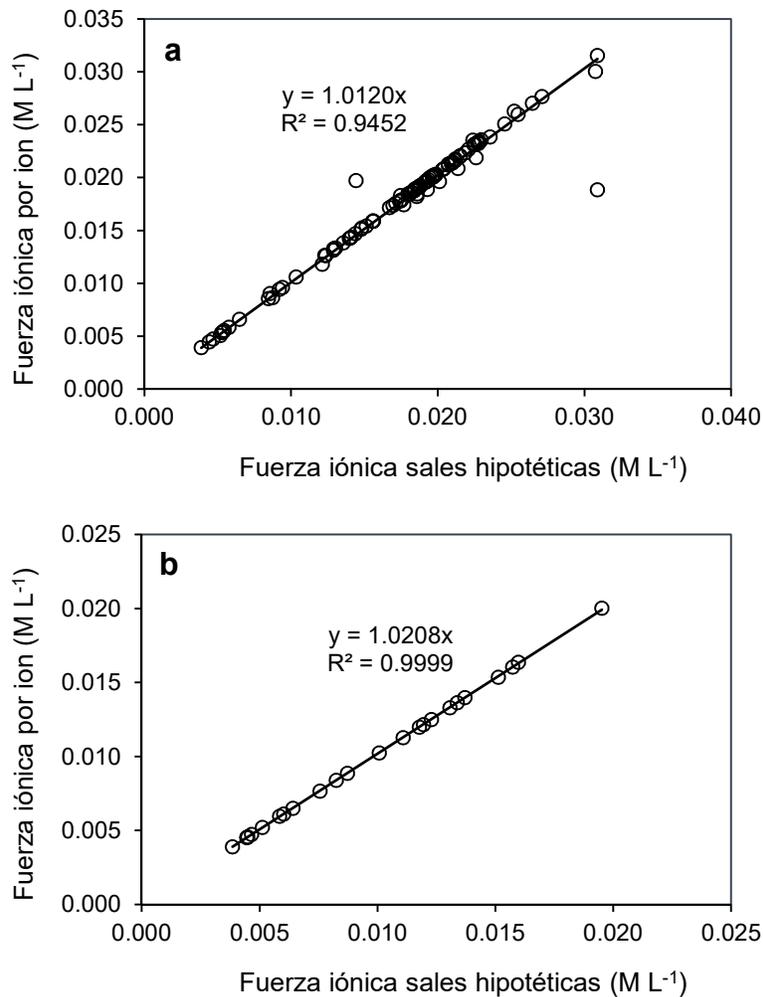


Figura 74. Distribución de sales hipotética del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).

Como se puede observar para la red comprendida entre Zimapán-Tamazunchale-Pánuco, el predominio de las sales hipotéticas es: $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 > \text{NaCl} > \text{Mg}(\text{HCO}_3)_2 > \text{MgSO}_4 > \text{KHCO}_3 > \text{NaHCO}_3 > \text{Na}_2\text{CO}_3$, esto se debe a los altos contenidos de los iones

calcio, magnesio y bicarbonato, propios de las zonas de caliza por donde escurren estas aguas (Mercado, 2011).

Las relaciones conjuntas de la fuerza iónica de las muestras de agua calculada para los iones individuales de las soluciones y la fuerza iónica calculada para las sales hipotéticas, del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013, se muestran en la Figura 75, los valores de las pendientes (1.012 - 1.0208- 1.0076). De aquí se admite que ambos métodos de cálculo de la fuerza iónica de las soluciones salinas son exactos.



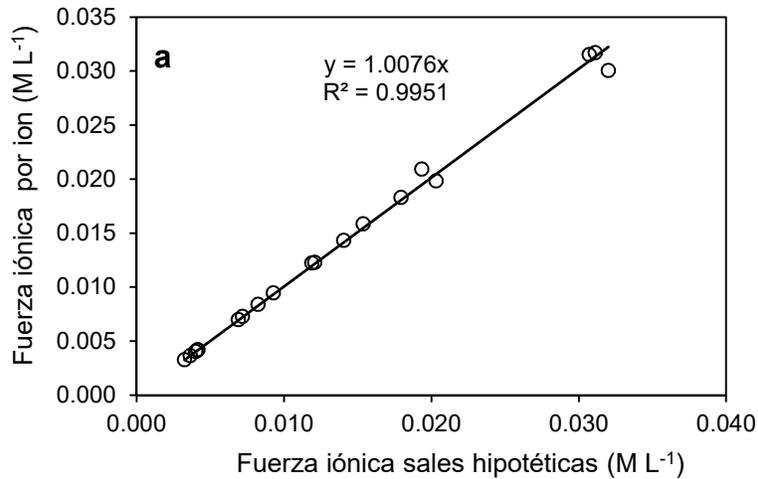


Figura 75. Relación entre la fuerza iónica de los iones individuales con la fuerza iónica de las sales hipotéticas del agua residual del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).

7.2.8. Clasificación hidrogeoquímica del agua del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013, otoño 2012 y primavera 2013

Con la finalidad de conocer la variación de las concentraciones sucesivas de los iones, Ca, Mg, Na, K, CO₃, Cl y SO₄ (Mancilla, 2012) del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco. Se empleó el diagrama de Piper para la clasificación hidrogeoquímica para las aguas. En la Figura 76, se presentan los diagramas de Piper del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013.

