



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE HIDROCIENCIAS

**CALIDAD AGRONÓMICA DEL SISTEMA HIDROGRÁFICO
LERMA-SANTIAGO-PACÍFICO Y DE LAS AGUAS QUE
RIEGAN EL VALLE DEL MEZQUITAL, HIDALGO**

JOSÉ PEDRO PÉREZ DÍAZ

T E S I S

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:**

DOCTOR EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2018

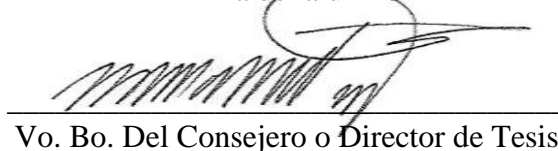
CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALÍAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACIÓN

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe: José Pedro Pérez Díaz, alumno de esta institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta institución, bajo la dirección del Profesor: Dr. Héctor Manuel Ortega Escobar, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis: calidad agronómica del sistema hidrográfico Lerma-Santiago-Pacífico y de las aguas que riegan el Valle del Mezquital, Hidalgo y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del Colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, el Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Montecillo, Mpio de Texcoco, Edo. de México, a 14 de noviembre de 2018



Firma del alumno



Vo. Bo. Del Consejero o Director de Tesis

La presente tesis titulada: CALIDAD AGRONÓMICA DEL SISTEMA HIDROGRÁFICO LERMA-SANTIAGO-PACÍFICO Y DE LAS AGUAS QUE RIEGAN EL VALLE DEL MEZQUITAL, HIDALGO, realizada por el alumno: JOSÉ PEDRO PÉREZ DÍAZ, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS
HIDROCIENCIAS

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO:



DR. HÉCTOR MANUEL ORTEGA ESCOBAR

ASESOR:



DR. EDGAR IVÁN SÁNCHEZ BERNAL

ASESOR:



DR. CARLOS RAMÍREZ AYALA

ASESOR:



DR. ÁLVARO CAN CHULIM

ASESOR:



DR. HÉCTOR FLORES MAGDALENO

ASESOR:



DR. OSCAR RAÚL MANCILLA VILLA

Montecillo, Texcoco, Estado de México. 7 de diciembre de 2018.

CALIDAD AGRONÓMICA DEL SISTEMA HIDROGRÁFICO LERMA-SANTIAGO-PACÍFICO Y DE LAS AGUAS QUE RIEGAN EL VALLE DEL MEZQUITAL, HIDALGO

Pérez Díaz José Pedro, Dr.

Colegio de Postgraduados, 2018

RESUMEN

Con el objetivo de conocer y evaluar, mediante criterios agronómicos, la composición iónica del agua residual vertida en dos de los más importantes sistemas hidrográficos de México, se llevó a cabo esta investigación en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago y en el sistema hidrográfico Valle del Mezquital. El río Lerma tiene su origen en la laguna de Almoloya, en el Estado de México, y pertenece a la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico, una de las más importantes del país en el ramo agrícola e industrial; su agua se utiliza en la irrigación de cultivos y, además, es receptor de agua residual municipal, agrícola e industrial. El Valle del Mezquital, por su parte, recibe agua residual urbana e industrial proveniente de la Ciudad de México, que es conducida por el Gran canal de desagüe, el Interceptor poniente y el Emisor central; esta agua se distribuye por diversos canales de riego y se utiliza en la irrigación de cultivos. Para lograr los objetivos planteados se recolectaron muestras de agua, se determinaron y analizaron las siguientes variables: T (°C), pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NO_3^- , B^{3+} y SiO_2 . La interpretación de los resultados mostró que el tipo de agua y su concentración iónica difieren según su origen. Se encontró dominancia de bicarbonato y sodio en el agua. Con base en los criterios de valoración agronómica, todas las muestras de agua tuvieron diferente grado de restricción de uso con respecto de la salinidad, sodicidad y toxicidad. El agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago presentó una calidad medianamente aceptable para la irrigación. El agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, en general, no es adecuada para la irrigación de cultivos.

Palabras clave: Hidroquímica, Salinidad, Sodicidad, Riego agrícola, Agua residual.

IRRIGATION WATER QUALITY OF LERMA-CHAPALA-SANTIAGO HYDROGRAPHIC SYSTEM AND WASTEWATER FROM MEZQUITAL VALLEY, HIDALGO

Pérez Díaz José Pedro, Ph. D.

Colegio de Postgraduados, 2018

ABSTRACT

With the objective to known and evaluate, with agronomic criteria, the ionic composition of wastewater poured into most important hydrographic systems in México, this study was carried out in the Lerma-Chapala-Santiago hydrographic network and Mezquital Valley hydrographic system. The Lerma River originates in Almoloya lagoons, in México State. It is part of the Lerma-Santiago-Pacífico basin, one of the country's most important basins, which, due to its intense agricultural and industrial activity, generate an important amount of wastewater, which is poured into the Lerma-Chapala-Santiago hydrographic network. The Mezquital Valley receives wastewater from México City trough main channel-western interceptor-central emitter drainage system; this water is distributed by irrigation channels and is use for crop irrigation. To carry out this study, wastewater samplings were collected, determined and analyzed trough the variables: T ($^{\circ}\text{C}$), pH, EC, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} , K^{+} , CO_3^{2-} , HCO_3^{-} , Cl^{-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NO_3^{-} , B^{3+} and SiO_2 . The results interpretation shows that this water and their concentration are different due to its origin. It was found dominance of bicarbonate and sodium in the water. Based on agronomic criteria, all water samples in this study have different restriction of use with respect to salinity, sodicity and toxicity problems. Water from the Lerma-Chapala-Santiago hydrographic network presented a moderately acceptable quality for irrigation. Water from the Mexico City-Mezquital Valley hydrographic network, in general, is not suitable for crop irrigation.

Key words: Hydrochemistry, Water quality, Salinity, Sodicity, Agricultural irrigation.

AGRADECIMIENTOS

El autor, mediante este trabajo, desea hacer llegar sus agradecimientos al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México, por la asignación de recursos económicos para la realización de ésta investigación. A los docentes que participaron en el proceso de su formación académica y científica:

Dr. Héctor Manuel Ortega Escobar

Dr. Edgar Iván Sánchez Bernal

Dr. Carlos Ramírez Ayala

Dr. Álvaro Can Chulim

Dr. Héctor Flores Magdaleno

Dr. Oscar Raúl Mancilla Villa

Al Dr. Carlos Trejo López por su participación como Sinodal en el H. Jurado del examen de Candidatura Doctoral y del examen de Grado. A todos ellos se agradece su participación, aportes, revisión y crítica del presente estudio, y con ello llevar a término este intenso trabajo de investigación.

Al Dr. Edmundo Peña Cervantes

CONTENIDO

RESUMEN	iv
ABSTRACT	v
AGRADECIMIENTOS	vi
LISTA DE CUADROS	x
LISTA DE FIGURAS	xvii
LISTA DE ANEXOS	xxv
I. INTRODUCCIÓN	1
II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	6
2.1. Objetivo general	6
2.1.1. Objetivos específicos.....	6
2.2. Hipótesis.....	6
III. REVISIÓN DE LITERATURA	9
3.1. Generalidades del proceso de investigación científica.....	9
3.2. Elementos químicos que influyen en la composición del agua.....	12
3.2.1. Calcio	16
3.2.2. Magnesio	16
3.2.3. Sodio.....	17
3.2.4. Potasio	17
3.2.5. Carbono	17
3.2.6. Cloro.....	18
3.2.7. Azufre.....	18
3.2.8. Boro.....	18
3.2.9. Fósforo	19
3.2.10. Nitrato.....	19
3.2.11. Silicio	19
3.3. Composición y caracterización hidroquímica de fuentes superficiales y aguas residuales.....	20
3.4. Origen de las sales y sus procesos de acumulación	28
3.5. Solubilidad de las sales	30
3.6. Calidad del agua en relación con el riego agrícola.....	34

3.6.1. Índices de salinidad	35
3.6.2. Índices de sodicidad	38
3.6.3. Índices de toxicidad.....	41
IV. MATERIALES Y MÉTODOS	43
4.1. Área de estudio.....	43
4.1.1. Red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.....	43
4.1.2. Red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital	45
4.2. Muestreo y análisis de agua	48
4.3. Composición y tipo de agua.....	48
4.3.1. Cálculo de la concentración hipotética de sales	49
4.3.2. Estimación del aporte de nutrientes en el agua de riego	51
4.4. Comprobación y validación de los resultados.....	52
4.5. Calidad del agua en relación con el riego agrícola.....	55
4.6. Cálculo de la fuerza iónica.....	60
4.7. Cálculo de la presión osmótica.....	61
4.8. Análisis estadístico.....	65
V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	68
5.1. Caracterización hidroquímica y calidad agronómica de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago durante la primavera 2015	68
5.1.1. Hidroquímica de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago	68
5.1.2. Calidad del agua para riego agrícola.....	99
5.1.3. Toxicidad por iones específicos en el agua de riego.....	127
5.1.4. Estimación del aporte de nutrientes en el agua de riego	133
5.1.5. Composición iónica del agua con valores extremos de concentración	139
5.1.6. Análisis de la producción de cultivos en algunos Estados de la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico	142
5.1.7. Síntesis de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago	149
5.2. Caracterización hidroquímica y calidad agronómica de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital durante el otoño 2015.....	152
5.2.1. Hidroquímica de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital.....	152
5.2.2. Calidad del agua para riego agrícola	180

5.2.3. Toxicidad por iones específicos en el agua de riego	215
5.2.4. Estimación del aporte de nutrientes en el agua de riego	221
5.2.5. Composición iónica del agua con valores extremos de concentración	224
5.2.6. Análisis de la producción de cultivos en el Estado de Hidalgo	226
5.2.7. Síntesis del sistema hidrográfico Valle del Mezquital	229
5.3. Caracterización hidroquímica y calidad agronómica de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital durante la primavera 2016	231
5.3.1. Hidroquímica de la red hidrográfica del Valle del Mezquital.....	231
5.3.2. Calidad del agua para riego agrícola	259
5.3.3. Toxicidad por iones específicos en el agua de riego.....	285
5.3.4. Composición iónica del agua con valores extremos de concentración	291
5.3.5. Síntesis de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital	294
5.4. Análisis comparativo de la concentración iónica del agua de las redes hidrográficas Lerma-Chapala-Santiago y Ciudad de México-Valle del Mezquital	296
VI. CONCLUSIONES	298
VII. RECOMENDACIONES	302
VIII. LITERATURA CITADA	303
IX. ANEXOS	313

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Secuencia de extracción iónica durante la meteorización.	13
Cuadro 2. Categorías de migración de los elementos.	14
Cuadro 3. Hidroquímica de flujos superficiales.	22
Cuadro 4. Composición media del agua de algunos ríos en el mundo.	23
Cuadro 5. Análisis de agua de ríos de varias partes del mundo.	24
Cuadro 6. Calidad del agua residual del emisor profundo durante 1997.	27
Cuadro 7. Composición iónica promedio de aguas residuales.	28
Cuadro 8. Composición elemental de la corteza terrestre.	28
Cuadro 9. Solubilidad del sulfato de sodio en relación con la temperatura.	31
Cuadro 10. Solubilidad del carbonato y bicarbonato de sodio en relación con la temperatura.	32
Cuadro 11. Clasificación del agua de riego según su conductividad eléctrica.	35
Cuadro 12. Clasificación del agua según su salinidad efectiva.	37
Cuadro 13. Clasificación del agua según su salinidad potencial.	38
Cuadro 14. Clasificación del agua con base en el índice de carbonato de sodio residual.	40
Cuadro 15. Clasificación cualitativa del agua de riego.	41
Cuadro 16. Criterios de aceptación para el balance de aniones y cationes en el agua.	53
Cuadro 17. Factores de conductividad eléctrica para los iones comúnmente encontrados en el agua.	54
Cuadro 18. Concentración de calcio corregido en el agua de riego.	59
Cuadro 19. Promedio de la distancia interiónica en disoluciones de cloruro de sodio.	61
Cuadro 20. Directrices para determinar la calidad del agua de riego.	64
Cuadro 21. Distribución de frecuencias que muestra la clasificación del agua.	72
Cuadro 22. Estadísticos descriptivos de la composición iónica del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	75
Cuadro 23. Matriz de correlación de Spearman para las variables medidas en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	78
Cuadro 24. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión conductividad eléctrica y suma de cationes.	79

Cuadro 25. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión conductividad eléctrica y suma de aniones.	81
Cuadro 26. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión conductividad eléctrica y suma de iones.	82
Cuadro 27. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos.	84
Cuadro 28. Estadísticos descriptivos de los sólidos totales, sólidos fijos y residuo orgánico.	86
Cuadro 29. Estadísticos descriptivos de la conductividad eléctrica medida y estimada.	86
Cuadro 30. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis de la conductividad eléctrica.	87
Cuadro 31. Estadísticos descriptivos de la fuerza iónica.	89
Cuadro 32. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis para la fuerza iónica.	89
Cuadro 33. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión conductividad eléctrica y fuerza iónica.	92
Cuadro 34. Estadísticos descriptivos de la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	94
Cuadro 35. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión conductividad eléctrica y presión osmótica.	96
Cuadro 36. Estadísticos descriptivos de la concentración hipotética de sales en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	97
Cuadro 37. Distribución de frecuencias de la conductividad eléctrica, salinidad efectiva y salinidad potencial en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	103
Cuadro 38. Estadísticos descriptivos de las variables de salinidad y sodicidad en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	104
Cuadro 39. Análisis de varianza de los valores de relación de adsorción de sodio calculados con diferentes fórmulas.	105
Cuadro 40. Estimación del por ciento de sodio intercambiable del suelo mediante los valores de RAS del agua de riego y diferentes valores de la constante de intercambio iónico.	114

Cuadro 41. Estadísticos descriptivos de las variables boro, nitrato, fosfato, silicio y cloruro en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	129
Cuadro 42. Estadísticos descriptivos de las variables nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio y boro en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	135
Cuadro 43. Composición iónica del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago con valores extremos de concentración.....	141
Cuadro 44. Principales cultivos en los Estados de México, Guanajuato, Michoacán, Jalisco y Nayarit y su contribución en el total de la producción nacional.	143
Cuadro 45. Superficie sembrada, cosechada y volumen de producción de los cultivos con mayor superficie de siembra bajo condiciones de riego y temporal.	147
Cuadro 46. Estadísticos descriptivos de la composición iónica del agua en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.....	156
Cuadro 47. Matriz de correlación de Spearman para las variables medidas en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	158
Cuadro 48. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión suma de cationes y conductividad eléctrica.	159
Cuadro 49. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión suma de aniones y conductividad eléctrica.	161
Cuadro 50. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión suma de iones y conductividad eléctrica.	163
Cuadro 51. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión sólidos totales disueltos y conductividad eléctrica.....	164
Cuadro 52. Estadísticos descriptivos de las variables sólidos totales, sólidos fijos y residuo orgánico estimado en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.....	165
Cuadro 53. Estadísticos descriptivos de la conductividad eléctrica medida y estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015	166
Cuadro 54. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis para la conductividad eléctrica.....	167
Cuadro 55. Estadísticos descriptivos de la fuerza iónica en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	169

Cuadro 56. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis de la fuerza iónica en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.....	171
Cuadro 57. Análisis de varianza de la regresión lineal de fuerza iónica y conductividad eléctrica.	173
Cuadro 58. Estadísticos descriptivos de la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.....	175
Cuadro 59. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis para la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	176
Cuadro 60. Análisis de varianza de la regresión lineal de presión osmótica y conductividad eléctrica.	177
Cuadro 61. Estadísticos descriptivos de la concentración hipotética de sales en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	179
Cuadro 62. Distribución de frecuencias de conductividad eléctrica, salinidad efectiva y salinidad potencial en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.....	181
Cuadro 63. Promedio de la composición iónica del agua de origen residual en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital.....	181
Cuadro 64. Estadísticos descriptivos de las variables de salinidad y sodicidad en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.....	183
Cuadro 65. Distribución de frecuencias del índice de saturación de carbonato de calcio en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	191
Cuadro 66. Estadísticos descriptivos de la relación de adsorción de sodio del agua del suelo.	192
Cuadro 67. Distribución de frecuencias de la relación de adsorción de sodio del agua del suelo en comparación con la relación de adsorción de sodio del agua de riego.	192
Cuadro 68. Coeficientes de correlación de Spearman para las variables relación de adsorción de sodio del agua de riego, relación de adsorción de sodio del agua del suelo e índice de saturación.....	193

Cuadro 69. Estadísticos descriptivos del pH, relación de adsorción de sodio y distribución de frecuencias del índice de saturación.	203
Cuadro 70. Solubilidad del carbonato de calcio y carbonato de magnesio en relación con la presión parcial del dióxido de carbono y la temperatura.	204
Cuadro 71. Valores estimados del por ciento de sodio intercambiable a partir de la relación de adsorción de sodio y diferentes valores de la constante de intercambio iónico. ...	206
Cuadro 72. Valores de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio para evaluar el problema de infiltración.....	210
Cuadro 73. Estadísticos descriptivos de las variables boro, nitrato, fosfato, silicio y cloruro en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.....	216
Cuadro 74. Estadísticos descriptivos de las variables nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.....	221
Cuadro 75. Composición iónica de las muestras de agua en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital con valores extremos de concentración.	225
Cuadro 76. Principales cultivos en el Estados de Hidalgo y su contribución en el total de la producción nacional.	227
Cuadro 77. Superficie sembrada, cosechada y volumen de producción de los cultivos con mayor superficie de siembra bajo condiciones de riego y temporal.	228
Cuadro 78. Estadísticos descriptivos de la composición iónica en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	236
Cuadro 79. Matriz de correlación de Spearman de las variables medidas en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	238
Cuadro 80. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión suma de cationes y conductividad eléctrica.	239
Cuadro 81. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión suma de aniones y conductividad eléctrica.	241
Cuadro 82. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión suma de iones y conductividad eléctrica.	242

Cuadro 83. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión sólidos totales disueltos y conductividad eléctrica.....	243
Cuadro 84. Estadísticos descriptivos de las variables sólidos totales, sólidos fijos y residuo orgánico estimado en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	244
Cuadro 85. Estadísticos descriptivos de la conductividad eléctrica medida y estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.....	245
Cuadro 86. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis de la conductividad eléctrica.....	246
Cuadro 87. Estadísticos descriptivos de la fuerza iónica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	248
Cuadro 88. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis de la fuerza iónica.	250
Cuadro 89. Análisis de varianza de la regresión lineal de fuerza iónica y conductividad eléctrica en el agua de la red de hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	251
Cuadro 90. Estadísticos descriptivos de la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	254
Cuadro 91. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis para la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	254
Cuadro 92. Análisis de varianza de la regresión lineal de conductividad eléctrica y presión osmótica.	256
Cuadro 93. Estadísticos descriptivos de la concentración hipotética de sales en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	258
Cuadro 94. Distribución de frecuencias de conductividad eléctrica, salinidad efectiva y salinidad potencial en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	260
Cuadro 95. Estadísticos descriptivos de las variables de salinidad en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	261

Cuadro 96. Estadísticos descriptivos de las variables de sodicidad en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	262
Cuadro 97. Distribución de frecuencias del índice de saturación de carbonato de calcio en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.....	267
Cuadro 98. Coeficientes de correlación de Spearman para las variables RAS_{IW} , RAS_{SW} e IS_L	268
Cuadro 99. Valores estimados del porcentaje de sodio intercambiable a partir de la relación de adsorción de sodio de Gapón y diferentes valores de la constante de intercambio iónico.....	276
Cuadro 100. Estadísticos descriptivos de las variables boro, nitrato, fosfato, silicio y cloruro en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.....	287
Cuadro 101. Composición iónica del agua en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016, con valores extremos de concentración.	293
Cuadro 102. Valores de la mediana de composición iónica del agua en las redes hidrográficas Lerma-Chapala-Santiago y Ciudad de México-Valle del Mezquital. ...	297

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. El ciclo hidrológico y su representación en el contexto global.	20
Figura 2. Solubilidad de las sales en relación con la temperatura.....	30
Figura 3. Área de estudio y localización de las estaciones de muestreo en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.....	44
Figura 4. Área de estudio y localización de las estaciones de muestreo en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital	47
Figura 3-A. Área de estudio y localización de las estaciones de muestreo en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	68
Figura 5. Perfil altitudinal de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.....	70
Figura 6. Diagrama de la composición iónica relativa del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.....	71
Figura 7. Diagrama de distribución del pH en el agua de la red hidrográfica Lerma- Chapala-Santiago.	74
Figura 8. Diagrama de distribución de cationes y aniones en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.....	76
Figura 9. Diagrama de dispersión de la suma de cationes y su relación con la conductividad eléctrica.	80
Figura 10. Diagrama de dispersión de la suma de cationes y su relación con la conductividad eléctrica.....	81
Figura 11. Diagrama de dispersión de la suma de iones y su relación con la conductividad eléctrica.	83
Figura 12. Diagrama de dispersión de la concentración de sólidos totales disueltos y su relación con la conductividad eléctrica.	85
Figura 13. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica estimada y su relación con la conductividad eléctrica medida.	88
Figura 14. Diagrama de barras que muestra los diferentes valores de fuerza iónica estimada en el agua con ecuaciones propuestas por diversos autores.	91
Figura 15. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica y su relación con la conductividad eléctrica.	92

Figura 16. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica estimada con diferentes ecuaciones propuestas por diversos autores y su relación con la conductividad eléctrica.	93
Figura 17. Diagrama de barras de los valores de la mediana de presión osmótica estimada.....	95
Figura 18. Distribución de la concentración hipotética de sales en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	98
Figura 19. Diagrama de caja de la distribución de conductividad eléctrica, salinidad efectiva y salinidad potencial en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	101
Figura 20. Diagrama de barras que muestra los valores de la mediana de la relación de adsorción de sodio calculada con diversas fórmulas.....	105
Figura 21. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio mediante el enfoque original de Gapón.....	108
Figura 22. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio propuesta por el USDA.	109
Figura 23. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio ajustada con la RAS de Gapón.....	110
Figura 24. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio ajustada con la RAS del USDA.....	111
Figura 25. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio corregida.....	112
Figura 26. Porcentaje de sodio intercambiable estimado a partir de la relación de adsorción de sodio y diferentes valores de la constante de intercambio iónico [figuras 1, 2, 3, 4 y 5].....	119
Figura 27. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio calculada con el enfoque original de Gapón.	120
Figura 28. Diagrama de reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio calculada con la ecuación del USDA.....	121
Figura 29. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio ajustada con los valores de RAS Gapón.	122
Figura 30. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio ajustada con los valores de RAS USDA.....	123

Figura 31. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio corregida.	124
Figura 32. Distribución de los valores del índice de saturación de Langelier en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	125
Figura 33. Distribución de los valores del índice de carbonato de sodio residual en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	126
Figura 34. Distribución de la concentración de boro en las muestras de agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	128
Figura 35. Distribución de cloruro en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	129
Figura 36. Distribución de la concentración de fosfato en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	130
Figura 37. Distribución de la concentración de nitrato en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	131
Figura 38. Distribución de la concentración de silicio en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	133
Figura 39. Distribución del aporte de nitrógeno estimado en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	135
Figura 40. Distribución del aporte de nitrato estimado en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	136
Figura 41. Distribución del aporte de fósforo estimado en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	136
Figura 42. Distribución del aporte de fosfato estimado en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	137
Figura 43. Diagrama de caja de la concentración estimada de nitrógeno en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	138
Figura 44. Diagrama de caja de la concentración estimada de fósforo en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	138
Figura 45. Diagrama de caja de la conductividad eléctrica medida en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	139

Figura 46. Localización de las estaciones de muestreo en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	152
Figura 47. Diagrama de la composición iónica relativa del agua residual en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.....	153
Figura 48. Distribución del pH en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.....	154
Figura 49. Distribución de la conductividad eléctrica en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	155
Figura 50. Diagrama de distribución de cationes y aniones en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	157
Figura 51. Diagrama de dispersión de la suma de cationes y su relación con la conductividad eléctrica.....	160
Figura 52. Diagrama de dispersión de la suma de aniones y su relación con la conductividad eléctrica.....	161
Figura 53. Diagrama de dispersión de la suma de iones y su relación con la conductividad eléctrica.	162
Figura 54. Diagrama de dispersión de la concentración de sólidos totales disueltos y su relación con la conductividad eléctrica.	164
Figura 55. Diagramas de caja de la conductividad eléctrica medida y estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.....	166
Figura 56. Diagramas de dispersión de conductividad eléctrica estimada y su relación con la conductividad eléctrica medida.....	168
Figura 57. Diagrama de caja de la fuerza iónica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	170
Figura 58. Comparación de medianas de fuerza iónica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.....	171
Figura 59. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica y su relación con la conductividad eléctrica.	172
Figura 60. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica estimada y su relación con la conductividad eléctrica.....	173

Figura 61. Diagrama de comparación de medianas de la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	176
Figura 62. Diagrama de dispersión de la presión osmótica y su relación con la conductividad eléctrica.....	178
Figura 63. Diagrama de la distribución hipotética de sales en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	179
Figura 64. Distribución de los valores del índice de saturación y de la relación de adsorción de sodio del agua de riego y del agua del suelo.	194
Figura 65. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio para estimar el riesgo de salinidad y sodicidad.....	195
Figura 66. Diagrama que muestra el riesgo de salinidad y sodicidad considerando la relación de adsorción de sodio propuesta por el USDA.....	196
Figura 67. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio considerando la ecuación de Bower y la RAS de Gapón.....	197
Figura 68. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio considerando la ecuación de Bower y la RAS del USDA.....	198
Figura 69. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio considerando la ecuación de Suarez.....	199
Figura 70. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio del agua del suelo en equilibrio estimada con el índice de saturación.	200
Figura 71. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio que indica el riesgo de sodicidad por la precipitación y disolución de calcita.	201
Figura 72. Distribución del índice de saturación y los valores de relación de adsorción de sodio en el agua de riego y en el agua del suelo.	205
Figura 73. Porcentaje de sodio intercambiable estimado a partir de la relación de adsorción de sodio y diversos valores de la constante de intercambio iónico [figuras 1, 2, 3, 4 y 5].....	210
Figura 74. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio que muestra los problemas de infiltración por la aplicación del agua al riego agrícola [figuras 1, 2, 3, 4 y 5].	214

Figura 75. Distribución de la concentración de boro en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	215
Figura 76. Distribución de cloruro en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	217
Figura 77. Distribución de la concentración de fosfato en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	218
Figura 78. Distribución de la concentración de nitrato en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	219
Figura 79. Distribución de la concentración de silicio en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	220
Figura 80. Distribución del aporte estimado de nitrógeno en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	222
Figura 81. Distribución del aporte estimado de fósforo en el agua de la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	222
Figura 82. Diagrama de caja de la concentración estimada de nitrógeno y fósforo en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	223
Figura 83. Diagrama de caja de la conductividad eléctrica medida en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.	224
Figura 4-A. Localización de las estaciones de muestreo en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	232
Figura 84. Diagrama de la composición iónica relativa del agua en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	233
Figura 85. Distribución del pH en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	234
Figura 86. Distribución de la conductividad eléctrica en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	235
Figura 87. Diagrama de distribución de cationes y aniones en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	237
Figura 88. Diagrama de dispersión de la suma de cationes y su relación con la conductividad eléctrica.	240

Figura 89. Diagrama de dispersión de la suma de aniones y su relación con la conductividad eléctrica.....	241
Figura 90. Diagrama de dispersión de la suma de iones y su relación con la conductividad eléctrica.	242
Figura 91. Diagrama de dispersión de sólidos totales disueltos y su relación con la conductividad eléctrica.....	243
Figura 92. Diagramas de caja de la conductividad eléctrica medida y estimada en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	245
Figura 93. Diagramas de dispersión de conductividad eléctrica estimada y su relación con la conductividad eléctrica medida.....	247
Figura 94. Diagrama de caja de la fuerza iónica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.....	249
Figura 95. Comparación de medianas de fuerza iónica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	250
Figura 96. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica y su relación con la conductividad eléctrica.	252
Figura 97. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica estimada con diversas fórmulas y su relación con la conductividad eléctrica.	252
Figura 98. Diagrama de comparación de medianas de la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.....	255
Figura 99. Diagrama de dispersión de la presión osmótica y su relación con la conductividad eléctrica.....	257
Figura 100. Diagrama de la distribución hipotética de sales en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.....	259
Figura 101. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio de Gapón en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.....	270
Figura 102. Diagrama que muestra el riesgo de salinidad y sodicidad considerando la relación de adsorción de sodio propuesta por el USDA.....	271

Figura 103. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio considerando la ecuación de Bower.	272
Figura 104. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio considerando la ecuación de Suarez.	273
Figura 105. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio en el agua del suelo estimada con el índice de saturación.	274
Figura 106. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio que indica el riesgo de sodicidad por la precipitación o disolución de calcita.	275
Figura 107. Porcentaje de sodio intercambiable estimado a partir de la relación de adsorción de sodio y diversos valores del coeficiente de intercambio iónico [figuras a, b, c, d y e].	281
Figura 108. Diagramas de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio que muestran los problemas de infiltración por la aplicación del agua al riego agrícola [figuras a, b, c, d y e].	285
Figura 109. Distribución de la concentración de boro en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	286
Figura 110. Distribución de la concentración de nitrato en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	288
Figura 111. Distribución de la concentración de fosfato en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	289
Figura 112. Distribución de la concentración de silicio en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	290
Figura 113. Distribución de cloruro en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	291
Figura 114. Diagrama de caja de la conductividad eléctrica medida en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.	292

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Localización de las estaciones de muestreo en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015).....	314
Anexo 2. Composición iónica del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015).....	316
Anexo 3. Determinación de sólidos totales, sólidos fijos y residuo orgánico estimado en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015).....	323
Anexo 4. Valores de conductividad eléctrica medida y estimada a partir de la concentración iónica del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015) ..	325
Anexo 5. Determinación de la fuerza iónica en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015).....	327
Anexo 6. Cálculo de la presión osmótica en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015).....	329
Anexo 7. Valores estimados de la concentración de sales a partir de la composición iónica del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015).....	330
Anexo 8. Índices de salinidad y sodicidad del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015).....	332
Anexo 9. Estimación del PSI del suelo a partir del valor de RAS del agua de riego y el coeficiente de selectividad iónica.....	334
Anexo 10. Concentración de boro, nitrato, fosfato y silicio en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015).....	344
Anexo 11. Aporte de nutrientes del agua de riego en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera de 2015)	346
Anexo 12. Actividad económica y unidades de producción agropecuaria en México	348
Anexo 13. Producción de cultivos en algunos Estados pertenecientes a la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico bajo las modalidades de riego y temporal durante el año 2011	350
Anexo 14. Localización de las estaciones de muestreo del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015).....	376
Anexo 15. Composición iónica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015).....	377