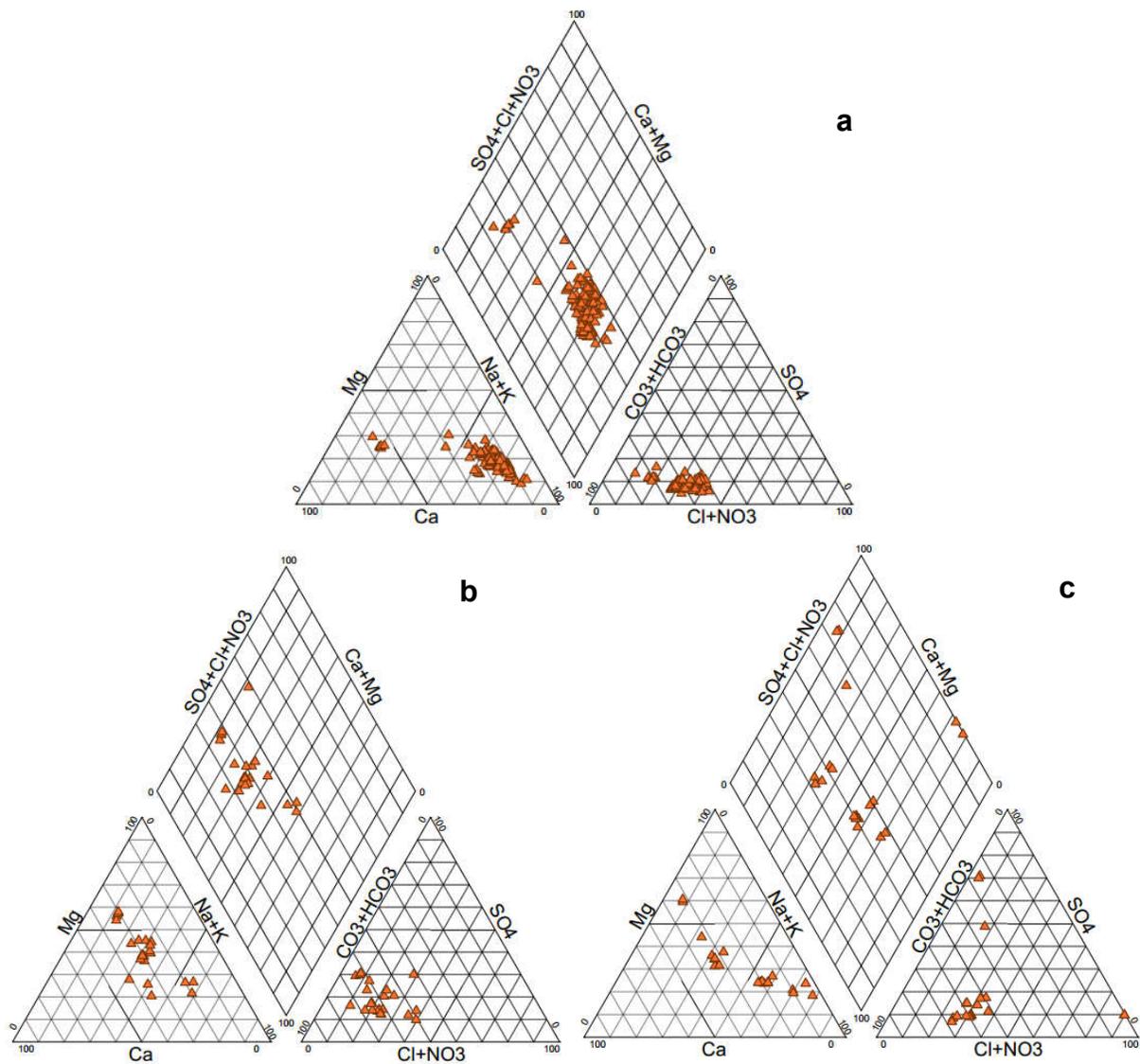


Figura 76. Clasificación hidrogeoquímica del agua del sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco, verano 2013 (a), otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c).

Para el muestreo de verano 2013 (a) el carácter dominante de estas aguas es bicarbonatada sódica. Para otoño 2012 (b) y primavera 2013 (c), existe una predominancia de aguas clasificadas como bicarbonatadas cálcicas. De aquí se concluye que las rocas que se encuentran en contacto con las aguas son rocas, ígneas en la mayoría del recorrido. Es importante mencionar que la concentración varía de acuerdo al periodo de muestreo, ya que se da el proceso de dilución y reconcentración.

8. CONCLUSIONES

8.1. Sistema hidrográfico Lerma-Chapala-Santiago

1. El tipo de aguas predominante de acuerdo a su composición iónica es clorhídrico-bicarbonatada- sódica.
2. En lo referente a los cationes, el sodio ocupa la mayor proporción y para los aniones el bicarbonato, predominando las sales bicarbonatadas de sodio, magnesio y calcio. Estas concentraciones altas de iones de bicarbonato confieren a la solución un régimen físico-químico de tendencia alcalina.
3. El 70 % de la población de aguas son de concentración baja, entre 250-750 $\mu\text{S cm}^{-1}$.
4. El coeficiente de la relación funcional $\text{mg L}^{-1} = \text{fa (CE)}$ fue de 0.6884, el cual corresponde a aguas de tipo bicarbonatadas.
5. Con pronóstico del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) a partir de las diferentes conceptualizaciones de la relación de adsorción de sodio $\text{RAS}(\text{RAS}_{\text{original}}, \text{RAS}_{\text{corregido}}$ y $\text{RAS}_{\text{ajustado}})$ se obtienen valores de $\text{PSI}_{\text{máximo}}$ y $\text{PSI}_{\text{mínimo}}$ en los suelos; se tiene $\text{PSI}-\text{RAS}_{\text{original}} = 7.63$, $\text{PSI}-\text{RAS}_{\text{corregido}} = 8.39$, y $\text{RAS}_{\text{ajustado}} = 12.36$; lo cual permite manejar adecuadamente las dosis de fuentes de calcio para el mejoramiento de suelos sódicos.
6. En cuanto al riesgo de reducción de la infiltración, las tres formulaciones del RAS ocasionan reducción ligera a moderada en el siguiente orden: $\text{RAS}_{\text{original}} = 97\%$, $\text{RAS}_{\text{corregido}} = 97\%$, y $\text{RAS}_{\text{ajustado}} = 97\%$.
7. El 89 %, de la población de aguas tiene valores menores a 2.5 mg L^{-1} de carbonato de sodio residual, lo cual las califica como, buena para riego.

8. El 100% tienen valores menores a 0.3 mg L^{-1} de Boro, lo cual la clasifica recomendable para su uso en la agricultura.
9. El 56% de las muestras de agua tiene valores $> 2.0 \text{ mg L}^{-1}$ de P-P₀₄, lo que la clasifica como no recomendable para riego.
10. En los contenidos de N-NO₃ se obtuvo un máximo de 49.56 mg L^{-1} , el 74% de las muestras tuvieron concentraciones $> 30 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NO₃.
11. En los contenidos de silicio el 85% de las muestras de agua tuvieron concentraciones mayores a 20 mg L^{-1} de silicio.
12. El orden de predominancia de las sales hipotéticas es: NaCl $>$ NaHCO₃ $>$ Na₂CO₃ $>$ Ca(HCO₃)₂ $>$ Mg(HCO₃)₂ $>$ KHCO₃ $>$ MgSO₄.
13. De acuerdo a la clasificación hidrogeoquímica establecida por Piper, las aguas superficiales de baja concentración son bicarbonatadas-sódicas.

8.2. Sistema hidrográfico Alto-Bajo Pánuco

8.2.1. Alto Pánuco (red hidrográfica México D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán)

1. El tipo de aguas predominante de acuerdo a su composición iónica es la clorhídrico-bicarbonatada-sódica.
2. En lo referente a los cationes, el sodio ocupa la mayor proporción y para los aniones el bicarbonato, predominando las sales bicarbonatadas de sodio, calcio y magnesio. Estas concentraciones altas de iones de bicarbonato confieren a la solución un régimen físico-químico de tendencia alcalina.
3. El 86 % de la población de aguas son altamente salinas, de concentración entre $750\text{-}2250 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$.