Anexo 16. Determinación de sólidos totales, sólidos fijos y estimación de residuo orgánico en el agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015).....	381
Anexo 17. Valores de conductividad eléctrica medidos y estimados en el agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015).....	382
Anexo 18. Determinación de la fuerza iónica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015).....	383
Anexo 19. Estimación de la presión osmótica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015).....	384
Anexo 20. Valores estimados de la concentración de sales a partir de la concentración iónica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015).....	385
Anexo 21. Índices de salinidad y sodicidad del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015).....	386
Anexo 22. Estimación de la relación de adsorción de sodio del agua del suelo a partir del índice de saturación y la relación de adsorción de sodio del agua de riego (otoño 2015).....	387
Anexo 23. Estimación del PSI del suelo a partir de la RAS y diferentes valores del coeficiente de intercambio iónico (otoño 2015).....	388
Anexo 24. Concentración de boro, fosfato, nitrato y silicio en las aguas que riegan el Valle del Mezquital (otoño 2015).....	394
Anexo 25. Estimación del aporte de nutrientes del agua residual de Valle del Mezquital (otoño 2015).....	395
Anexo 26. Localización de las estaciones de muestreo del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (primavera 2016).....	396
Anexo 27. Composición iónica del agua del sistema hidrográfico Valle del Mezquital (primavera 2016).....	399
Anexo 28. Determinación de sólidos totales, sólidos fijos y estimación de residuo orgánico en el agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (primavera 2016).....	408
Anexo 29. Valores de conductividad eléctrica medidos y estimados en el agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (primavera 2016).....	411
Anexo 30. Determinación de la fuerza iónica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (primavera 2016).....	414

Anexo 31. Estimación de la presión osmótica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (primavera 2016).....	417
Anexo 32. Valores estimados de la concentración de sales a partir de la concentración iónica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (primavera 2016).....	420
Anexo 33. Índices de salinidad y sodicidad del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (primavera 2016).....	423
Anexo 34. Estimación del PSI del suelo a partir de la RAS y diferentes valores del coeficiente de intercambio iónico (primavera 2016).....	426
Anexo 35. Concentración de boro, fosfato, nitrato y silicio en las aguas que riegan el Valle del Mezquital (primavera 2016).....	439
Anexo 36. Estimación del aporte de nutrientes del agua residual de Valle del Mezquital (primavera 2016).....	441

I. INTRODUCCIÓN

De acuerdo con informes del Banco Mundial, los recursos hídricos en el mundo son insuficientes. En México y otros países se demanda una cantidad alta de agua potable para satisfacer las necesidades de la industria, la producción de alimentos y, en general, de la población y sus patrones de consumo (Rodríguez *et al.*, 2009). Como consecuencia del uso del agua en estos sectores se generan grandes volúmenes de agua de origen residual (Jiménez, 2001). Por lo anterior se justifica esta investigación, debido a que el agua es uno de los factores limitantes para la producción agrícola y a que en muchas áreas de cultivo, en México, se utiliza agua de origen residual para el riego (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002), tal es el caso de Valle del Mezquital, y la cuenca Lerma-Chapala, por lo cual, es importante evaluar su calidad en relación con el riego agrícola.

Doneen (1975) mencionó que la calidad del agua, en términos agronómicos, está determinada por los constituyentes disueltos que contenga. Al respecto, Ayers y Westcot (1987) coincidieron en que dependerá de la composición iónica que presente y, de sus índices de salinidad y sodicidad. En relación con la composición del agua, Kovda (1973) mencionó que toda el agua natural contiene sustancias disueltas, el tipo y la cantidad dependerán de su origen y de la composición mineralógica de las rocas por donde fluye el agua, por lo cual, Eaton (1950) consideró la necesidad de evaluar el riesgo de salinización del suelo por la aplicación del agua en la irrigación.

En general, los principales iones presentes en el agua, cuya concentración varía según su origen, son: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NO_3^- , B^{3+} y SiO_2 . La concentración iónica total del agua es igual a la suma de la concentración de todos sus constituyentes disueltos. Las posibles combinaciones de iones definen el tipo de agua, por ejemplo cuando dos de ellas sean las que predominan, se pueden presentar las siguientes combinaciones: bicarbonatada-sódica, bicarbonatada-cálcica, clorurada-sódica.

El origen de algunos iones, bajo condiciones naturales, procede de la disolución de las rocas en ambientes naturales; en este caso, el agua de lluvia contiene ácido carbónico que se origina a partir de la disolución del CO_2 atmosférico, esta agua en contacto con los silicatos de las rocas varía su estado, transformando aquellos en arcillas y liberando Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y ácido silícico no disociado. Esta agua fluye en los ríos y manantiales, y el anión que neutraliza las

cargas eléctricas de los cationes es el HCO_3^- procedente de la disociación del ácido carbónico (Risacher & Fritz, 1995), por esta razón, el agua de los ríos es bicarbonatada, excepto en algunos casos. Donde predominan condiciones alcalinas ($\text{pH} > 8.4$) se tiene presencia del ión carbonato, como en algunas zonas áridas y semiáridas (Kovda, 1973). Estos procesos de disolución, precipitación y dilución, además del aporte de agua de diferente fuente, originan cambios en la composición iónica del agua (Sánchez-Bernal *et al.*, 2014).

El río Lerma, durante su trayecto, recibe agua residual de origen doméstico, industrial y drenaje agrícola; además recibe aportes de agua de los ríos Guanajuato, la Laja, Turbio y Duero. El lago de Chapala, receptor de agua del río Lerma, se encuentra en proceso de evaporación por radiación solar, y dilución por el aporte de agua en época de lluvias, este fenómeno está representado en el ciclo hidrológico (Tarbuck & Lutgens, 2013; Ghislain de Marsily, 2001). No obstante, cuando la evaporación es mayor que la precipitación pluvial y el aporte de agua superficial, su concentración tiende a ser mayor y algunos iones precipitan como sales y se depositan en el fondo del lago, mientras que otras se solubilizan en función de la temperatura, esta solubilización y precipitación influye en la salinización progresiva de este cuerpo de agua y de sus sedimentos.

Valle del Mezquital se encuentra en una zona semiárida, en el Estado de Hidalgo, en esta zona son escasos los recursos hídricos superficiales y la agricultura se desarrolla utilizando agua de origen subterráneo, pluvial, y, con el agua de origen residual proveniente de la Ciudad de México. La mayor parte de cultivos agrícolas en esta zona está representada por maíz, frijol, alfalfa y avena forrajera.

Es importante destacar que el agua residual sin tratamiento que se vierte en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago y la que se origina en la Ciudad de México evacuada hacia Valle del Mezquital, en ambos casos, varía en su concentración a lo largo del sistema hidrográfico, algunos de los sólidos contenidos en esta agua se sedimentan durante su largo recorrido, el agua se airea, diluye y concentra; asimismo, se almacena en cuerpos de agua y también se infiltra en el suelo, lo cual, favorece su depuración.

El agua residual evacuada de la Ciudad de México se mezcla con el agua del río Tula, con agua de pozo conducida por canales de riego; de manera que, la capacidad de autodepuración del agua disminuye cuando se incrementa la carga de desechos, pero un factor importante es la velocidad

del flujo que permite la mezcla, aireación y sedimentación; en ese sentido, el agua sin tratar que sale de la Ciudad de México mediante el Gran Canal de desagüe, tiene modificaciones importantes por el sistema de presas y canales de distribución durante su trayecto a Valle del Mezquital.

Los problemas ocasionados por la utilización de esta agua de origen residual, son la salinización y sodificación del suelo, así como la toxicidad que representa para algunos cultivos como el frijol; si bien algunas zonas agrícolas han logrado incrementar su producción en Valle del Mezquital, el costo ha sido muy elevado, pues algunas tierras de cultivo, como las aledañas a la presa Endhó, están seriamente degradadas por la mala planeación y falta de infraestructura hidroagrícola; aunque existen zonas de riego altamente productivas, por otra parte, existen zonas de alta marginación y con graves problemas de salud pública (Cifuentes *et al.* 1994; Cifuentes *et al.* 2000).

En este estudio se analizó la concentración iónica del agua de diversos canales de riego (revestidos y sin revestir), presas, manantiales y drenajes, para observar la variada concentración del agua que se utiliza en el riego agrícola de los cultivos en la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico y en Valle del Mezquital.

En el caso de Valle del Mezquital, se encontró que la irrigación no se realiza exclusivamente con el drenaje de la Ciudad de México, pues en Valle del Mezquital hay agua subterránea que se extrae para la irrigación, también hay manantiales de agua natural de baja concentración iónica que cumplen con los criterios de calidad para consumo humano, pero en algunas zonas se han detectado coliformes fecales, arsénico, fluoruros y plomo en pozos de agua potable (Lesser-Carrillo *et al.* 2011).

Los problemas relacionados con la utilización de agua de origen residual son puntuales y se manifiestan con mayor intensidad en la cercanía de los cuerpos de agua cuya población se encuentra en un grado elevado de marginación, pues aunque el recurso hídrico lo tienen al alcance, les resulta inutilizable por el alto costo que representa, y que además, se encuentra resguardado por la autoridad Federal.

La distribución del agua y con ello el acceso de la población, está fuertemente controlado por la Comisión Nacional de Agua mediante concesiones y contratos imposibles de pagar por la población que habita algunas zonas en Valle del Mezquital, sin embargo, existen algunos pocos emporios privilegiados con el acceso y distribución de agua y dotados con buena infraestructura hidráulica (Venado y Palerm, 2013).

En esta breve introducción se muestran dos escenarios con respecto del uso de agua de origen residual, un primer plano meramente marginal donde los habitantes en Valle del Mezquital han abandonado sus tierras y viven de remesas de sus parientes cercanos emigrados a los Estados Unidos de América y otro segundo plano de buena cosecha por la explotación del recurso hídrico; este segundo escenario se presenta cuando el agua ha sido depurada y, además, es de calidad aceptable (como el río Chicabasco), el primer escenario se encuentra con agua residual prácticamente cruda (como en la presa Endhó).

La mayor concentración de latifundios (propiedad agrícola extensa, propia de economías poco desarrolladas y con fuerte concentración de la propiedad de la tierra, trabajada fundamentalmente por jornaleros), en el Estado de Hidalgo, se dio a lo largo del río Tula puesto que ahí se encontraban los mejores terrenos para la labranza y pastoreo, además, el suministro de agua era permanente (Fournier-García y Mondragón-Barrios, 2012).

Con los cambios políticos y administrativos bajo el sistema de ayuntamientos se impactó drásticamente a los habitantes de los pueblos nativos, pues ello propició la privatización de tierras comunales, estos cambios fueron bien aprovechados por latifundistas de manera que cobraron fuerza en la región de Tula; para subsistir, los nativos otomíes laboraban como jornaleros en los latifundios particulares, pues sus propiedades eran limitadas y de bajo valor productivo, contrario a las tierras en la hacienda de Tlahuelilpan (Fournier-García y Mondragón-Barrios, 2012).

Los hacendados acapararon grandes extensiones de tierra donde había un suministro constante de agua, lo cual, fue la base de su éxito junto con el despojo de los nativos que suministraron una constante mano de obra barata (Fournier-García y Mondragón-Barrios, 2012); este escenario sigue vigente, pues Venado y Palerm (2013) relatan el favoritismo con respecto de la distribución desigual del agua favoreciendo la CNA a los grandes rentistas en Valle del Mezquital y donde los poquiteros no son atendidos en sus demandas sino hasta que se movilizan.

El agua de origen residual difiere en su composición y concentración, pero se ha encontrado que generalmente es bicarbonatada-sódica, y contiene elevada concentración de fosfato y nitrato; el boro también se encuentra, aunque en menor concentración ($< 2 \text{ mg L}^{-1}$); la conductividad eléctrica se ha encontrado entre 0.6 dS m^{-1} y 2.5 dS m^{-1} (Valdez-Alegria, 2015; Rascón-Alvarado *et al.*, 2008), no obstante, cuando recibe aportes de agua pluvial y de escorrentía superficial, sus iones se diluyen y disminuye su concentración (Pérez-Díaz, 2014); el pH, en términos generales, se encuentra entre 7 y 8.

Además, existen problemas de salud pública relacionados con el uso del agua residual (Cifuentes *et al.*, 1993), problemas sociales por el acceso y distribución del agua, contaminación de fuentes superficiales por elementos potencialmente tóxicos para la salud humana y el ambiente (Jiménez, 2001); sin embargo, la perspectiva de esta investigación es agronómica, pues se considera el riesgo de salinidad y sodicidad para el suelo y los cultivos, y la toxicidad por iones específicos en el agua.

En este trabajo de investigación se presenta la composición iónica del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago desde su origen en la laguna de Almoloya hasta su desembocadura en Boca de Asadero, asimismo, se presenta la composición iónica del agua de riego utilizada en Valle del Mezquital, desde su salida por el gran canal de desagüe de la Ciudad de México, hasta la presa Zimapán y el río Moctezuma.

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Este estudio tuvo como finalidad conocer la composición y tipo de agua en los sistemas hidrográficos: Lerma-Santiago-Pacífico y Valle del Mezquital. A partir de la composición iónica del agua, con criterios agronómicos, se estimaron índices de salinidad, sodicidad y toxicidad.

2.1. Objetivo general

Determinar la concentración y distribución de algunos iones en el agua de los sistemas hidrográficos: Lerma-Santiago-Pacífico y Valle del Mezquital.

2.1.1. Objetivos específicos

1. Medir las variables siguientes: potencial de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), sodio (Na^+), potasio (K^+), carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-), cloruro (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), boro (B^{3+}), fosfato (PO_4^{3-}), nitrato (NO_3^-) y silicio (SiO_2).
2. Describir las variables medidas y estimadas con análisis estadístico univariado y bivariado.
3. Relacionar las variables medidas y estimadas para observar la influencia entre CE, STD, cationes y aniones.
4. Realizar la clasificación del agua mediante diagramas hidroquímicos.
5. Evaluar la calidad del agua para riego agrícola de acuerdo con índices de salinidad, sodicidad y toxicidad.

2.2. Hipótesis

2.2.1. Hipótesis general de la investigación

La concentración del agua en las redes hidrográficas: Lerma-Chapala-Santiago y Ciudad de México-Valle del Mezquital, es de baja concentración iónica y cumple con los criterios agronómicos establecidos para su uso en riego agrícola.

2.2.2. Hipótesis de investigación descriptiva

La concentración iónica en el agua de las redes hidrográficas: Lerma-Chapala-Santiago y Ciudad de México-Valle del Mezquital, no presenta diferencia estadística significativa entre los grupos evaluados (Lerma-Chapala-Santiago y Ciudad de México-Valle del Mezquital).

2.2.2.1. Hipótesis estadística descriptiva

$$H_0: Me_a = Me_b = Me_c ; H_a: Me_a \neq Me_b \neq Me_c$$

Dónde: H_0 es la hipótesis nula; Me_a es el valor de la mediana de concentración iónica en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago durante la primavera de 2015; Me_b es el valor de la mediana de concentración iónica en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital durante el otoño de 2015; Me_c es el valor de la mediana de concentración iónica en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital durante la primavera de 2016; H_a es la hipótesis alterna.

2.2.3. Hipótesis de investigación correlacional

La concentración iónica en el agua de las redes hidrográficas Lerma-Chapala-Santiago y Ciudad de México-Valle del Mezquital, está relacionada con la conductividad eléctrica, suma de cationes, suma de aniones, suma de iones y sólidos totales disueltos.

2.2.3.1. Hipótesis estadística de correlación

$$H_0: r_{xy} = 0 ; H_a: r_{xy} \neq 0$$

Dónde: H_0 es la hipótesis nula; r_{xy} es el coeficiente de correlación de las variables CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , suma de cationes, CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , suma de aniones, suma de iones y sólidos totales disueltos; H_a es la hipótesis alterna.

2.2.4. Hipótesis de regresión

Existe relación lineal entre la suma de cationes, suma de aniones, suma de iones, sólidos totales disueltos y fuerza iónica con respecto de la conductividad eléctrica explicada por la relación: $\hat{y} = \hat{\beta}_0 + (\hat{\beta}_1 \cdot X)$ en el agua de las redes hidrográficas Lerma-Chapala-Santiago y Ciudad de México-Valle del Mezquital.

Dónde: Y es la variable dependiente (suma de cationes, suma de aniones, suma de iones, sólidos totales disueltos y fuerza iónica); X es la variable independiente (conductividad eléctrica); β_1 es el coeficiente de regresión y β_0 es la ordenada al origen.

2.2.4.1. Hipótesis estadística de regresión

$$H_0: \hat{\beta}_1 = 0 ; H_a: \hat{\beta}_1 \neq 0$$

Dónde: H_0 es la hipótesis nula, β_1 es el coeficiente de regresión estimado que indica el número de unidades que cambia Y por cada unidad de cambio en X; H_a es la hipótesis alterna.

III. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1. Generalidades del proceso de investigación científica

El desarrollo de la ciencia se basa en la suposición de que la naturaleza se comporta de una manera constante y predecible que puede comprenderse mediante el estudio sistemático de los procesos que ocurren en ella, tal es la esencia de la investigación científica que plantearon Tarbuck y Lutgens (2010) y cuyo objetivo es desarrollar nuevos conocimientos científicos mediante la recolección, análisis e interpretación de datos que describan los fenómenos estudiados; este proceso de investigación debe ser dialéctico (Rojas-Soriano, 2005), es decir, que exista una estrecha relación entre el conocimiento teórico y empírico.

Feyerabend (2010) sostuvo que al tratar de resolver un problema, los científicos adaptan métodos y modelos al problema en cuestión, utilizan un procedimiento u otro, se guían con experiencias anteriores, teorías y concepciones del mundo; al respecto, Rojas-Soriano (2005) coincidió en que la ideología del investigador está siempre presente en el trabajo científico, desde la elección del problema hasta las soluciones que se propongan. Lo anterior demuestra que, en la perspectiva del desarrollo científico, Rojas-Soriano (2005) y Feyerabend (2010) coincidieron en prestar una atención especial a la práctica científica.

Esta filosofía también fue desarrollada por Mao Tse-Tung (1937) y, acerca de la praxis, refirió que es necesario descubrir la verdad mediante la práctica. Practicar, conocer, practicar otra vez y conocer de nuevo; esta forma se repite en infinitos ciclos y, con cada ciclo el contenido de la práctica y del conocimiento se eleva a un nivel cada vez más alto.

Fersman apoyado en la teoría atómica y su experiencia científica, expuso sus conocimientos acerca de la distribución de los átomos en la naturaleza, en los minerales, en las rocas, en el agua y, en su obra: geoquímica recreativa, consideró como principal objetivo organizar la información obtenida de los datos experimentales para que se obtenga un conocimiento superior que permita a la sociedad el entendimiento de un determinado fenómeno.

En ese sentido, los estudios hidrogeoquímicos se basan fundamentalmente en los procesos de disolución, oxidación-reducción e hidrólisis que ocurren en la naturaleza; y en este caso, la interacción del agua con los sedimentos y rocas, influye en su composición. De manera que la

composición del agua está en estrecha relación con la composición de las rocas con las cuales está en contacto durante su trayecto; este postulado fue atribuido a Plinio el Viejo (Caius Plinius Secundus, año 79) y es fundamental en el estudio de la composición química del agua que circula por toda la corteza terrestre. El contenido de iones en el agua superficial y subterránea está en función de la composición de las rocas que predominan en la fuente de agua, de la zona climática, de la naturaleza del suelo sobre la que fluye el agua y de contaminaciones eventuales por las actividades humanas. En la composición principal del agua de los ríos se observó que los aniones dominantes son: HCO_3^- y SO_4^{2-} , y los principales cationes: Ca^{2+} y Na^+ , lo anterior se indicó de acuerdo con lo que reportaron Kovda (1973); Ayers & Westcot (1987); Velázquez-Machuca *et al.* (2010); Mancilla-Villa *et al.* (2014).

El presente estudio aporta información acerca de la composición iónica del agua cuya base teórica tiene como fundamento científico la ley de disociación iónica, el principio de equivalencia y la ley de acción de masas. No obstante, la precisión en la medición que se reporta para cada una de las variables, dependerá de los instrumentos desarrollados para su determinación (volumetría, colorimetría, gravimetría, flamometría y espectrometría) y de un porcentaje de error máximo permisible.

En cuanto a la metodología de investigación, se consideró, en lo fundamental, la idea de Rojas-Soriano (2005): la metodología de investigación es el proceso mismo del trabajo científico. Por ese motivo, el autor de esta investigación, generó de manera directa y personal sus propios datos, llevó a cabo la recolección, análisis e interpretación de los mismos; así como la elaboración total de este documento, de esa manera se cumplió con el proceso dialéctico que sustenta a la investigación científica.

Con respecto del tipo de investigación, debido a que en este estudio no se manipularon variables de manera intencional para medir efectos, se trata de una investigación no experimental; es observacional dado que las variables se midieron en su ambiente natural. Se trata de variables cuantitativas y continuas, en ese sentido, el enfoque de la investigación fue cuantitativo; se describió cada una de las variables utilizando análisis univariado, se relacionaron variables utilizando análisis bivariado para observar influencia entre ellas y se explicó dicha ocurrencia, por lo tanto, el alcance de este trabajo fue descriptivo, correlacional y explicativo. Considerando que en este trabajo se recolectaron datos en diferente tiempo y se analizaron un conjunto n de

variables, la investigación fue longitudinal porque se mostraron los cambios en la composición del agua en diferentes periodos, asimismo, se comparó la concentración del agua de los sistemas hidrográficos por medio del valor de la mediana de CE, cationes y aniones; a este respecto, el estudio también fue comparativo (Hernández-Sampieri *et al.*, 2014; Méndez-Ramírez *et al.*, 2014).

El análisis fue realizado en el agua que fluye por la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, y en el agua de origen residual Ciudad de México-Valle del Mezquital, y se obtuvieron los datos correspondientes; el muestreo se realizó a juicio y considerando la accesibilidad a los sitios de muestreo.

Otro aspecto importante en toda investigación es la perspectiva del investigador, con respecto de lo anterior, la forma de considerar este trabajo fue bajo el enfoque hidroquímico y algunos criterios agronómicos. Cabe mencionar que durante los recorridos que se realizaron para la toma de muestras de agua se observaron grandes campos de maíz, sorgo y trigo predominantes en la cuenca de río Lerma; en Valle del Mezquital predominó la alfalfa, el maíz, el frijol, la avena, y en proporciones mínimas, algunas hortalizas (como calabaza, chile y tomate). Asimismo, se detectaron visualmente algunos lugares con problemas de acumulación de sales en el suelo.

La problemática relacionada con la descarga de agua residual, se explica a causa de la concentración de fábricas en las principales ciudades, aunado a la explotación agrícola de gran escala, lo anterior a su vez, induce la concentración de la población en las ciudades; de manera que el estudio de la contaminación del agua y de la explotación de este recurso debe orientarse a conocer sus causas fundamentales para profundizar en ellas.

Finalmente, es necesario mencionar que en toda investigación los aspectos fundamentales que deben considerarse son el tiempo y los recursos (humanos, financieros y la infraestructura); en este caso, el presente estudio contó con recursos económicos suficientes, personal capacitado, infraestructura especializada y recursos materiales suficientes, no menos importante fue la dedicación al trabajo, todos estos aspectos son sumamente relevantes en el desarrollo y consecución de cualquier trabajo científico (Hernández-Sampieri *et al.*, 2014).

3.2. Elementos químicos que influyen en la composición del agua

Conocer la composición química del agua superficial, subterránea y residual, es importante para determinar el tipo y naturaleza de la misma, así como detectar posibles efectos negativos relacionados con su uso. En este sentido, el agua que fluye sobre la superficie, adquiere una diversa composición a su paso por los diferentes ríos y arroyos, en relación con esto, se ha demostrado que la composición de las rocas influye en algunas características químicas del agua (Hermión-Larios, 1950; Del Arenal, 1985; Pérez-Díaz *et al.*, 2013; Mancilla-Villa *et al.*, 2014).

Debido a que el agua fluye por diferentes cauces, esta adquiere una composición iónica específica relacionada con la composición mineralógica del cauce (Can-Chulim *et al.*, 2011^a), no obstante, la composición del agua de origen residual, vertida en los cauces, está relacionada con su uso (doméstico, industrial o agrícola), y por lo general es de composición variada; la composición química del agua varía durante el escurrimiento superficial, asimismo, el agua que circula por los ríos tiende a adquirir una composición química diversa.

La composición química de la corteza terrestre se constituye predominantemente por silicio, aluminio, oxígeno y hierro, en un 87% de su volumen total; seguidos en importancia el calcio, magnesio, sodio y potasio que son mayores del 1%, y en menor porcentaje, fósforo, manganeso, azufre, cloro, carbono y titanio (Fersman, 2001).

En la segunda capa de la corteza terrestre predomina el silicio y el magnesio, en general, solo una docena de minerales se encuentra de forma predominante en la capa superficial de la corteza, aunque existen más de 2,000 minerales y 80 elementos químicos que constituyen la totalidad de la corteza terrestre, esta composición varía de acuerdo con el tipo de roca y su origen, tratándose de rocas ígneas, sedimentarias o metamórficas (López-Ramos, 2012).

De estas rocas, las que aportan elementos al agua con mayor facilidad son las sedimentarias, estas tienen su origen en la erosión y deposición de productos de meteorización de las rocas ígneas o metamórficas. Las rocas sedimentarias adquieren diversa composición por el aporte de residuos orgánicos o biológicos, tal es el caso de las calizas y dolomitas que se componen de conchas y esqueletos de animales, generalmente son ricas en carbono, calcio y magnesio (como CaCO_3 y MgCO_3). Otro grupo de sedimentarias está compuesto por turbas y carbones de origen vegetal (Fassbender, 1975).

Un tipo de roca sedimentaria está compuesta por residuos de solución originados por la cristalización de sales disueltas en el interior de la corteza terrestre o del agua de mar, las sales que se conocen son tobas calcáreas, tobas silíceas, anhidrita, sulfato de calcio y cloruro de sodio. Los residuos clásticos o detríticos que se forman de fragmentos de otras rocas constituyen también rocas sedimentarias como conglomerados y areniscas, estos residuos constituyen el 0.75% de la capa superficial de la corteza terrestre, la composición de estos residuos varía según la composición de la roca que les da origen.

La composición del agua, desde el punto de vista geoquímico, es adquirida mediante el intemperismo de las rocas. En este proceso es fundamental el tiempo de contacto, la composición mineralógica del material y el proceso de disolución. Al respecto, Kovda (1973) estableció una secuencia de extracción de iones de las rocas que pasan a formar parte de las soluciones (**Cuadro 1**), en esta secuencia de extracción se observa que los iones monovalentes son fácilmente lavables, razón por la cual, es común encontrar iones de sodio, cloruro, potasio, bicarbonato y nitrato en el agua.

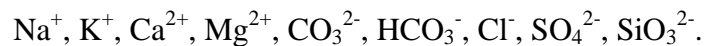
Cuadro 1. Secuencia de extracción iónica durante la meteorización.

Secuencia de extracción	I		II		III		IV	
	Iones	C.E. [‡]	Iones	C.E. [‡]	Iones	C.E. [‡]	Iones	C.E. [‡]
	Cl ⁻	0.23	Na ⁺	0.45	SiO ₃	2.75	Fe ³⁺	5.15
Iones	NO ₃ ⁻	0.18	K ⁺	0.36			Al ³⁺	4.25
	SO ₄ ²⁻	0.66	Ca ²⁺	1.75			B ³⁺	6.75
	CO ₃ ²⁻	0.78	Mg ²⁺	2.10				

Fuente: Kovda, 1973; [‡]Coeficiente de energía.

Kovda (1973) indicó que la extracción iónica está en función del radio iónico y valencia de cada ion, por lo cual, la secuencia de extracción iónica es inversamente proporcional a la constante de energía iónica, esto significa que a medida que la constante de energía aumenta, la extracción iónica será menor. Por ello, los iones: fierro, aluminio y boro se encontrarán en bajas concentraciones. Un aspecto fundamental es que pueden encontrarse todos los iones en el agua, solamente que diferirá su concentración y, ésta última dependerá del origen del agua y el grado de meteorización.

La constante de energía está en relacionada con la carga y el radio iónico, la constante de energía de los iones tetravalentes y trivalentes es mayor comparada con la de los iones divalentes y monovalentes, esta es la razón por la que los iones monovalentes y divalentes son muy fácilmente encontrados en el agua, y en menor proporción los trivalentes. Según sea su naturaleza, en las rocas y minerales podemos encontrar fácilmente los iones de:



La movilidad de los compuestos formados a partir de los elementos (**Cuadro 2**) y su acumulación en forma de sales incrementa cuando disminuye el coeficiente de energía de los iones, el radio iónico y la valencia.

Cuadro 2. Categorías de migración de los elementos.

Categoría de migración	
1	Silicio (cuarzo) Virtualmente no lavables
2	Fe, Al, Si Ligeramente lavables
3	Si, P, Mn Lavables
4	Ca, Na, K, Mg, Cu, Co, Zn Altamente lavables
5	Cl, Br, I, S, C, B Muy Altamente lavables

Fuente: Kovda, 1973.

Los elementos de la cuarta y quinta categoría de migración constituyen los principales componentes que contribuyen a la formación y acumulación de sales de cloruro de sodio, sulfato de sodio, cloruro de magnesio, sulfato de magnesio, sulfato de calcio, carbonato de sodio, bicarbonato de sodio, carbonato de calcio y carbonato de magnesio.

Se considera que el agua es un disolvente, de manera que se cumple la ley de disociación iónica propuesta por Svante Arrhenius en 1884, cuya esencia puede resumirse de la siguiente manera: los electrolitos, durante la disolución, se descomponen en iones. En este sentido, el agua que circula por la corteza terrestre (superficial y subterránea; natural y residual), de cualquier modo constituye una solución cuya concentración depende de varios factores, entre ellos, su origen, la naturaleza de las rocas y minerales con las que tengan contacto; en el caso del agua de lluvia, en su composición, influye la concentración de gases encontrados en la atmósfera; y en el caso del agua residual, su composición depende de su origen (doméstico, industrial o agrícola).

No obstante la complejidad de estos sistemas, cualquiera que sea su origen y su concentración, tienen una característica en común: tratándose de soluciones, se explican mediante la ley de disociación iónica.

Con respecto de lo anterior, y como complemento a la teoría de disociación iónica propuesta por Arrhenius, se tiene la teoría química de las soluciones propuesta por Dmitri Ivánovich Mendeléiev en 1887, ésta teoría sostiene que la formación de una solución es siempre la interacción química de la sustancia disuelta con el disolvente.

De acuerdo con ambas teorías, se deduce que las propiedades de la solución dependen del grado de interacción química entre los componentes de la solución. Una de estas propiedades relacionadas con la concentración iónica, es la capacidad de conducir la corriente eléctrica (CE): cuanto mayor sea el grado de disociación mayor será la concentración de iones en la solución, y en consecuencia, incrementará la conductividad eléctrica de la solución.