4. El coeficiente de la relación funcional $\text{mg L}^{-1} = f_a$ (CE) fue de 0.6989, el cual corresponde a aguas de tipo bicarbonatadas.
5. El porcentaje de sodio intercambiable (PSI) a partir de las diferentes conceptualizaciones de la relación de adsorción de sodio RAS ($\text{RAS}_{\text{original}}$, $\text{RAS}_{\text{corregido}}$ y $\text{RAS}_{\text{ajustado}}$) se obtuvieron los valores de $\text{PSI}_{\text{máximo}}$ y $\text{PSI}_{\text{mínimo}}$ en los suelos; y se tuvo $\text{PSI-RAS}_{\text{original}} = 17.90$, $\text{PSI-RAS}_{\text{corregido}} = 20.83$, y $\text{RAS}_{\text{ajustado}} = 29.89$.
6. En cuanto al riesgo de reducción de la infiltración, las tres formulaciones del RAS ocasionan reducción ligera a moderada en el siguiente orden: $\text{RAS}_{\text{original}} = 86\%$, $\text{RAS}_{\text{corregido}} = 76\%$, y $\text{RAS}_{\text{ajustado}} = 100\%$ ocasiona una reducción de ligera a moderada.
7. El 98%, de la población de aguas tiene valores mayores a 2.5 mg L^{-1} del carbonato de sodio residual, lo cual las califica como no recomendable para riego.
8. El 66% tienen valores mayores a 0.7 mg L^{-1} de Boro, lo cual la clasifica como condicionada para su uso en la agricultura.
9. En los contenidos de N-NO_3 se obtuvo que el 77% de las muestras de agua tuvieron concentraciones mayores 10 mg L^{-1} , con un máximo de 46.56 mg L^{-1} .
10. En los contenidos de silicio el 83% de las muestras de agua tuvieron concentraciones mayores a 20 mg L^{-1} .
11. El orden de predominancia de las sales hipotéticas es: $\text{NaCl} > \text{NaHCO}_3 > \text{Na}_2\text{CO}_3 > \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 > \text{KHCO}_3 > \text{Mg}(\text{HCO}_3)_2 > \text{MgSO}_4 >$.
12. De acuerdo a la clasificación hidrogeoquímica establecida por Piper, las aguas superficiales son bicarbonatadas-sódicas.

8.2.2. Bajo Pánuco (red hidrográfica Zimapán-Tamazunchale-Pánuco)

1. El tipo de aguas predominante de acuerdo a su composición iónica es clorhídrico-bicarbonatadas con un 74 % y un 21% de la población total de aguas es sulfático-clorhídrica.
2. En lo referente a los cationes, el calcio ocupa la mayor proporción y para los aniones el bicarbonato, predominando las sales bicarbonatadas de calcio, magnesio y sódicas. Estas concentraciones altas de iones de bicarbonato confieren a la solución un régimen físico-químico de tendencia alcalina.
3. El 86 % de la población tiene una salinidad media, con concentración entre 750-2250 $\mu\text{S cm}^{-1}$.
4. El coeficiente de la relación funcional $\text{mg L}^{-1} = \text{fa (CE)}$ fue de 0.6764, el cual corresponde a aguas de tipo bicarbonatadas, predominando las sales de $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ y $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$.
5. Los resultados del cálculo de la fuerza iónica a partir de los datos experimentales y generados a partir de la Ecuación de fuerza propuesta por Bower, indican que los dos métodos son correctos y exactos.
6. Con pronóstico del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) a partir de las diferentes conceptualizaciones de la relación de adsorción de sodio RAS ($\text{RAS}_{\text{original}}$, $\text{RAS}_{\text{corregido}}$ y $\text{RAS}_{\text{ajustado}}$) se obtienen valores de $\text{PSI}_{\text{máximo}}$ y $\text{PSI}_{\text{mínimo}}$ en los suelos; se tiene $\text{PSI}-\text{RAS}_{\text{original}} = 7.05$, $\text{PSI}-\text{RAS}_{\text{corregido}} = 9.24$, y $\text{RAS}_{\text{ajustado}} = 12.43$; lo cual indica que es bajo el riesgo de causar problemas con sodio, lo cual es coherente con los valores de CSR.
7. En cuanto al riesgo de reducción de la infiltración, las tres formulaciones del RAS no ocasionan reducción en el siguiente orden: $\text{RAS}_{\text{original}} = 63\%$, $\text{RAS}_{\text{corregido}} = 50\%$, y $\text{RAS}_{\text{ajustado}} = 89\%$, genera una reducción de ligera a moderada.

8. El 100%, de la población de aguas tiene valores menores a 2.5 mg L^{-1} de carbonato de sodio residual, lo cual las califica como buena para riego.
9. El 90% tienen valores menores a 0.3 mg L^{-1} de Boro, lo cual la clasifica recomendable para su uso en la agricultura.
10. En los contenidos de N- NO_3 se obtuvo que el 100% tiene concentraciones menores a 10 mg L^{-1} , y un máximo de 8 mg L^{-1} ,
11. En los contenidos de silicio el 92% de las muestras de agua tuvieron concentraciones menores a 20 mg L^{-1} .
12. El orden de predominancia de las sales hipotéticas es: $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 > \text{NaCl} > \text{Mg}(\text{HCO}_3)_2 > \text{MgSO}_4 > \text{KHCO}_3 > \text{NaHCO}_3 > \text{Na}_2\text{CO}_3$.
13. De acuerdo a la clasificación hidrogeoquímica establecida por Piper, las aguas superficiales de baja concentración son bicarbonatadas-cálcicas.

9. RECOMENDACIONES

1. Para aguas de composición iónica, bicarbonatadas-sódicas, se deben de agregar fuentes de calcio para prever los problemas de infiltración y mejorar en los suelos, en la relación $\frac{\text{Na}}{\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}}$.
2. Mientras que, para aguas de composición cálcico-magnésico-bicarbonatada de baja concentración. No requieren mejoramiento.
3. Determinar experimentalmente los valores del coeficiente de selectividad iónica de Gapon para diferentes suelos, de la zona de estudio.

10. LITERATURA CITADA

1. Abbas, S. T., M. Sarfraz, S. M. Mehdi, G. Hassan, and Obaid-Ur-Rehman. 2007. Trace Elements Accumulation in Soil and Rice Plants Irrigated with Contaminated Water. *Soil & Tillage Research*. 94:503-509.
2. Abdel, G. G., A. Arslan, A. Gaihbe, and F. Kadouri. 2005. The Effects of Saline Irrigation Water Management and Sal Tolerant Tomato Varieties on Sustainable Production of Tomato in Syria (1999-2002). *Agric. Water Manage.* 78:39-53.
3. Aceves N., E. y V. Palacios O. 1970. Instructivo para el muestreo, registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego agrícola. Colegio de Postgraduados. Chapingo.
4. Adams, F. 1971. Ionic Concentrations and Activities in Soil Solutions. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 35:420-426.
5. Akhter, J., R. Murray, K. Mahmood, K. A. Malik, and S. Ahmed. 2004. Improvement of Degraded Physical Properties of a Saline-Sodic Soil by Reclamation with Kallar Grass (*Leptochloa fusca*). *Plant and Soil*. 258:207-216.
6. Akinremi, O. O., and C. M. Cho. 1991. Phosphate and Accompanying Cation Transport in a Calcareous Cation-Exchange Resin System. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:959-964.
7. Alhammadi, M. S., and D. M. Millar. 2006. Effect of Ionic Strength and Sodium Adsorption Ratio on the Flocculation/Dispersion of Two Surface Soils from Eastern Arkansas. *Soil Sci.* 171(12):960-967.
8. Al-Shammiri, M., A. Al-Saffar, S. Bohamad, and M. Ahmed. 2005. Waste Water Quality and Reuse in Irrigation in Kuwait Using Microfiltration Technology in Treatment. *Desalination*. 185:213-225.

9. American Public Health Association. 1989. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17th edition. APHA, AWWA, WEF. Edition Port City Press, Baltimore, Maryland.
10. Amezketa, E. 2007. Use of an Electromagnetic Technique to Determine Sodidity in Saline-Sodic Soils. *Soil Use and Management*. 23:278-285.
11. Amrhein, C., and D. L. Suarez. 1991. Sodium-Calcium Exchange with Anion Exclusion and Weathering Corrections. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:698-706.
12. Arora, Y., and N. T. Singh. 1980. Effect of Amount of Leaching Water and Method of Calcium Application on the Reclamation of a Saline Sodic Soil. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 28(2):219-222.
13. Arora, Y., M. R. Chaudhary, and N. T. Singh. 1981. Dissolution Rate of Gypsum in Sodic Soils. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 29(3):361-365.
14. Ayers, R. S., and D. W. Westcot. 1987. La calidad del agua en la agricultura. Traducido al español por J. F. Alfaro. Estudio FAO Riego y Drenaje 29 Rev. 1. Roma.
15. Bajwa, M. S., O. P. Choudhary, and A. S. Josan. 1992. Effect of Continuous Irrigation with Sodic and Saline-Sodic Waters on Soil Properties and Crop Yields under Cotton-Wheat Rotation in Northwestern India. *Agric. Water Manage.* 22:345-356.
16. Baruah, T. C., R. Pal., S. R. Poonia and R. S. Siyag. 1983. Exchange Equilibria of Sodium *versus* Calcium and Potassium in Some Aridisols. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 31:394-402.
17. Beletse, Y. G., J. G. Annandale, J. M. Steyn, I. Hall, and M. E. Aken. 2008. Can Crops be Irrigated with Sodium Bicarbonate Rich CBM Deep Aquifer Water? Theoretical and Field Evaluation. *Ecol. Eng.* 1-11.

18. Bhardwaj, A. K., U. K. Mandal, A. Bar-Tal, A. Gilboa, and G. J. Levy. 2008. Replacing Saline-Sodic Irrigation Water with Treated Wastewater: Effects on Saturated Hydraulic Conductivity, Slaking, and Swelling. *Irrig. Sci.* 26:139-146.
19. Bingham, F. T. 1982. *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, Agronomy Monograph No. 9. (2nd Edition)- pp 431-447.
20. Bower, C. A. 1959. Cation-Exchange Equilibria in Soils Affected by Sodium Salts. *Soil Sci.* 88:32-35.
21. Bower, C. A., G. Ogata, and J. M. Tucker. 1968. Sodium Hazard of Irrigation Waters as Influenced by Leaching Fraction and by Precipitation or Solution of Calcium Carbonate. *Soil Sci.* 106(1):29-34.
22. Bower, C. A., L. V. Wilcox, G. W. Akin, and M.G. Keyes. 1965. An Index of the Tendency of CaCO_3 to Precipitation from Irrigation Waters, *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 29:91-92
23. Bower, C.A., and J. O. Goertzen. 1955. Negative Adsorption of Salts by Soils. *Soil Sci. Soc. Proc.* 19:147-151.
24. Carmassi, G., L. Incrocci, R. Maggini, F. Malorgio, F. Tognoni, and A. Pardossi. 2007. An aggregated Model for Water Requirements of Greenhouse Tomato Grown in Closed Rockwool Culture with Saline Water. *Agric. Water Manage.* 88:73-82.
25. Causapé, J., L. Auqué, Ma. J. Gimeno, J. Mandado, D. Quilez, and R. Aragües. 2004. Irrigation Effects on the Salinity of the Arba and Riguel Rivers (Spain); Present Diagnosis and Expected Evolution Using Geochemical Models. *Env. Geol.* 45:703-715.
26. Chahal, R. S., and R. N. Kundu. 1985. Ameliorating Effects of Pyrites as Influenced by CaCO_3 in Saline Sodic Soils. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 33:635-640.

27. Chauhan, C. P. S., and B. R. Tripathi. 1983. Reclamation Studies on Highly Saline-Sodic Soil of Semi-arid Tract in Uttar Pradesh. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 31:587-595.
28. Chawla, K. L., and I. P. Abrol. 1982. Effect of Gypsum Fineness and Method of Incorporation on Reclamation of Sodic Soils. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 30(3):348-352.
29. Chirinos I. J., y M. E. Mattiazzo 2004. Variación de la conductividad hidráulica en suelos saturados, en función de la concentración de sodio presente en residuo agroindustrial. *Revista Facción Agronómica. (LUZ).* 21:1-11.
30. Choudhary, O. P. B., S. Ghuma, A. S. Josan, and M. S. Bajwa. 2006. Effect of Alternating Irrigation with Sodic and Non-Sodic Water on Soil Properties and Sunflower Yield. *Agric. Water Manage.* 85:151-156
31. Choudhary, O. P., A. S. Josan, and M. S. Bajwa. 2001. Yield and Fibre Quality of Cotton Cultivars as Affected by the Build-up of Sodium in the Soils with Sustained Sodic Irrigations under Semi-Arid Conditions. *Agricultural Water Management.* 49:1-9.
32. Cifuentes E., Bluentha U., G. Ruiz-Palacios G. Bennett S., y A. Peasey. 1994. Escenario epidemiológico del uso agrícola del agua residual: El Valle del Mezquital, México. *Salud Pública.* 36(1):3-9.
33. Comisión Nacional del Agua. 1995. Propuesta para la creación del centro de estudios sobre uso de aguas residuales en el Valle del Mezquital. México, D. F. Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Gerencia Regional de Aguas del Valle de México.
34. Coras M., P. M. 2000. Calidad química del agua para riego. Universidad Autónoma Chapingo. Fitotecnia. Texcoco, Edo. de México.
35. Crescimanno, G. and P. Garofalo. 2006. Management of irrigation with saline water in cracking clay Soils. *Soil Science Society American Journal.* 70: 1774-1787.

36. Crosbie, R. S., J. D. Hughes, J. Friend and B. J. Baldwin. 2007. Monitoring the Hydrological Impact of Land use Change in a Small Agricultural Catchment Affected by Dryland Salinity in Central NSW, Australia. *Agric. Water Manage.* 88:43-53.
37. Custodio E., y R. Llamas. 1996. *Hidrología Subterránea*. 2 tomos. Ed. Omega S.A., Barcelona, España. p. 2350.
38. Del Valle, F. H. 2004. *El agua en la naturaleza*. Ed. Universidad Autónoma Chapingo. México. Greenfacts, 2009. <http://www.greenfacts.org/es/recursos-hidricos/recursos-hidricos-foldout.pdf>.
39. Deo, Ch., and P. Lal. 1982. Effect of Water Quality and Moisture Regime on Soil Properties and Yield of Mustard and Taramira (*Eruca sativa*). *J. Indian Soc. Soil Sci.* 30(3):411-414.
40. Doering, E. J., and W. O Willis. 1980. Effect of Soil Solution Concentration on Cation Exchange Relationships. *Proc. Inter. Symp. On Salt-Affected Soils*. Karnal, India.
41. Doneen, L. D. 1975. Water Quality for Irrigated Agricultural. *In: A. Poljakoff, Mayber A., and J. Gale (eds.). Plant in Saline Environments*. Springer-Verlang. New York. U. S. A.
42. Eaton, F. M. 1950. Significance of Carbonates in Irrigation Waters. *Soil Sci.* 69:123-133.
43. Endo, T., S. Yamamoto, T. Honna, and E. Eneji. 2002. Sodium-Calcium Exchange Selectivity as Influenced by Clays Minerals and Composition. *Soil Sci.* 167(2):117-125.
44. Evangelou, V. P., and F. J. Coale. 1987. Dependence of the Gapon Coefficient on Exchangeable Sodium for Mineralogically Different Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:68-72.