3.2.1. Calcio

En relación con los elementos que forman la corteza terrestre, el contenido de **calcio** en los primeros 16 kilómetros es de 3.6% equivalente a 5.1% de óxido de calcio. Las rocas ígneas y sedimentarias contienen entre 2% y 7% de calcio, mientras que las calizas, predominantes en algunas zonas áridas y semiáridas, tienen entre 30% y 40%. Por efecto del intemperismo de estas rocas ricas en calcio (como carbonato de calcio y sulfato de calcio) se libera Ca^{2+} que se solubiliza y migra en el agua, y por efecto de precipitación puede depositarse nuevamente o pasar a otras formas como parte de las plantas, adsorbido en los suelos o precipitado como compuesto cálcico (Kovda, 1973).

En las zonas áridas y semiáridas son predominantes los compuestos de calcio, y dado que estos compuestos son de baja solubilidad, en condiciones de escasa precipitación pluvial, se favorece su depositación en la superficie. Kovda (1973) mencionó que la concentración de calcio está asociada con los feldespatos, piroxenos, anfíboles, micas y minerales arcillosos. La plagioclasa básica contiene entre 7% y 14% de calcio, los piroxenos como augita entre 11% y 18%, la ortoclasa, la biotita y los vidrios volcánicos contienen hasta 1.5%.

3.2.2. Magnesio

Al igual que el calcio, el **magnesio** es muy abundante en la corteza terrestre y puede encontrarse hasta 2.3% como constituyente de diversos minerales, principalmente en los silicatos como la biotita ($\text{SiO}_{10}\text{FeMg}$) y el olivino, también forma parte de otros silicatos como clorita vermiculita, ilita y montmorillonita (Navarro, 2003), asimismo se encuentra en la dolomita ($\text{CaCO}_3\text{:MgCO}_3$) y la magnesita (MgCO_3).

En las regiones áridas y semiáridas se presenta algunas veces acumulación de MgSO_4 (Fassbender, 1975) y pasa en parte al estado de sales solubles como cloruros y sulfatos de magnesio, estos iones pueden lixivarse, o ser absorbidos por organismos animales y vegetales, también pueden precipitarse y depositarse en la superficie de los suelos.

3.2.3. Sodio

El **sodio** procede de los minerales silicatados como hornablenda y moscovita. El sodio es fácilmente lavable, por lo cual, es un ion comúnmente encontrado en el agua junto con el cloruro. Mediante la hidrólisis de los carbonatos de sodio este último es liberado y pasa a la solución originando pH alcalino en los suelos, estos requieren medidas especiales de recuperación por métodos químicos (Kovda, 1973), como aplicación de yeso.

Los minerales de sodio precipitan durante la evaporación del agua, por ejemplo la halita (NaCl), mirabilita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), salitre sódico (NaNO_3), termonatrita ($\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot \text{NaHCO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), glauberita ($2\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot \text{Na}_2\text{CO}_3$) y gaylusita ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) (Szabolcs, 1989).

3.2.4. Potasio

El contenido de **potasio** en la corteza terrestre es de 2.5%, aproximadamente. Éste predomina en las rocas ígneas más que en las sedimentarias. En este caso en minerales silicatados, feldespatos, micas y en los minerales arcillosos. La ortoclasa contiene entre 7% y 12% de potasio. La leucita hasta 16%, la plagioclasa, anfíboles y piroxenos alcanzan menos del 1% (Fassbender, 1975). Diversos procesos como la hidrólisis, acidificación y disolución dan lugar a la liberación del potasio.

3.2.5. Carbono

Los compuestos del **carbono** forman parte importante en las sustancias orgánicas, donde el carbono junto con el oxígeno forman el gas de dióxido de carbono (CO_2) existente en todo el planeta. El CO_2 se solubiliza en el agua y origina el ácido carbónico. Este último ejerce acción de intemperismo en los minerales que forman las rocas calizas descomponiéndolos en bicarbonatos y carbonatos, liberando Ca^{2+} .

El bicarbonato (como ácido carbónico) es responsable de la acidez en el agua, ya que debido a la disociación del ácido carbónico en agua se genera el ion HCO_3^- liberando protones H^+ , mientras que la fuente principal del ión CO_3^{2-} proviene del lavado de rocas calizas (Kovda, 1973). Parte del CO_3^{2-} que contiene la roca caliza pasa al agua e incrementa el pH por la liberación de OH^- , lo cual da lugar a la alcalinidad.

En la corteza terrestre los compuestos de carbono están distribuidos en forma de carbonatos de calcio presentes en rocas calizas y mármoles, el carbonato de calcio junto con el magnesio forman las dolomitas $[(Ca-Mg (CO_3)_2)]$. El carbonato de calcio y magnesio está presente en las rocas sedimentarias (Kovda, 1967) y ampliamente distribuidos en los minerales como la calcita ($CaCO_3$), dolomita $[(Ca-Mg (CO_3)_2)]$, magnesita ($MgCO_3$), soda (Na_2CO_3), potasa (K_2CO_3) y trona ($Na_2CO_3, NaHCO_3 \cdot 2H_2O$).

3.2.6. Cloro

Todos los iones se encuentran asociados con diversos minerales, así, el ión **cloruro** se encuentra asociado con el ión sodio en el mineral halita que forma la sal cloruro de sodio ($NaCl$), también se encuentra como cloruro de calcio y cloruro de magnesio. El ión cloruro procede de la descomposición de las rocas ígneas y de evaporitas ricas en $NaCl$, debido a su alta solubilidad pasa fácilmente al agua y permanece por largo tiempo antes de precipitar como $NaCl$. Una pequeña porción puede quedar insoluble como cloruros de plata, mercurio, cobre o plomo y, son solubilizados cuando hay condiciones de acidez en las soluciones.

3.2.7. Azufre

En relación con el **azufre**, la corteza terrestre contiene 0.06%, en las rocas cristalinas la cantidad es de 0.22%. En las rocas ígneas se encuentra en forma de piritita (FeS_2). En las rocas sedimentarias predomina en forma de sales de ácido sulfúrico como yeso ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$), anhidrita ($CaSO_4$), kiserita ($MgSO_4 \cdot H_2O$), mirabilita ($Na_2SO_4 \cdot 10H_2O$) y glauberita $[Na_2Ca(SO_4)_2]$.

En determinadas condiciones ciertas bacterias oxidantes descomponen el ácido sulfúrico, a su vez, el azufre elemental reacciona con el oxígeno y forma dióxido de azufre, este se combina con el agua para producir una solución ácida. Esta solución ácida reacciona con los carbonatos de los metales alcalinotérreos que dan origen a las sales de sulfato.

3.2.8. Boro

El **boro** se encuentra en los minerales en forma de boratos hidratados, bórax ($Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$), borosilicatos (turmalina). Este elemento predomina en las rocas ígneas y

sedimentarias, es abundante en los granitos, y menos abundante en los basaltos con la estructura de silicatos. La turmalina es uno de los minerales que comúnmente contiene boro entre 3% y 4%. El boro disperso en los minerales silicatados no es asimilable sino hasta después de largos periodos de descomposición debido a que es un elemento trivalente y de bajo radio iónico.

3.2.9. Fósforo

El **fósforo** se origina a partir del ácido fosfórico y se encuentra presente en el agua, en mayor cantidad, como ortofosfato. El fósforo, cuya fuente principal es la apatita, se genera a partir del intemperismo de las rocas ígneas y de la lixiviación de los suelos que contienen desechos orgánicos. La incorporación de fósforo al agua residual se debe al drenaje de las zonas de producción agrícola donde utilizan fertilizantes fosfatados, y drenaje doméstico e industrial que aporta detergentes (Velázquez-Machuca *et al.*, 2010).

3.2.10. Nitrato

En el agua natural y residual, las formas del nitrógeno son: nitrato, nitrito, amonio y nitrógeno orgánico. Estas formas de nitrógeno, así como el gas N_2 , son bioquímicamente convertidas unas en otras, y son componentes del ciclo del nitrógeno. El **nitrato** generalmente se encuentra en cantidades muy bajas en agua natural superficial, pero, puede tener alta concentración en algunas aguas subterráneas y residuales. El exceso de este ión (NO_3^-) en el agua utilizada para consumo humano induce la enfermedad conocida como methemoglobinemia en infantes, por ello, se ha propuesto que la concentración máxima de nitrato en agua potable sea de (10 mg L^{-1} de N= 44 mg L^{-1} de NO_3^-). El nitrato se encuentra en agua residual y efluentes de plantas de tratamiento, y puede superar la concentración de 30 mg L^{-1} (APHA, 1995).

3.2.11. Silicio

El **silicio** es el segundo elemento más abundante del planeta y se encuentra en la mayoría de las aguas, en corrientes superficiales está en baja concentraciones. Es el constituyente común de las rocas ígneas, el cuarzo y la arena. El silicio existe normalmente como óxido (SiO_2 y SiO_3), este puede estar en forma insoluble, soluble y coloidal. Muchas aguas naturales contienen menos de 10 mg L^{-1} de silicio, algunas pueden tener hasta 80 mg L^{-1} . El agua termal en contacto con lavas basálticas o riolíticas contiene silicio en abundancia (Hem, 1985).

3.3. Composición y caracterización hidroquímica de fuentes superficiales y aguas residuales

La composición química del agua varía en su concentración iónica según las estaciones del año, lo anterior se debe a que en la época de lluvia se lleva a cabo el proceso de dilución. Durante el día, en el verano, cuando la temperatura es elevada, hay mayor evaporación de agua y esto induce una mayor concentración, en estos procesos influye la solubilidad de las sales y su relación con la temperatura, esta es la razón de la variación en la composición iónica del agua en un contexto natural bajo el ciclo hidrológico (**Fig. 1**) y la migración de elementos en el agua de los ríos.

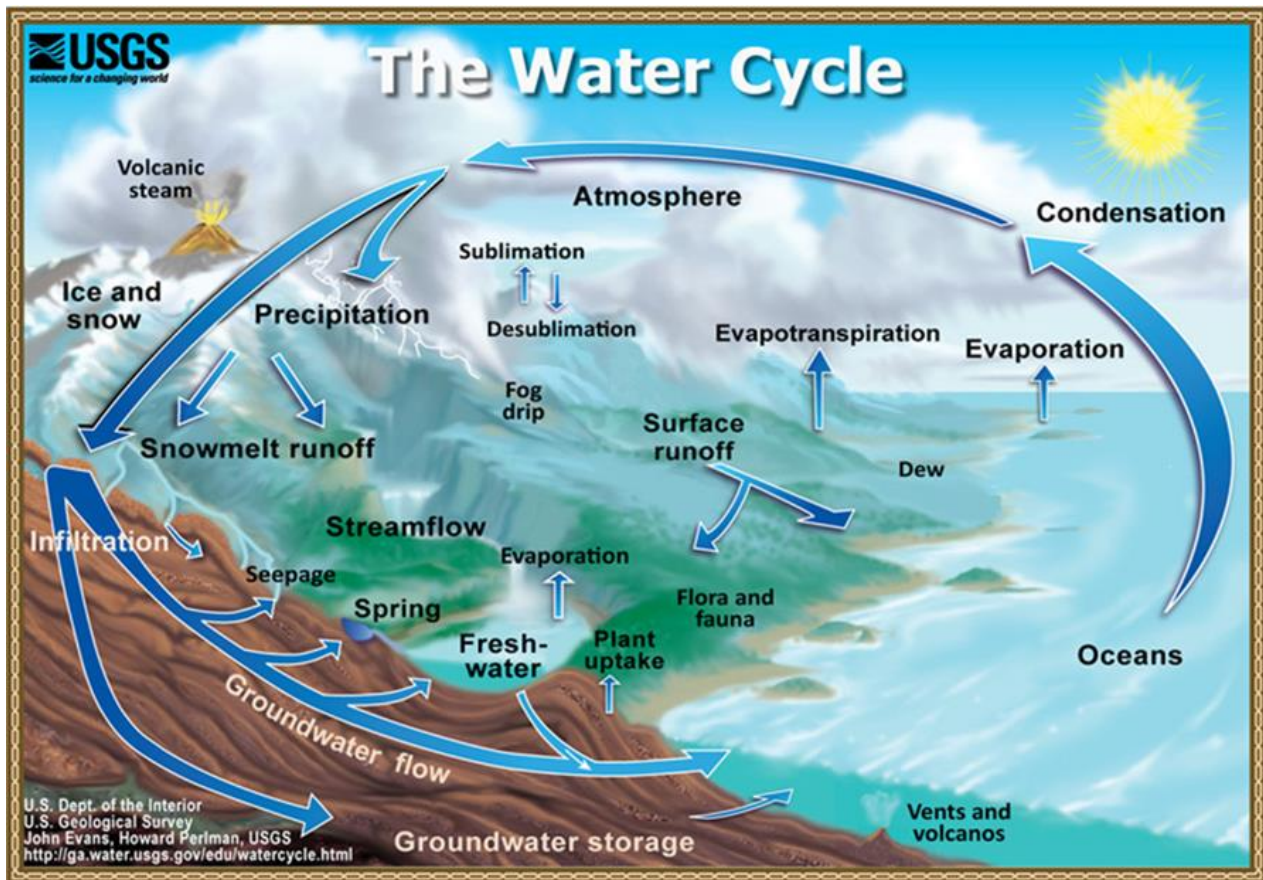


Figura 1. El ciclo hidrológico y su representación en el contexto global.

Fuente: U. S. Geological Survey.

Como se observa en la **figura 1**, la hidrósfera tiene una dinámica continua evaporándose de los océanos a la atmósfera, precipitándose sobre la tierra y fluyendo en forma subterránea y superficial en arroyos, lagos, manantiales y ríos por los que llega el agua nuevamente al océano. Éste último es el rasgo más destacado de la hidrósfera, cubre casi el 71% de la superficie terrestre hasta una profundidad media de unos 3,800 metros y, representa cerca de 97 % del agua de la tierra. La hidrósfera incluye también el agua dulce que se encuentra en las corrientes superficiales y subterráneas, lagos y glaciares, además, el agua es un componente fundamental de todos los seres vivos, sin embargo, Tarbuck y Lutgens (2010) mencionaron que estas fuentes de agua dulce representan solo una pequeña fracción del total.

El agua residual, por el contrario, es de composición variada procedente de las descargas de uso público urbano, doméstico, industrial, comercial, de servicios, agrícola, pecuario, de las plantas de tratamiento, y en general, de cualquier uso, así como la mezcla de ellas (CONAGUA, 2009), y debido a su composición no debe reutilizarse sin un tratamiento previo, ya que al ser vertida en los cuerpos receptores puede tener efectos negativos en la salud humana y en el ambiente (Jiménez, 2001). En relación con esta problemática, Foster *et al.* (2003) destacaron la creciente contaminación de los cuerpos de agua susceptibles de servir como fuentes de abastecimiento, por su parte, Guerra (1989) indicó que se ha propiciado un aumento en la extracción y consumo de agua que se ha traducido, consecuentemente, en una mayor generación de agua residual, esta al verse sin tratamiento a los cuerpos receptores perjudica sus usos legítimos y, disminuye su potencial de aprovechamiento.

Considerando el tiempo de contacto del agua con las rocas, las aguas de escorrentía superficial tienen menor tiempo de contacto con las rocas en comparación con el agua subterránea, ésta última circula más lentamente y es de mayor concentración iónica puesto que tiene mayor contacto con los diversos perfiles litológicos y, por el contrario, las aguas superficiales tienen baja concentración iónica por un menor tiempo de contacto con las rocas. Toda el agua natural tiene una concentración variada de sustancias disueltas, como aniones y cationes, los principales son: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} . En este sentido, la salinidad total del agua es igual a la suma de la concentración de todos sus constituyentes disueltos.