45. Evangelou, V. P., and R. E. Phillips. 1987. Sensitivity Analysis on the Comparison between the Gapon and Vanselow Exchange Coefficients. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:1473-1479.
46. Evangelou, V. P., and M. Marsi. 2003. Influence of Ionic Strength on Sodium-Calcium Exchange of Two Temperature Climate Soils. *Plant and Soil.* 259:307-313.
47. Flores, J., A. Becerril R., V. Gonzales H., L. Tijerina C., y T. Vásquez R. 2005. Crecimiento vegetativo y floral del crisantemo [*Dendranthema x grandiflorum* (Ramat) Kitamura] en respuesta a la presión osmótica de la solución nutritiva. *Revista Chapingo Serie Horticultura* 11(2): 241-249.
48. Fox, R. H. 1968. The Effect of Calcium and pH on Boron Uptake from High Concentrations of Boron by Cotton and Alfalfa. *Soil Sci.* 106(6):435-439.
49. Frenkel, H., and N. J. Alperovitch. 1984. The Effect of Mineral Weathering and Soil Solution Concentration on ESR-SAR Relationships of Arid and Semi-Arid Zone Soils from Israel. *J of Soil Sci.* 35:367-372.
50. Frenkel, H., A., and W. A. Hadas. 1978. The Effect of Salt Precipitation and High Sodium Concentrations on Soil Hydraulic Conductivity and Water Retention. *Water Resour. Res.* 14:217-221.
51. Gorbunov, N. I. 1967. *Pochbieni y Koloidiy I ij Srachenice dlia plodo Rodya.* Izdatielstvo Nauta. Moscú (En Ruso).
52. Goyal, R. S., and B. L. Jain. 1982. Use of Gypsum in Modifying Crust Conductive Conditions in Saline Water Irrigated Soils. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 30(4):447-454
53. Grattan, S. R., and C. M. Grieve. 1994. Mineral Nutrient and Response by Plants Grown in Saline Environments. pp. 203-226. *In:* M. Pessarakly (ed.) *Handbook of Plant and Crops Stress.* Marcel Decker Inc. New York.

54. Greenberg, A. E. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th edition. APHA, AWWA, WEF.
55. Griffin, R. A., and J. J. Jurinak. 1973. Estimation of Activity Coefficients from the Electrical Conductivity of Natural Aquatic Systems and Soil Extracts. *Soil Sci.* 116(1):26-30.
56. Guerasimov, Ya., V. Dreving, E. Eriomin, A. Kiseliiov, V. Lebeder, G. Panchenkov, and A. Shliguin. 1971. Teoría de los electrolitos. Traducción al español de González Marín Salvador. pp. 404-432 *In*: Curso de Química Física. Cap. 16. Tomo II. Editorial MIR. Moscú.
57. Gupta, I. C. 1983. Concept of Residual Sodium Carbonate in Irrigation Waters in Relation to Sodic Hazard in Irrigated Soils. *Curr. Agric.* 7(3/4):97-113.
58. Gupta, U. C., Y. W. Jame, C. A. Cambell, A. J. Leyshon, and W. Nicholaichuk. 1985. Boron Toxicity and Deficiency: A Review. *Can. J. Soil Sci.* 65(3):381-409.
59. Harron, W. R. A., G. R. Webster, and R. R. Cairns. 1983. Relationship between Exchangeable Sodium and Sodium Adsorption Ratio in a Solonetzic Soil Association. *Can. J. Soil Sci.* 63:461-467.
60. Harwad, M. E., and N. T. Coleman. 1953. Ion Exchange Equilibria on the Presence of Small Amounts of Electrolyte. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 17:339-342.
61. Heidarpour, M., B. Mostafazadeh-Fard, J. Abedi Koupai, and R. Malekian. 2007. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. *Agricultural Water Management.* 90: 87-94.
62. Hivakumaraswamy, K. S., and T. Satyanarayana. 1982. Effect of Soil Compaction and Solution Composition on Hydraulic Conductivity. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 30(2):200-201.

63. Hoffman, G. J., R. S. Ayers, E. J. Doering, and B. L. Mc Neal. 1990. Salinity in Irrigated Agriculture. pp. 145-185. *In: Agricultural Irrigation. Chapter 5. Agronomy Monograph No. 30. Madison.*
64. Hussein, A. H. and M. C. Rabenhorst. 2001. Tidal inundation of transgressive coastal areas: pedogenesis of palinization and alkalinization. *Soil Science Society American Journal. 65(2): 536 – 544.*
65. Hussain, M., S. M. Ahmed, and W. Abderrahman. 2008. Cluster Analysis and Quality Assessment of Logged Water at an Irrigation Project, Eastern Saudi Arabia. *J. Environ Manage. 86:297-307.*
66. INEGI. 1992. *Síntesis Geográfica del Estado de Hidalgo. México.*
67. INIFAP. 1990. *Análisis de la problemática del agua y perspectivas para la modernización de su uso en la agricultura de Guanajuato. Centro de investigaciones forestales y agropecuarias de Guanajuato. Campo experimental bajo. Celaya Guanajuato.*
68. Jalali, M. 2006. Chemical Characteristics of Groundwater in Parts of Mountainous Region, Alvand, Hamadan. *Iran. Environ. Geol. 51:433-366.*
69. Jalali, M. 2007. Salinization of Groundwater in Arid and Semiarid Zones: an Example from Tajarak, Western Iran. *Environ. Geol. 52:1133-1149.*
70. Jalali, M., H. Merikhpour, M. J. Kaledhonkar, and S. E. A. T. M. Van Der Zee. 2008. Effects of Wastewater Irrigation on Soil Sodidity and Nutrient Leaching in Calcareous Soils. *Agric. Water Manage. 95:143-153.*
71. James, D. W., M. R. J. Hanks and J. J. Jurinak. 1982. *Modern Irrigated Soils. Wile-Interscience Publication. U.S. A.*
72. James, W. B., R. K. R. Hershberger, and L. S. Browning. 2008. Soil Solution and Exchange Complex Response to Repeated Wetting-Drying with Modestly Saline-Sodic Water. *Irrig. Sci. 26:121-130.*

73. Jiménez, B. y L. Marín. 2004. El agua en México vista desde la academia. Academia Mexicana de Ciencias. Edición digital. http://www.coniunctus.amc.edu.mx/libros/amc_agua.pdf.
74. Jurinak, J. J., and D. L. Suarez. 1990. The Chemistry of Salt-Affected Soils and Waters. pp. 42-63. *In*: Tanji, K. K. (ed). 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.. U. S. A.
75. Jurinak, J. J., C. Amrhein, and R. J. Wagenet. 1984. Sodic Hazard: The Effect of SAR and Salinity and Overburden Materials. *Soil Sci.* 138(3):142-159.
76. Kaledhonkar, M. J., and A. K. Keshari. 2006a. Modelling the Effects of Saline Water use in Agriculture. *Irrig. Drain.* 55(2):177-190.
77. Kaledhonkar, M. J., and A. K. Keshari. 2006b. Regional Salinity Modeling for Conjunctive Water use Planning in Kheri Command. *J. Irrig. Drain. Eng. ASCE.* 132 (4):389-398.
78. Kaledhonkar, M. J., A. K. Keshari, and S. E. A. T. M. Van Der Zee. 2006. Relative Sensitive of ESP Profile to Spatial and Temporal Variability in Cation Exchange Capacity and Pore Water Velocity under Simulated Field Conditions. *Agric. Water Manage.* 83(172):58-68.
79. Kaledhonkar, M. J., N. K. Tyagi, and S. E. A. T. M. Van Der Zee. 2001. Solute Transport Modelling in Soil for Irrigation Field Experiments with Alkali Water. *Agric. Water Manage.* 51:153-171.
80. Kelley, W. P. 1963. Use of Saline Irrigation Water. *Soil Sci.* 95:385-391.
81. Keren, R., and S. Miyamoto. 1990. Reclamation of Saline, Sodic, and Boron-Affected Soils. pp. 410-431 *In*: Tanji, K. K. (ed) Agricultural Salinity Assessment and Management. Chapter 19. ASCE. Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71. Published by American Society of Civil Engineers. New York. U. S. A.

82. Kopittke, P. M., H. B. So, and N. Menzies. 2006. Effect of Ionic Strength and Clay Mineralogy on Na-Ca Exchangeable and the SAR-ESP Relationship. *Euro. J. Soil Sci.* 57:626-633.
83. Kovda, V. A., C. Vanden Berg C., and R. M. Hogan. 1967. International Source Book on Irrigation and Drainage of Arid Lands in Relation to Salinity and Alkalinity. FAO/UNESCO.
84. Kumar, U. M., A. K. Bhardwaj, D. N. Warrington, D. Goldstein, A. T. Bar and G. J. Levy. 2008. Changes in Soil Hydraulic Conductivity, Runoff, and Soil Loss due to Irrigation with Different Types of Saline-Sodic Water. *Geoderma.* 144:509-516.
85. Langelier, W. F. 1936. The Analytical Control of Anti-Corrosion Water Treatment. *J. Am. Water Works Assn.* 28(10):1500-1521.
86. Läuchli, A., and E. Epstein. 1990. Plant Responses to Saline and Sodic Conditions. pp. 42-63. *In: Tanji, K. K. (ed.). Agricultural Salinity Assessment and Management. Chapter 6. ASCE. Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71. Published by American Society of Civil Engineers. New York. U. S. A.*
87. Larqué, S. A. 1980. *El Agua en las Plantas.* Colegio de Postgraduados, México.
88. Larqué, S. A. y C. Trejo L. 1990. *El Agua en las Plantas.* Editorial Trillas. México. p. 88.
89. Leffelaar, P. A., A. Kamphorst, and R. Pal. 1983. Nomographic Estimation of Activity Coefficients from the Electrical Conductivity Data of Soil Extracts. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 31:20-27.
90. Letey, J., and G. L. Feng. 2007. Dynamic Versus Steady-State Approaches to Evaluate Irrigation Management of Saline Waters. *Agric. Water Manage.* 91:1-10.
91. Levy, G. J., A. I. Mamedov, and Goldstein. 2003. Sodicity and Water Quality Effects on Slaking of Aggregates from Semi-Arid Soils. *Soil Sci.* 168(8):552-562.

92. Levy, G. J., N. Sharshekeev and G. L. Zhuravskaya. 2002. Water Quality and Sodicity Effects on Soil Bulk Density and Conductivity in Interrupted Flow. *Soil Sci.* 167(10):692-700.
93. Levy, R., J. Shalhevet, and N. Alperovhitch. 1972. Selectivity Coefficients of Ca-Mg Exchange for three Montmorillonitic Soils. *Geoderma.* 8:133-138.
94. Li, Q. S., L. S. Willardson, L. X. Li, C. J. Liu, and L. Z. Wu. 2004. Amelioration of Saline-Sodic Soil with Mildly Saline Water in the Songnen Plain, Northeast China. *Soil Use and Management.* 20:439-443.
95. Lira, S. R. 2003. *Fisiologia Vegetal.* Trillas. p. 237.
96. Maas, E. V., and G. J. Hoffman. 1977. Crop Salt Tolerante-Current Assessment. *J. Irri. Drain. Div. ASCE.* 103:115-134.
97. Mali, G. C., B. R. Chhipa, P. Lal, and P. C. Kanthaliya. 1982. Effect of Ca/Mg Ratio of Irrigation Water on Wheat Grown on a Loamy Sand Soil. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 30(3):418-420.
98. Mancilla, V. O.R. 2012. Índices de salinidad y calidad de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Texcoco, Edo. De México.
99. Manchanda, H. R., and J. P. Singh. 1982. Wheat Growth in Chloride and Sulphate Dominant Saline Soils and the Effect of Phosphorus Application. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 30(1):53-57.
100. Manchanda, H. R., and K. L. Chawla. 1931. Salt Profile Variations and Wheat Growth under Irrigation with Highly Saline Waters on Course Loamy Soils in South-Western Haryana. *J. Indian Soil Sci.* 29(4):504-511.

101. Manchanda, H. R., R. N. Garg, S. K. Sharma, and J. P. Singh. 1985. Effect of the Continuous Use of Sodium and Bicarbonate-Rich Irrigation Water with Gypsum and Farmyard Manure on Soil Properties and the Yield of Wheat in a Fine Loamy Soil. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 33:876-883.
102. Manchanda, H. R., S. L. Verma, and S. S. Khanna. 1982. Identification of Some Factors for Use of Sodic Waters with High Residual Sodium Carbonate. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 30(3):353-360.
103. Martínez J. 1986. Drenaje agrícola. Volumen 1. Edición del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, España.
104. McNeal, B. L. 1968. Prediction of the Effect of Mixed-Salt Solutions on Soil Hydraulic Conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 32:190-193.
105. Méndez, R. I., G. Namihira D., A. Moreno L., y M. Sosa de C. 1986. El protocolo de investigación, Lineamientos para su elaboración y análisis. 2 ed. Ed. Trillas. 210 p.
106. Mendoza, S. I. 2009. Calidad de las aguas residuales urbano-industriales que riegan el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Texcoco, Edo. De México.
107. Mercado, F. T. 2011. Caracterización de las aguas de la red hidrográfica México DF.-Zona metropolitana-Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán-Tamazunchale-Pánuco. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Texcoco, Edo. De México.
108. Minhas, P. S., R. K. Naresh, C. P. S. Chauhan, and R. K. Gupta. 1994. Field determined Hydraulic Properties of a Sandy Loam Soil Irrigates with Various Salinity and SAR. *Agric. Water Manage.* 25:97-108.
109. Mohamed, S. A., and D. M. Miller. 2006. Effect of Ionic Strength and Sodium Adsorption Ratio on the Flocculation/Dispersion of Two Surface Soils from Eastern Arkansas. *Soil Sci.* 171(12):960-967.