La mayoría de los minerales originan sales, cualquiera que sea su solubilidad, al respecto, la solubilidad varía con la temperatura; el sulfato de sodio, carbonato de sodio, sulfato de magnesio y cloruro de calcio son de muy baja solubilidad a baja temperatura, la solubilidad del NaCl generalmente no varía con la temperatura (Kovda, 1967).

En el **cuadro 3** se observa que el agua de los ríos es de baja concentración, y su composición iónica varía según su origen, así, el río Colorado presenta una composición mixta, en el río Grande predomina sulfato de sodio, el agua de los ríos Yakima y Sacramento es bicarbonatada.

Cuadro 3. Hidroquímica de flujos superficiales.

Ubicación	Nombre	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	CO ₃ ²⁻ +HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
		----- meq L ⁻¹ -----					
Valle Sacramento, California	Río Sacramento	0.62	0.50	0.38	1.23	0.14	0.13
Washington	Río Yakima	0.56	0.33	0.27	0.99	0.07	0.10
El Paso, Texas	Río Grande	3.88	1.49	6.35	3.31	5.12	3.29
Valle Imperial, California	Río Colorado	5.02	2.71	6.38	2.89	6.68	4.54

Fuente: Bower & Wilcox, 1965.

Conocer la composición química del agua superficial y su variación en las zonas agrícolas permite comprender los procesos de acumulación de sales en el suelo. Y de acuerdo con el análisis de diversos estudios relacionados con la composición hidroquímica de fuentes superficiales (Ayers & Westcot, 1987) se ha podido establecer como generalidad la siguiente hipótesis: la concentración iónica total del agua de los ríos es inversamente proporcional a su caudal; esto quiere decir: a medida que los ríos aumentan su volumen de agua, disminuye su concentración por efecto de dilución, y conforme disminuye su volumen por efecto de evaporación se incrementa su concentración. Este comportamiento se presenta durante la época de lluvia y de estiaje.

En la composición principal del agua de los ríos en todo el mundo (**Cuadro 4**) se observa que predomina el HCO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} y Na^+ (Kovda, 1973).

Cuadro 4. Composición media del agua de algunos ríos en el mundo.

Ubicación	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	NO_3^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+
	----- mg L ⁻¹ -----							
América del norte	68.0	20.0	8.0	1.0	21.0	5.0	9.0	1.4
América del sur	31.0	4.8	4.9	0.7	7.2	1.5	4.0	2.0
Europa	95.0	24.0	6.9	3.7	31.1	5.6	5.5	1.7
Asia	79.0	8.4	8.7	0.7	18.4	5.6	9.3	-
África	42.0	13.5	12.1	0.8	12.5	3.8	11.0	-
Australia	31.6	2.6	10.0	0.05	3.9	2.7	2.9	1.4

Fuente: Kovda, 1973.

Los elementos comúnmente encontrados en el agua superficial y subterránea, en diferente concentración, son principalmente Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , y en menor concentración boro. No obstante, los iones predominantes serán aquellos cuya naturaleza se encuentre en las rocas, minerales y sedimentos, por donde fluye el agua. Así, se encontrará mayor concentración de carbonato de calcio en zonas donde predominan las rocas calizas.

Lo anterior se debe a que la caliza es una roca sedimentaria compuesta mayoritariamente por carbonato de calcio, y predomina generalmente en las zonas áridas. Los lagos que se encuentran en cuencas endorreicas, por lo general, poseen un alto contenido de sales, y el agua de lagos en cuencas exorreicas tendrán baja salinidad (Kovda, 1973).

La agricultura de riego depende tanto de la cantidad como de la calidad del agua. El concepto de calidad se refiere a las características que pueden afectar su potencial de uso, en este sentido, la calidad se define por su composición química, física y microbiológica (Ayers & Westcot, 1987).

En este estudio se consideraron como variables fundamentales la salinidad, sodicidad y toxicidad, todas estas, fueron estimadas a partir de la concentración iónica del agua.

En el **cuadro 5** se muestra el promedio de la composición química de los ríos de diversas partes del mundo usados en la agricultura donde se observan los valores de CE y los principales cationes y aniones.

Los valores de pH en el agua son ligeramente alcalinos ($\text{pH} < 8.5$). Los ríos que por su CE presentan alto riesgo de salinidad para riego agrícola son: ríos Oker y Erse en Alemania; río Khan-Abed, Afganistán; río Cauca, Colombia; río Pisco (aguas abajo), Perú; ríos Limón y Palmar, Venezuela; río Éufrates, Sumarra, Iraq; río Tigris, Qurne, Iraq; ríos Colorado y Álamo, California, EU; río Bravo, EU-Mx; ríos Colorado, Gila y Salt en Arizona, EU; río Pecos, Nuevo México y Río Medjerda, Túnez.

Cuadro 5. Análisis de agua de ríos de varias partes del mundo.

Lugar	CE dS m^{-1}	pH	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}
			----- meq L^{-1} -----						
Río Oker, Alemania	0.98	7.2	4.0	2.7	3.0	0.3	4.3	4.2	1.5
Río Erse, Alemania	1.91	7.1	8.0	5.3	4.3	1.4	12.8	6.0	0.5
Río Mae Kong, Tailandia	0.28	7.0	1.7	0.5	0.5	-	0.4	0.4	1.9
Río Mae Nam Chao, Tailandia	0.30	6.8	1.7	0.5	0.7	-	0.5	0.1	2.5
Río Segura, España	0.43	8.5	2.3	2.8	1.0	-	1.0	2.3	2.3
Río Guadiana, España	0.61	8.1	4.0	3.1	1.1	-	1.4	5.3	1.3
Río Pichanas, Argentina	0.59	7.4	1.5	1.0	3.6	0.2	1.2	1.5	3.6
Río Amazonas, Brasil	0.04	6.5	0.2	0.1	0.1	-	0.1	0.6	0.3
Río Bío-Bío, Chile	0.05	7.1	0.3	0.1	0.1	-	-	0.1	0.5
Río Kunuz, Afganistán	0.60	7.8	2.2	1.3	2.2	0.1	2.3	0.8	2.6
Río Khan-Abed, Afganistán	1.20	7.8	3.8	2.7	5.2	0.2	5.0	1.4	5.5
Río Indus, Pakistán	0.25	7.7	1.8	0.7	0.6	-	0.4	0.4	2.3
Río Jhelem, Pakistán	0.50	7.4	1.7	0.6	0.4	-	0.2	0.6	1.7
Río Sutlej, Pakistán	0.34	7.6	1.8	0.4	10.2	-	0.4	0.8	2.2
Río Sulti, Bolivia	0.68	-	1.0	1.0	4.0	0.4	1.7	1.2	3.5
Río Cauca, Colombia	0.87	-	3.5	4.4	3.7	-	0.5	1.6	7.8
Río Amaine, Colombia	0.55	-	3.0	2.6	0.8	-	0.5	0.4	5.1
Río Lempa, el Salvador	0.22	8.3	1.1	0.7	0.9	0.2	0.4	0.4	2.1
Río Jiboa, el Salvador	0.63	8.2	1.2	0.6	4.4	0.3	3.6	0.6	2.5

Cuadro 5. Continuación...

Lugar	CE dS m ⁻¹	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻
			----- meq L ⁻¹ -----						
Río Calentura, el Salvador	0.75	7.5	2.2	2.3	3.0	0.1	3.4	0.4	4.7
Río Lerma, México ^{&}	0.57	7.15	1.49	1.25	2.31	0.57	1.71	0.77	2.97
Río Grande Santiago, Mex. ^{&}	0.49	7.39	1.48	1.03	1.80	0.48	1.39	0.46	2.80
Río Juchipila, México ^{&}	0.19	7.26	1.13	0.42	0.17	0.22	0.35	0.17	1.37
Río Duero, México [‡]	0.22	7.10	0.60	0.74	0.77	0.09	0.29	0.14	1.84
Río Tula, México [”]	-	-	2.34	3.37	6.91	-	4.28	1.58	8.01
Río Pisco (aguas arriba), Perú	0.67	7.8	2.7	0.9	2.1	0.1	2.4	0.3	2.8
Río Pisco (aguas abajo), Perú	5.83	7.7	18.0	4.5	36.5	0.4	38.5	16.9	3.5
Río Ica, Perú	0.31	8.2	1.5	0.5	0.7	0.1	0.5	0.2	2.0
Río Majes, Perú	0.38	7.2	1.6	0.5	0.8	0.1	1.0	0.2	1.7
Río Limón, Venezuela	0.82	-	6.5	1.6	1.4	-	2.3	2.2	4.6
Río Palmar, Venezuela	0.96	-	1.3	3.6	2.8	-	0.2	6.2	1.8
Río Nilo, el Cairo, Egipto	0.4	-	1.4	1.0	1.0	-	0.6	0.4	2.6
Río Diyala, Iraq	0.47	8.0	3.3	1.5	0.7	-	0.5	1.9	2.8
Río Éufrates, AlKaim, Iraq	0.73	-	2.8	2.3	2.0	-	1.8	2.8	3.1
Río Éufrates, Sumarra, Iraq	1.44	-	3.0	3.5	4.3	-	4.9	3.0	4.2
Río Tigris, Mosul, Iraq	0.46	-	2.7	1.8	0.5	-	0.7	1.4	3.2
Río Tigris, Qurne, Iraq	1.14	-	3.8	3.2	2.9	-	3.0	3.1	3.7
Río Khabour, Ras-el-ain, Siria	0.39	6.6	2.5	1.6	0.4	0.1	0.4	0.8	2.9
Río Níger, Nigeria	0.05	7.4	0.2	0.1	0.2	0.1	-	0.1	0.4
Río Zambezi, Zimbabwe	0.10	7.3	0.5	0.4	0.1	-	0.1	0.1	0.8
Río Colorado, California	1.48	7.9	4.6	2.9	9.5	0.1	4.3	9.2	2.9
Río Álamo, California, EU	4.64	-	11.4	11.8	33.6	0.3	23.5	26.9	5.0
Río Bravo, EU-MX	0.37	-	2.2	0.6	1.0	-	0.2	1.3	2.3
Río Bravo, EU-MX	0.63	-	2.7	0.9	2.5	0.1	1.0	2.6	2.6
Río Bravo, presa Caballo, MX	0.69	-	2.9	0.9	2.9	0.1	1.5	2.6	2.8
Río Bravo, presa Leasburg, EU	0.80	-	3.4	1.1	3.4	0.1	1.9	3.2	3.0
Río Bravo, el paso, EU-MX	1.32	-	4.6	1.5	7.2	0.1	4.0	5.9	3.7
Río Bravo, EU	5.82	-	15.6	7.0	39.7	0.2	39.2	18.5	4.8
Río San Joaquín, California	0.06	-	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.4
Río Feather, California, EU	0.09	-	0.4	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.7
Río Columbia, Dallas TX, EU	0.21	7.9	1.2	0.5	0.7	-	0.1	0.4	1.8
Río Sacramento, California	0.18	7.2	0.6	0.6	0.5	0.3	0.3	0.3	1.3
Río Sneake, Idaho, EU	0.50	-	2.3	1.6	1.3	0.1	0.7	1.1	3.5
Río Colorado, Arizona, EU	1.38	-	5.2	2.6	6.4	0.2	4.0	7.6	2.8
Río Mississippi, Luisiana, EU	0.42	7.5	2.1	1.0	1.1	0.1	0.9	1.2	2.2
Río Gila, Arizona, EU	7.42	-	17.0	12.0	53.1	1.2	49.7	28.1	5.5
Río Salt, Arizona, EU	1.38	-	1.2	2.6	8.9	0.2	9.1	1.0	2.8
Río Pecos, Nuevo México	3.37	-	20.4	6.2	13.3	-	13.8	23.8	2.3

Fuente: Ayers & Westcot, 1987; [&]Pérez-Díaz, 2014; [‡]Velázquez-Machuca *et al.*, 2010; [”]Del Arenal, 1985.

El agua residual tiene la misma composición básica que el agua natural, sin embargo, el agua residual difiere en su concentración y otros constituyentes como organismos patógenos, pesticidas, fertilizantes y metales pesados; de acuerdo con Tchobanoglous *et al.* (2003) la descomposición de la materia orgánica contenida en el agua residual genera gases malolientes, el agua residual sin tratar contiene microorganismos patógenos que ocasionan problemas a la salud humana, además, sus nutrientes pueden estimular el desarrollo de plantas acuáticas y la eutrofización progresiva de los cuerpos de agua.

En México, no obstante, se tiene poco entendimiento de los efectos ambientales ocasionados por la descarga de agua residual, asimismo, se desconocen los efectos que puede ocasionar el uso del agua residual a largo plazo, pues en Valle del Mezquital desde hace más de 120 años se utiliza el agua de origen residual proveniente de la Ciudad de México para la irrigación de casi 77,874 hectáreas de tierra cultivada y la mayor proporción corresponde a los distritos de riego 003-Tula (45,214 hectáreas) y 100-Alfajayucan (31,482 hectáreas), en el distrito 028-Tulancingo se registraron 1,178 hectáreas (Cisneros-Estrada *et al.*, 2001). Siebe (1994) encontró que los metales pesados contenidos en el agua residual se acumulan en la capa arable de los suelos agrícolas irrigados en Valle del Mezquital; al respecto, existe poca información acerca de los riesgos a la salud por la exposición a estos efluentes, porque además de los contaminantes microbianos en el agua residual, los contaminantes químicos también pueden provenir de: sales inorgánicas, nutrientes, metales pesados en materia orgánica, detergentes, oligocontaminantes, pesticidas, subproductos de la cloración como N-nitroso-dimetilamina (NDMA), cloroformo y sustancias químicas que perturban el sistema endocrino, además de diversos productos farmacéuticos (Winpenny *et al.*, 2013).

Se desconoce la naturaleza de algunos constituyentes químicos o no están identificados muchos de sus patógenos, por ello, deben definirse los riesgos de salud pública con base en conocimientos científicos sólidos (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

De acuerdo con Jiménez *et al.* (2005) 40 m³s⁻¹ de agua negra que sale del Valle de México sin tratar, se emplean para el riego en Valle de Tula (Mezquital), Chiconautla y Zumpango, así como para almacenamiento en la presa Endhó (1.6 m³s⁻¹) cuya agua se emplea, posteriormente, para riego agrícola.

El agua negra se usa por los agricultores, no sólo por la necesidad del líquido sino por que incrementa la productividad, pues contiene materia orgánica (demanda bioquímica de oxígeno) y nutrientes para el suelo (**Cuadro 6**). Sin embargo, también genera enfermedades por helmintos en los agricultores y consumidores de productos agrícolas irrigados con agua residual o insuficientemente tratada (Cifuentes *et al.*, 2000).

Cuadro 6. Calidad del agua residual del emisor profundo durante 1997.

Variables	Época de secas			Época de Lluvias		
	Media	Mínimo	Máximo	Media	Mínimo	Máximo
Demanda bioquímica de oxígeno (mg L ⁻¹)	341	307	419	427	289	687
Sólidos totales disueltos (mg L ⁻¹)	912	795	1001	707	255	5023
Sólidos suspendidos totales (mg L ⁻¹)	295	60	1500	264	52	3383
Nitrógeno amoniacal (mg L ⁻¹)	23	16	43	17	0	57
Fosfatos (mg L ⁻¹)	6	1	19	5	2	8
Huevos de helminto (organismos L ⁻¹)	14	6	23	27	7	93

Fuente: Jiménez *et al.* 2005.

Pérez-Díaz (2011) realizó un estudio donde muestra los valores de concentración de algunos elementos tóxicos presentes en el agua residual tratada, al respecto, mencionó que la concentración de metales pesados fue baja debido al origen doméstico del agua residual; por su parte, Valdez-Alegria (2015) encontró valores altos de nitrato y fosfato en las aguas residuales que riegan el Valle del Mezquital. En ambos casos se observa que se trata de agua bicarbonatada sódica (**Cuadro 7**), cuya CE representa riesgo de salinidad medio-alto para su uso en la agricultura, y la elevada concentración de sodio representa alto riesgo de sodicidad.

Cuadro 7. Composición iónica promedio de aguas residuales.

pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	DQO	SST
	dS m ⁻¹	----- meq L ⁻¹ -----					----- mg L ⁻¹ -----						
7.43	2.34	5.16	5.91	12.66	0.39	0	13.21	10.32	0.45	-	-	33.76	38.57
Fuente: Pérez-Díaz, 2011.													
7.91	1.42	2.04	3.21	7.97	0.65	0.17	7.08	4.82	1.44	14.98	0.73	-	-
Fuente: Valdez-Alegria, 2015.													

Ramalho (2003) sugirió que la composición del agua de los cauces, sometidos a contaminación, varía a lo largo de su curso, mientras que los lagos y pantanos tienen una calidad relativamente homogénea. Con respecto de los contaminantes los distingue en tres categorías (químicos, físicos y biológicos), pero en el caso de la contaminación derivada de compuestos inorgánicos el resultado más alarmante es su efecto tóxico, y en este grupo se encuentran los iones de metales pesados presentes en el agua residual de origen industrial que aún en concentraciones mínimas detectables pueden causar serios problemas; también un aspecto peligroso es la concentración de nitrato en agua de abastecimiento que ocasiona la methemoglobinemia infantil.

3.4. Origen de las sales y sus procesos de acumulación

Las sales se originan a partir de los procesos de intemperismo de los minerales y rocas que constituyen la corteza terrestre, la cual, de acuerdo con Kovda (1973) tiene la siguiente composición (**Cuadro 8**):

Cuadro 8. Composición elemental de la corteza terrestre.

Elemento	Composición (%)	Elemento	Composición (%)
Oxígeno	49.13	Hidrógeno	1.00
Silicio	26.0	Titanio	0.61
Aluminio	7.45	Carbono	0.35
Hierro	4.20	Cloro	0.20
Calcio	3.25	Fósforo	0.12
Sodio	2.40	Azufre	0.10
Magnesio	2.35	Manganeso	0.10
Potasio	2.35		

Fuente: Kovda, 1973.

El intemperismo de las rocas que contienen estos elementos, los libera mediante reacciones de hidratación y disolución de los minerales. Estos posteriormente constituyen las sales que pasan a formar parte de las soluciones y luego son conducidas y distribuidas a diferentes zonas, como depósitos continentales o finalmente al mar. Estas sales transportadas en el agua de riego salinizan los suelos agrícolas.

No todos los elementos son extraídos en igual intensidad ya que su velocidad de migración y acumulación es inversamente proporcional al coeficiente de energía de los iones (Kovda, 1973). De anterior se puede deducir que los cloruros, nitratos, sulfatos y carbonatos de iones alcalinotérreos, son las sales que se forman con mayor facilidad como consecuencia del intemperismo y sus bajos coeficientes de energía. Por lo tanto, su precipitación es menor, y por esta razón permanecen más tiempo solubles en el agua, tal es el caso del NaCl.

Además del citado proceso que da origen a las sales es importante distinguir los diferentes ciclos de acumulación, que están relacionados directamente con las condiciones climáticas, geomorfológicas, hidrogeológicas, biológicas y de las actividades antrópicas que se realizan en cada región (Sánchez-Bernal *et al.*, 2014). Con respecto a las condiciones climáticas, la acumulación de sales será mayor cuando exista una alta temperatura y baja precipitación pluvial, por ejemplo, en las zonas áridas y semiáridas se encuentran condiciones de salinidad (Kovda, 1973) mientras que en las regiones húmedas las sales son lavadas con mucha facilidad.

La orografía tiene importancia debido a que hay mayor acumulación de sales en cuencas cerradas, por el contrario, en cuencas exorreicas no ocurre esta acumulación porque las sales son lavadas y transportadas por los ríos hacia el mar, por ello, en los flujos superficiales de estas cuencas existe baja concentración iónica. La acumulación de sales en los continentes está en relación con el movimiento y redistribución mediante las corrientes de agua en las cuencas, mientras que en los deltas de los ríos utilizados en la agricultura la acumulación de sales se relaciona con el riego agrícola y el depósito de sedimentos.

3.5. Solubilidad de las sales

La solubilidad de las sales está relacionada con la temperatura y el tipo de sal, es importante esta propiedad en el riego agrícola porque, generalmente, si la concentración salina es elevada ocasiona efectos perjudiciales a los cultivos.

Se ha observado que las sales más nocivas son aquellas cuya solubilidad es alta, ya que las que son poco solubles precipitan antes de alcanzar niveles perjudiciales para los cultivos.

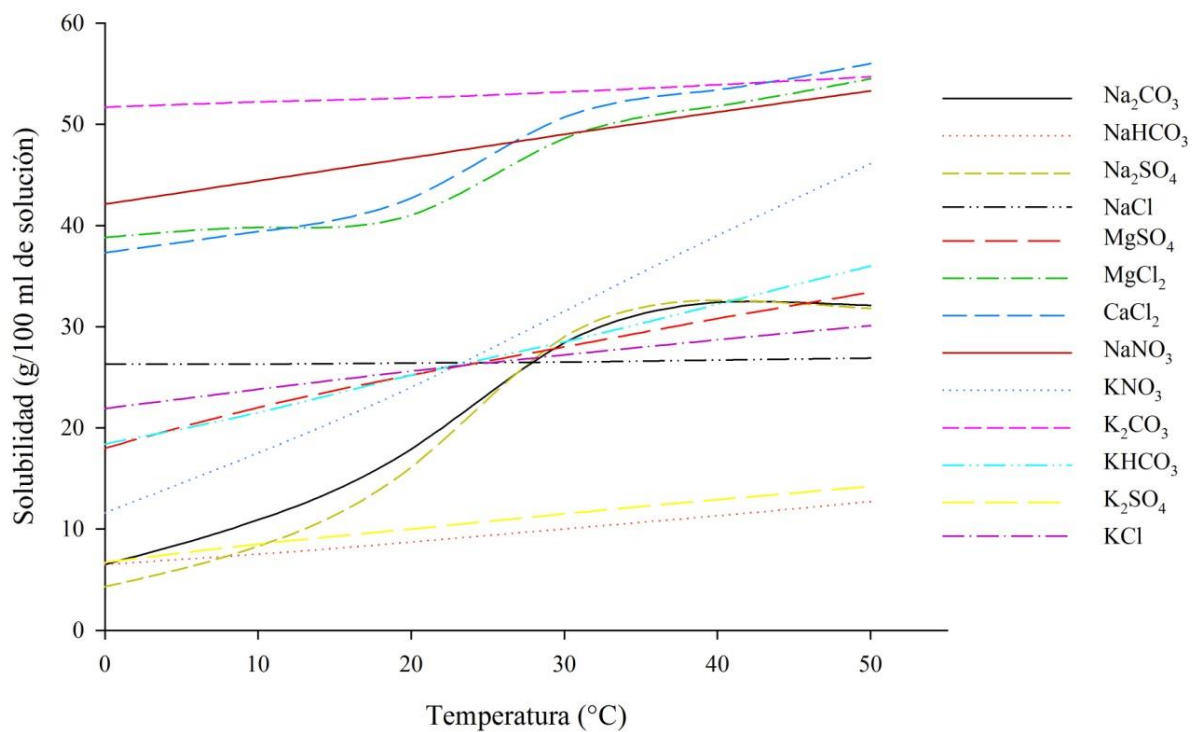


Figura 2. Solubilidad de las sales en relación con la temperatura.

Fuente: Kovda, 1973.

En la **figura 2** se observa que la solubilidad disminuye junto con la temperatura en todas las sales, excepto el NaCl que no varía con la temperatura, es decir, su solubilidad casi permanece constante en comparación con las demás sales, por esto es muy perjudicial a ciertos niveles de concentración para algunos cultivos (Kovda, 1973).

En las soluciones la presencia de iones comunes provoca la disminución de la solubilidad de las sales, en cambio, con iones diferentes suele aumentar la solubilidad de la sal menos soluble, por ejemplo, el yeso tiene una solubilidad de 2.06 g L^{-1} pero en presencia de NaCl esta se incrementa hasta 7.09 g L^{-1} .

Las sales más importantes relacionadas con el agua, y la solución del suelo, son: sulfato de magnesio, sulfato de sodio, sulfato de calcio, cloruro de sodio y magnesio, carbonato y bicarbonato de sodio.

Sulfato de magnesio: esta sal existe en el agua de ríos y los lagos, su solubilidad es de 262 g L^{-1} a $25 \text{ }^\circ\text{C}$, y es una de las más perjudiciales para los cultivos. El **sulfato de sodio** también es un componente típico del agua freática, lagos y suelos salinos, su toxicidad es mayor que la del sulfato de magnesio y su solubilidad varía con la temperatura (**Cuadro 9**).

Cuadro 9. Solubilidad del sulfato de sodio en relación con la temperatura.

Temperatura ($^\circ\text{C}$)	Solubilidad (g L^{-1})
0	45
10	90
20	185
30	373
40	430
50	415

Fuente: Kovda, 1973.

En relación con los suelos este hecho tiene una importancia particular ya que en la estación cálida el sulfato de sodio asciende por capilaridad a la superficie del suelo, cuando baja la temperatura disminuye su solubilidad y precipita en forma de mirabilita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), en la siguiente estación cálida esta se deshidrata y forma un polvo blanco de thenardita (Na_2SO_4). Por esta razón los suelos ricos en Na_2SO_4 dispersan sus partículas y como consecuencia pierden su estructura formando un suelo con apariencia suelta y seca, en ocasiones se observa una costra que fácilmente se rompe y sus partículas son arrastradas con facilidad por el viento.

Junto con el sulfato de sodio y de magnesio, el **cloruro de sodio** es frecuente en el agua y el suelo; su toxicidad es alta para algunos cultivos agrícolas, así como su solubilidad (318 g L^{-1}) y no varía con la temperatura, mientras que la solubilidad del **carbonato de sodio** (**Cuadro 10**) es alta y varía mucho con la temperatura.

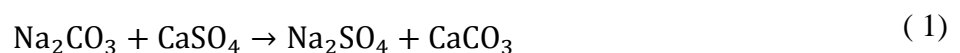
Cuadro 10. Solubilidad del carbonato y bicarbonato de sodio en relación con la temperatura.

Temperatura (°C)	Solubilidad (g L^{-1})	
	Carbonato de sodio	Bicarbonato de sodio
0	70	68
10	122	80
20	213	93
30	371	107
40	441	121
50	429	137

Fuente: Kovda, 1973.

En el **cuadro 10** se observa que la solubilidad del bicarbonato de sodio es menor que la del carbonato de sodio a la misma temperatura. En condiciones de $\text{pH} < 8.4$ no hay presencia de carbonato en las soluciones acuosas (Richards *et al.*, 1954).

Como resultado del proceso de hidrólisis el CO_3^{2-} provoca una fuerte alcalinidad (hasta $\text{pH}=12$). Debido a su elevada solubilidad y alcalinidad las sales de carbonato y bicarbonato de sodio son muy tóxicas para algunos cultivos agrícolas. En el suelo una cantidad $< 0.1\%$ provoca la dispersión de arcillas y disminuye la permeabilidad. En los suelos de zonas áridas no es frecuente encontrar grandes depósitos de carbonato de sodio debido a la abundancia de yeso que reacciona de la siguiente manera:



El bicarbonato de sodio es menos alcalino que los carbonatos debido a que el ácido carbónico neutraliza su efecto:



La sal **cloruro de magnesio** tiene una solubilidad de 353 g L^{-1} , esta es perjudicial para algunos cultivos agrícolas, algunas veces se forma como consecuencia de la reacción entre soluciones que contienen NaCl:



El cloruro de magnesio es muy higroscópico. Al igual que el cloruro de calcio absorbe vapor de agua de la atmósfera que disuelve los cristales de estas sales y forma una solución salina muy concentrada.

La sal de **carbonato de calcio** es poco soluble (0.0131 g L^{-1}), por lo cual, no es nociva para los cultivos agrícolas. Cuando el agua freática calcárea se aproxima a la superficie se expone a la evaporación y el carbonato de calcio precipita y se acumula en los horizontes del suelo. De esta manera se forman los suelos calcáreos fuertemente cementados, impermeables e impenetrables para las raíces de algunos cultivos.

El **carbonato de magnesio** es más soluble que el carbonato de calcio, no obstante, es poco frecuente la acumulación de carbonato de magnesio en el suelo debido a su mayor solubilidad. La solubilidad del **sulfato de calcio** es de 2.04 g L^{-1} y cuando precipita se acumula en el suelo.

Las propiedades químicas del **cloruro de potasio** son similares a las del NaCl, sin embargo el KCl no es nocivo y se encuentra una baja concentración en el agua debido a que el potasio es consumido por algunos organismos o adsorbido por las arcillas del suelo.

Los **nitratos** son sales que tienen una solubilidad alta (686 g L^{-1} el NaNO_3 y 279 g L^{-1} el KNO_3), son sales más tóxicas que los cloruros, pero también son importantes para el desarrollo de los cultivos agrícolas.

3.6. Calidad del agua en relación con el riego agrícola

En relación con el riego agrícola Ayers & Westcot (1987) mencionaron que la agricultura de riego depende de la cantidad y de la calidad del agua, e indicaron que el concepto de calidad se refiere a las características que pueden afectar su adaptabilidad a un uso específico, en este caso, para el riego agrícola se tienen en cuenta sus características físicas y químicas. En este sentido, mediante la información acumulada, experiencias y resultados medidos, han surgido criterios que se utilizan como indicadores para la evaluación de los problemas relacionados con la calidad del agua como la salinidad, sodicidad y toxicidad. Al respecto, los autores mencionaron que la calidad del agua para riego puede variar significativamente según el tipo y la cantidad de sales disueltas.

Los sales en el agua de los ríos se encuentran siempre en forma iónica en cantidades relativamente bajas, estos iones se originan a partir de la meteorización y disolución de las rocas y minerales, posteriormente son transportados por los ríos y depositados en los suelos irrigados con esta agua. Los iones se acumulan en el suelo a medida que el agua se evapora o es absorbida por los cultivos.

Generalmente la concentración elevada de iones en el agua, y en los suelos, reducen la disponibilidad de agua para los cultivos debido al efecto de la presión osmótica, mientras que los altos contenidos de Na^+ y bajos contenidos de Ca^{2+} en el agua, y suelos, reducen la velocidad de infiltración del agua en el suelo.

Además, ciertos iones como el Na^+ , Cl^- , B^{3+} y NO_3^- pueden acumularse en los cultivos y causar toxicidad por su excesiva concentración. El exceso de nutrientes, absorbidos de la solución del suelo o incorporados mediante la fertilización, también puede ocasionar malos rendimientos en el cultivo y mala calidad del producto (Ayers & Westcot, 1987).

Para determinar la calidad del agua utilizada en la irrigación de cultivos agrícolas, se toman en cuenta las siguientes variables: pH, CE, concentración de aniones y cationes, mediante las cuales se estiman los factores limitantes para su uso en diversos cultivos, tales como el riesgo de salinidad, riesgo de sodificación, y toxicidad por iones específicos, principalmente.