110. Munns, R., and M. Tester. 2008. Mechanisms of Salinity Tolerance. *Annu. Rev. Plant Biol.* 59:651-681.
111. Murtaza, G., A. Ghafoor, and M. Qadir. 2006. Irrigation and Soil Management Strategies for Using Saline-Sodic Water in a Cotton-Wheat Rotation. *Agric. Water Manage.* 81:98-114.
112. Nadler, A., and M. Magaritz. 1981. Expected Desviations from the ESP-SAR Empirical Relationships in Calcium and Sodium-Carbonate-Containing Arid Soils: Field Evidence. *Soil Sci.* 131(4):220-225.
113. Naidu, R., and P. Rengasamy. 1993. Ion Interaction and Constraints to Plant Nutrition in Australian Sodic Soils. *Aust. J. Soil Sci.* 31:801-819.
114. Negi, A. S., and A. B. Ghosh. 1980. Irrigation Water Quality of the Cold and Arid Region in Himachal Pradesh. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 28(3):410-411.
115. Ortega M., Y. M. y Ma. J. S. Cíntora G. 2005. Boro, fósforo e índices de salinidad en las aguas residuales para riego agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. México, D.F.
116. Ortega E., M. 1993. Causas del ensalitramiento y su efecto sobre los suelos. Colegio de Postgraduados. Centro de Hidrociencias. Montecillo, Estado de México.
117. Oster, J. D., and G. Sposito. 1980. The Gapon Coefficient and the Exchangeable Sodium Percentage-Sodium Adsorption Ratio Relation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:258-260.
118. Oster, J. D., and B. L. McNeal. 1971. Computation of Soil Solution Composition Variation with Water Content for Desaturated Soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 35:436-442.

119. Ould Ahmed, B. A., T. Yamamoto, V. Rasiah, M. Inoue, and H. Anyoji. 2007. The Impact of Saline Water Irrigation Management Options in Dune Sand on Available Soil Water and its Salinity. *Agric. Water Manage.* 88:63-72.
120. Pal, B., and B. R. Tripathi. 1982. Effect of EC and SAR of Water on Wheat and Barley Grown on Different Textured Soils. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 30(3):421-423.
121. Pal, B., and U. V. Singh. 1985. Effect of Phosphorus on Yield and Nutrient Content in Berseem (*Trifolium alexandrinum* L.) Irrigated with Saline Waters. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 33:646-653.
122. Paliwai K. V., and A. P. Gandhi. 1976. Effect of salinity, SAR, Ca:Mg Ratio in Irrigation Water, and Soil Texture on the Predictability of Exchangeable Sodium Percentage. *Soil Sci.* 122(2):85-90.
123. Pescod, M. B. 1992. Wastewater Treatment and Use in Agricultural. pp.114-117. Irrigation and drainage. Papper 47. FAO. Rome.
124. Pizarro F. 1985. Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos. 2^a. edición. Editorial Agrícola Española. Madrid, España.
125. PNUMA (Programa de las Naciones para el Medio Ambiente) 2004. Perspectivas del Medio Ambiente de la Argentina. Ed. Ministerio de Salud y Ambiente de la Nación-Argentina.
126. Ponnampereuma, F. N., E. M. Tianco, and T. A. Loy. 1966. Ionic Strengths of the Solutions of Flooded Soils and Other Natural Aqueous Solutions from Specific Conductance. *Soil Sci.* 102(6):408-413.
127. Porcelli, A. C., F. H. G. Boem and R. S. Lavado. 1995. The K/Na and Ca/Na Ratios and Rapseed Yield, under Soil Salinity and Sodicity. *Plant and Soil.* 175:251-255.
128. Prasad, A., D. Kumar, and D. V. Singh. 2001. Effect of Residual Sodium Carbonate in Irrigation Water on the Soil Sodification and Yield of Palmarosa (*Cymbopogon*

- martinni*) and Lemongrass (*Cymbopogon flexuosus*). *Agric. Water Manage.* 50:161-172.
129. Pratt, P. F., and D. L. Suarez. 1990. Irrigation Water Quality Assessments. pp. 220-236. *In*: Tanji, K. K. (ed.). *Agricultural Salinity Assessment and Management*. Chapter 11. ASCE. *Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71*. Published by American Society of Civil Engineers. New York. U. S. A.
 130. Pratt, P. F., and L. F. Bair. 1969. Sodium Hazard of Bicarbonate Irrigation Waters. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 33:880-883.
 131. Pratt, P. F., L. D. Whittig, and B. L. Grover. 1962. Effect of pH on the Sodium-Calcium Exchange Equilibria in Soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 26:227-230.
 132. Rahil, M. H., and V. Z. Antonopoulos. 2007. Simulating Soil Water Flow and Nitrogen Dynamics in a Sunflower Field Irrigated with Reclaimed Wastewater. *Agric. Water Manage.* 92:142-150.
 133. Ramírez, G. J. 2009. Índices de salinidad de la red hidrográfica del Estado de Morelos, México. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Texcoco, Edo. De México.
 134. Rao, T. S., A. L. Page, and N. T. Coleman. 1968. The Influence of Ionic Strength and Ion-Pair Formation between Alkaline Earth Metals and Sulfate on Na-Divalent Cation-Exchange Equilibria. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 32:639-643.
 135. Rathore, G. S., R. S. Khamparia, G. P. Gupta, and S. B. Sinha. 1980. Correlation Study of Water Soluble Boron with E_{Ce} and Silt plus Clay in Non-Saline and Low Saline Soils. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 28(2):251-253.
 136. Reeve, R. C., and G. H. Tamaddoni. 1965. Effect of Electrolyte Concentration on Laboratory Permeability and Field Intake Rate of a Sodic Soil. *Soil Sci.* 99(4):261-266.

137. Rhoades, J. D. 1972. Quality of Water for Irrigation. *Soil Sci.* 113(4):277-284.
138. Rhoades, J. D., and D. B. Krueger. 1968. Extraction of Cations from Silicate Mineral during the Determination of Exchangeable Cations in Soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 32:488-492.
139. Rhoades, J. D., A. Kandiah, and A. M. Mashali. 1992. The Use of Saline Waters for Crop Production. FAO. Irrigation and Drainage Paper No. 58. Rome.
140. Rhoades, J. D., F. Chaundi and S. Lesch. 1999. Soil Salinity Assessment. Methods and Interpretation of Electrical Conductivity Measurements. *Irrig. and Drain. Paper* 57. FAO. Rome.
141. Rhue, R. D., and R. S. Mansell. 1988. The effect of pH on Sodium-Calcium and Potassium-Calcium Exchange Selectivity for Cecil Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:641-647.
142. Richard, H. F. 1968. The Effect of Calcium and pH on Boron Uptake from High Concentrations of Boron by Cotton and Alfalfa. *Soil Sci.* 106(6):435-439.
143. Richards, L. A. 1973. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sodicos. Manual No. 60. Editorial LIMUSA.
144. Rodier, J. 1978. Análisis de las aguas. Editorial Omega. Barcelona, España. pp. 159-197.
145. Rodvang, S. J., D. M. Mikalson, and M. C. Ryan. 2004. Changes in Ground Water Quality in an Irrigated Area of Southern Alberta. *J. Environ. Qual.* 33:476-487.
146. Rutkwski, T. L., Raschid-Sally and S. Buechler. 2007. Wastewater Irrigation in the Developing World-Two Case Studies from the Jathmandu Valley in Nepal. *Agric. Water Manage.* 88:83-91.

147. Ryan, J., S. Miyamoto, and J. L. Stroehlein. Short Communication. 1977. Relation of Solute and Sorbed Boron to the Boron Hazard in Irrigation Water. *Plant and Soil*. 47:253-256.
148. Salinity Laboratory Staff. U. S. 1954. *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils*. U. S. Dept. Agric. Handbook 60. U. S. Washington, DC.
149. Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP), y Universidad Autónoma Chapingo (UACh). 1997. *Propuesta técnica del programa de desarrollo regional sustentable "Valle del Mezquital" Hidalgo*. México. Dirección General de Programas Regionales. México.
150. Schmelkes, C., y S. Elizondo N. 2013. *Manual para la presentación de anteproyectos e informes de investigación (tesis)*. 3 ed. Ed. Oxford. 268.
151. Shani, U. and L. Dudley. 2001. Field Studies of Crop Response to Water and Salt Stress. *Soil Science Society American Journal*. 65: 1522-1528.
152. Sharma, D. P. 1985. Evaluation of Water Infiltration Characteristics during the Reclamation of Sodic Soils. *Short Communications. J. Indian Soil Sci.* 33:893-895.
153. Sharma, D. R, and P. S. Minhas. 1998. Effect of Irrigation with Sodic Waters of Varying EC, RSC and SAR/adj. SAR on Soil Properties and Yield of Cotton-Wheat. *J. Indian Soc Soil Sci.* 46(1):116-119.
154. Sharma, M. K., S. R. Poonia, R. K. Gupta, and R. S. Siyag. 1994. Sodicty of Irrigation Waters in Relation to Precipitation/Dissolution of CaCO_3 . *J. Indian Soc. Soil Sci.* 42(2):244-247.
155. Sierra, R. C. A. 2011. *Calidad del Agua. Evaluación y diagnóstico*. Ed. Universidad de Medellin.
156. Singh, Ch., M. R. Chaudhary, Y. Arora, and N. T. Singh. 1980. Effect of Different Concentrations of Gypsum Solution on Sodic Soils. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 28(2):223-226.

157. Singh, J., and N. S. Randhawa. 1980. Boron Leaching and Regeneration Capacity in Saline Sodic Soils. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 28(3):307-311.
158. Singh, K. D. N., C. R. Prasad, and Y. P. Singh. 1986. Comparative Study of Pyrites and Sulphitation Pressmud on Soil Properties, Yield and Quality of Sugarcane in Calcareous Saline-Sodic Soil of Bihar. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 34:152-154.
159. Singh, R. B., P. S. Minhas, C. P. S. Chauhan, and R. K. Gupta. 1992. Effect of High Salinity and SAR Waters on Salinization, Sodication and Yields of Pearl-millet and Wheat. *Agric. Water Manage.* 21:93-105.
160. Singh, V. and S. P. Singh. 1983. Effect of Applied Boron on the Chemical Composition of Lentil Plants. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 31:169-170.
161. Síntesis de Recursos Hidráulicos. S. R. H. 1971. Presencia del Boro en las aguas negras de la ciudad de México. México.
162. Sposito, G. 1977. The Gapon and Vanselow Selecting Coefficients. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:1205-1206.
163. Suarez, D. L. 1981. Relation Between pH_c and Sodium Adsorption Ratio (SAR) and an Alternative Method of Estimating SAR of Soil or Drainage Waters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:469-475.
164. Suarez, D. L. 1998. Thermodynamics of soil solution in Sparks, D. L. Ed. *Soil physical chemistry*. Chapter 3. CSR Press. 97-134.
165. Suarez, D. L., J. D. Wood, and S. M. Lesch. 2006. Effect of SAR on Water Infiltration under a Sequential Rain-Irrigation Management System. *Agric. Water Manage.* 8:150-164.
166. Suyama, H., S. E. Benes, P. H. Robinson, S. R. Grattan, C. M. Grieve, and G. Getachew. 2007. Forage Yield and Quality under Irrigation with Saline-Sodic Drainage Water: Greenhouse Evaluation. *Agric. Water Manage.* 88:159-172.

167. Szabolcs, I. 1989. Salt Affected Soils. pp. 207-238. Cap 5. CRC. Press, Inc. Boca Raton, Florida
168. Tarchitzky, J., O. Lerner, U. Shani, G. Arye, A. Lowengart-Aycicegi, A. Brener, and Y. Chen. 2007. Water Distribution Pattern in Treated Wastewater Irrigated Soils: Hydrophobicity Effect. *Euro J. Soil Sci.* 58:573-588.
169. Tedeschi, A., and R. D. Aquila. 2005. Effects of Irrigation with Saline Waters, at Different Concentrations, on Soil Physical and Chemical Characteristics. *Agric. Water Manage.* 77:308-322.
170. Thayalakumaran, T., M. G. Bethune, and T. A. McMahon. 2007. Achieving a Salt Balance-Should it be a Management Objective?. *Agric. Water Manage.* 92:1-12.
171. Van Hoorn, J. W. 1971. Quality of Irrigation Water, Limits of Use and Prediction of Long Term Effects. pp. 117-135. *In: Irrigation and Drainage. Paper 7. Salinity Seminar. Baghdad. FAO. Rome.*
172. Velásquez 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 Doctorado en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo Texcoco, Edo. de México.
173. Velásquez M., M. A., M., M. Ortega E., A. Martínez G., J. Kohashi S. y N. García C. 2002. Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Terra.* 20(4):459-464.
174. Verma, L. P. 1983. Tolerance of Wheat to Boron in Irrigation Water. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 31:167-168.
175. Wienhold, B. J., and T. P. Trooien. 1998. Irrigation Water Effects on Infiltration Rate in Northern Great Plains. *Soil Sci.* 163(11):853-858.

176. Wilcox, L. V., G. Y. Blair and C. A. Bower. 1954. Effect of Bicarbonate on Suitability of Water for Irrigation. *Soil Sci.* 77(4):259-266.
177. Zia, M. H., M. Saifullah, M. Sabir, A. Ghafoor, and G. Murtaza. 2007. Effectiveness of Sulphuric Acid and Gypsum for the Reclamation of a Calcareous Saline-Sodic soil under Four Crop Rotations. *J Agron. & Crop Sci.* 193:262-269.
178. Zuo, Y., L. Ren, F. Zhang, and R. –F. Jiang. 2007. Bicarbonate Concentration as Affected by Soil Water Content Controls Iron Nutrition of Peanut Plants in a Calcareous Soil. *Plant Physiol. and Biochem.* 45:357-364.