3.6.1. Índices de salinidad

Algunos de los criterios para evaluar la salinidad del agua de riego son la conductividad eléctrica y la concentración total de iones. En este sentido, Velázquez-Machuca *et al.* (2010) en su investigación, encontraron valores de CE entre 1 y 3 dS m⁻¹. Por su parte, Rodríguez *et al.* (2009) reportaron agua cuya clasificación cualitativa fue C2, C3 y C4, es decir, la calidad agronómica del agua es variable.

La CE (**Cuadro 11**) es una de las variables mayormente utilizadas para la evaluación y clasificación del agua, debido a su fácil determinación, alta correlación y dependencia de la concentración iónica; el inconveniente que existe es que al determinar únicamente la CE se desconoce el tipo y concentración de iones disueltos en el agua. En este sentido es importante evaluar la calidad del agua mediante la CE y con la información obtenida de su composición iónica, pues los efectos en el suelo y los cultivos dependerán del tipo de salinidad (salinidad sódica, clorhídrica, sulfática, entre otros tipos de salinidad), además, del tipo de suelo y la variedad del cultivo (Sánchez-Bernal *et al.*, 2013; Can-Chulim *et al.*, 2014), incluso las plantas que se desarrollan en ambientes salinos presentan problemas de crecimiento, desarrollo y distribución, relacionados con el incremento de la concentración salina de su ambiente debido a la variación interanual de las condiciones climáticas (Ortega-Mikolaev *et al.*, 2016).

Cuadro 11. Clasificación del agua de riego según su conductividad eléctrica.

Clasificación	Riesgo de salinidad	CE (dS m ⁻¹)
C1	Bajo	0-0.250
C2	Medio	0.250-0.750
C3	Alto	0.750-2.250
C4	Muy alto	> 2.250

Fuente: Richards *et al.*, 1954.

Con respecto de la salinidad, Ayers & Westcot (1987) indicaron que cuando el agua tiene una CE menor de 0.700 dS m⁻¹ no tiene restricción de uso, mientras que con una CE entre 0.700 dS m⁻¹ y 3.00 dS m⁻¹ la restricción es moderada, y el uso es muy restringido con valores de CE mayores de 3.00 dS m⁻¹, ya que se afecta la disponibilidad del agua para algunos cultivos.

Teniendo en cuenta que el agua contiene iones, es importante desarrollar esta investigación para conocer el tipo de agua según la concentración iónica que presente; en este estudio se considera dicho criterio como base para elaborar los diagramas hidroquímicos.

Los resultados observados en diversos estudios muestran que la salinidad, como consecuencia del riego con agua de alta concentración iónica, ocasiona la salinización progresiva de los suelos, no obstante, la acumulación de sales dependerá de las propiedades físicas y químicas del suelo. Castellanos *et al.* (2000) mencionaron que el problema de la salinidad se restringe a regiones con precipitación pluvial limitada, como es el caso de las zonas áridas y semiáridas. Argente *et al.* (2006) señalaron que la salinidad de los suelos afecta el rendimiento de los cultivos, en este sentido, concluyeron que el incremento en la concentración iónica del agua utilizada en la irrigación disminuye el crecimiento de los cultivos.

3.6.1.1. Índice de salinidad efectiva

La **salinidad efectiva** (SE) es un indicador de salinidad propuesto por Doneen (1959), con el cual se estima el riesgo que representan las sales solubles del agua de riego al pasar a formar parte de la solución del suelo. Para determinar la SE hay varias opciones expresando los iones en meq L⁻¹ mediante las fórmulas que se presentan a continuación, y en el **cuadro 12** se muestra la clasificación del agua de acuerdo con este indicador. Se tienen los datos de una muestra de agua expresados en unidades de meq L⁻¹ para ejemplificar la aplicación de las ecuaciones a un caso particular: Ca²⁺=1.86, Mg²⁺=2.10, Na⁺=6.62, K⁺=0.96, suma de cationes=11.54; CO₃²⁻=0, HCO₃⁻=6.26, Cl⁻=3.75, SO₄²⁻=1.21, suma de aniones=11.22.

$$\text{si } \text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}) \quad (4)$$

1.86 > (0 + 6.26 + 1.21); en este caso no se cumple la condición dado que 1.86 < 7.47, por lo cual, esta ecuación es inadecuada para estimar la SE.

$$\text{si } \text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}) \text{ y } \text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{Ca}^{2+}) \quad (5)$$

1.86 < (0 + 6.26 + 1.21) y 1.86 > (0 + 6.26); en este segundo caso aunque se cumple la primer condición (1.86<7.47) la segunda no se cumple (1.86<6.26).

$$\text{si } \text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) \text{ y } (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) \quad (6)$$

(1.86 < 6.26) y (3.96 < 6.26); para este tercer caso se cumple la primer condición (1.86 < 6.26) pero la segunda condición no se cumple (3.96 < 6.26), esta ecuación también es inapropiada para estimar la SE.

$$\text{si } (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (7)$$

(3.96 < 6.26) entonces la SE = (11.54 - 3.96); SE = 7.58; esta ecuación es la correcta para estimar la SE de la muestra de agua misma que puede clasificarse como condicionada por el valor de la salinidad efectiva que presentó, y representa la salinidad debida al sodio, bicarbonato, cloruro y sulfato.

Si la suma de cationes es menor que la suma de aniones, deberá emplearse en las fórmulas la suma de aniones en lugar de la suma de cationes.

Cuadro 12. Clasificación del agua según su salinidad efectiva.

Clase [‡]	SE (meq L ⁻¹)
Buena	<7.0
Condicionada	7.0 - 15.0
No recomendada	> 15.0

Fuente: Doneen, 1959; [‡] en condiciones de suelo con buen drenaje.

3.6.1.2. Índice de salinidad potencial

El **índice de salinidad potencial** (SP) también fue propuesto por Doneen (1961); es un indicador que se utiliza para estimar el riesgo que representan los iones que quedan en solución con niveles bajos de humedad en el suelo. La SP puede expresarse en meq L⁻¹ y se calcula mediante la fórmula siguiente:

$$\text{SP} = \text{Cl}^- + \frac{1}{2} \text{SO}_4^{2-} \quad (8)$$

Si se tienen unidades de mmol L⁻¹ puede estimarse como sigue: $\text{SP} = \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$, y se obtienen los mismos valores de SP.

Cuadro 13. Clasificación del agua según su salinidad potencial.

Clasificación	SP (mmol L ⁻¹)
Buena	< 3.0
Condicionada	3 – 15
No recomendada	> 15

Fuente: Poljakoff-Mayber, 1975. "En condiciones de suelo con baja lixiviación.

3.6.2. Índices de sodicidad

Otro de los criterios utilizados en la caracterización del agua de riego es el contenido de sodio, expresado como RAS, PSI y CSR, este último se considera en los sistemas donde se aplican fertilizantes en el agua de riego, debido a que la precipitación de carbonato de calcio puede provocar la obstrucción de los emisores en los sistemas de riego por goteo (Eaton, 1950; Richards *et al.*, 1954).

3.6.2.1. Relación de adsorción de sodio y estimación del porcentaje de sodio intercambiable

La relación de adsorción de sodio (RAS) indica la proporción $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$. Dicha proporción aumenta a medida que crece el valor de RAS, mientras que, si predomina el Ca^{2+} y Mg^{2+} el valor de RAS es menor y el riesgo de sodificación del suelo será menor. Cuando se tienen valores altos de sodio intercambiable en el suelo se presenta una disminución en su permeabilidad y efectos tóxicos en cultivos sensibles al sodio. El porcentaje de sodio intercambiable en el suelo (PSI) puede estimarse a partir del valor de RAS del agua de riego (Richards *et al.*, 1954; Velázquez-Machuca, 2001; Velázquez-Machuca *et al.*, 2002; Mendoza-Saldivar, 2009; López-García *et al.*, 2016). Los problemas de permeabilidad se observan cuando se presenta disminución en la velocidad de infiltración del agua de riego, y los problemas de toxicidad se manifiestan, generalmente, en la caída simultánea de las hojas (Ayers & Westcot, 1987). Se considera que cuando el agua de riego contiene una alta concentración de sodio, este se acumula paulatinamente en el suelo y, como consecuencia, pierde su estructura, debido a esto su permeabilidad disminuye. Por esta razón, es necesario estimar los índices de sodicidad, calculados a partir de la concentración de aniones y cationes. Cortés *et al.* (2009) en su investigación reportaron valores bajos de RAS en el agua, con riesgo de salinidad alta; Sarabia *et al.* (2011) encontraron agua con valores bajos de RAS y riesgo de salinidad elevado, según los resultados de la CE y la RAS que indican el riesgo de salinidad y sodicidad respectivamente.

La RAS puede determinarse mediante las siguientes expresiones matemáticas:

$$RAS_{ar} = \frac{[Na^+]}{\sqrt{[Ca^{2+}]}} \quad (9)$$

$$RAS_{ar} = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+} + Mg^{2+}]}{2}}} \quad (10)$$

$$RAS_{adj} = \sqrt{\frac{1}{FL}} \cdot \frac{Na^+}{\sqrt{Ca^{2+}}} \cdot [1 + (8.4 - pH_s)] \quad (11)$$

$$RAS^o = \frac{Na^+}{\sqrt{Mg^{2+} + Ca_{eq}^{2+}}}; Ca_{eq}^{2+} = \left(\frac{K_1 \times K_{ps} \times K_{CO_2}}{K_2 \times \left(\frac{HCO_3^-}{Ca^{2+}}\right)^2 \times \gamma_{Ca^{2+}} \times \gamma_{HCO_3^-}^2} \right)^{1/3} \times (P_{CO_2})^{1/3} \quad (12)$$

$$RAS_{adj} = \sqrt{\frac{1}{LF}} \cdot \frac{Na^+}{\sqrt{Ca^{2+}}} \cdot [1 + (pH - pH_s)] \quad (13)$$

El porcentaje de sodio intercambiable puede estimarse mediante las siguientes ecuaciones:

$$PSI = \frac{100[-0.0126 + (0.01475 \times RAS)]}{1 + [-0.0126 + (0.01475 \times RAS)]} \quad (14)$$

$$PSI = \frac{K_G \times RAS_{ar}}{1 + (K_G \times RAS_{ar})} \times 100 \quad (15)$$

3.6.2.2. Carbonato de sodio residual

El índice de carbonato residual (CSR) fue propuesto por Eaton (1950) e indica el riesgo de sodificación una vez precipitado el carbonato y bicarbonato de calcio y de magnesio. El riesgo se reduce eliminando el carbonato y bicarbonato con tratamiento ácido, su eliminación es indispensable en sistemas de fertirrigación debido a que produce taponamiento en los emisores.

El CSR se calcula mediante la fórmula:

$$\text{CSR} = (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (16)$$

Cuando el valor de CSR es menor de 1.25 meq L^{-1} no se estima problema de precipitación, si el valor de CSR es mayor de 1.25 meq L^{-1} indica tendencia a la precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} como carbonatos. El agua cuyo índice de CSR sea superior a 2.5 meq L^{-1} no es recomendada para su uso en sistemas de riego (**Cuadro 14**), esto debido al riesgo de precipitación de carbonatos de calcio y magnesio. Cuando ocurre dicha precipitación, quedan las sales más solubles en la solución del suelo y los valores de RAS se incrementan.

Cuadro 14. Clasificación del agua con base en el índice de carbonato de sodio residual.

Clase	CSR (meq L ⁻¹)
Buena	< 1.25
Condicionada	1.25 – 2.50
No recomendada	> 2.50

Fuente: Eaton, 1950.

El porcentaje de sodio tiene efectos adversos en el suelo cuando la cantidad de Na^+ en relación con el Ca^{2+} y Mg^{2+} es alta. El contenido de Na^+ expresado como porcentaje se calcula mediante la siguiente expresión matemática:

$$\text{Na}(\%) = (\text{Na}^+ \times 100) / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+) \quad (17)$$

Los iones se expresan en meq L^{-1} en todos los casos.

En relación con la concentración de boro, sodio y cloruro, en el **cuadro 15** se muestran los valores de estos iones para interpretar las clases de agua, donde la Clase 1 corresponde al agua de excelente calidad para irrigar la mayoría de los cultivos en cualquier condición de suelo o clima.

Cuando la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} en el agua es baja en comparación con la concentración de Na^+ , se incrementa la proporción relativa de Na^+ y esto tiene como resultado el incremento en el riesgo de sodicidad que puede evaluarse mediante la relación de adsorción de sodio o mediante la estimación del porcentaje de sodio intercambiable en el suelo.

Cuadro 15. Clasificación cualitativa del agua de riego.

Elemento	Clase 1 Excelente	Clase 2 Buena	Clase 3 Insatisfactoria
Boro (ppm)	< 0.5	0.5 – 2.0	> 2.0
Sodio (%)	< 60	60 – 75	> 75
Cloro (meq L ⁻¹)	< 5	5 – 10	> 10

Fuente: Poljakoff *et al.*, 1975.

Eaton propuso el índice de CSR para evaluar la calidad del agua cuando la concentración de CO₃²⁻ y HCO₃⁻ sea mayor que la concentración de Ca²⁺ y Mg²⁺. También indicó que si la concentración de Ca²⁺ y Mg²⁺ es mayor que la concentración de HCO₃⁻ ocurrirá la precipitación de Ca-Mg:HCO₃, lo cual, tiene como resultado el incremento en el porcentaje de sodio en la solución del suelo, según la siguiente expresión matemática:

$$PSP = (Na^+ \times 100) / [(Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+) - (CO_3^{2-} + HCO_3^-)] \quad (18)$$

3.6.3. Índices de toxicidad

Los problemas de toxicidad surgen cuando ciertos iones del suelo o del agua son absorbidos por los cultivos y acumulados en sus tejidos en concentraciones suficientemente altas como para provocar daños y reducir su rendimiento (Ayers & Westcot, 1987). Al respecto Sánchez-Bernal *et al.* (2013) indicaron que dicha toxicidad dependerá de la tolerancia de un determinado cultivo a niveles extremos de concentración iónica.

La magnitud de estos daños dependerá de la cantidad de iones absorbidos y de la sensibilidad de los cultivos; en este sentido, los iones de mayor importancia relacionados con la toxicidad son el cloruro, el boro y el sodio. Una vez absorbidos los iones, son transportados a las diferentes partes de la planta, y durante la transpiración se acumulan en las hojas. Los cultivos sensibles resultan afectados por concentraciones de nitrato mayores de 30 mg L⁻¹.

El boro es esencial en cantidades relativamente bajas, y la toxicidad, en algunos cultivos, se presenta cuando hay una concentración entre 1 mg L⁻¹ y 2 mg L⁻¹ de B³⁺ en el agua de riego, lo cual, influye en el bajo rendimiento de los cultivos sensibles.

La toxicidad más frecuente es la provocada por el Cl^- contenido en el agua de riego debido a que este ión no es retenido por las partículas del suelo, por lo cual, es fácilmente absorbido por las raíces y trasladado a las diferentes partes de la planta (Ayers & Westcot, 1987).

Es recomendable que los efectos del agua de riego sean medidos directamente en el suelo y los cultivos, pero se ha encontrado que el rendimiento de los cultivos disminuye con el incremento en la concentración de B^{3+} (Pratt & Suarez, 1990):

$$y = 100 - m(x - A) \quad (19)$$

Dónde:

y: es el rendimiento relativo de un cultivo (%);

m: es la reducción en el rendimiento por cada unidad de incremento en la concentración de B^{3+} ;

A: es la concentración máxima de B^{3+} que no reduce el rendimiento;

x: es la concentración de B^{3+} en el agua de riego.

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Área de estudio

4.1.1. Red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago

El río Lerma tiene su origen en las lagunas de Almoloya, municipio de Almoloya del Río, Estado de México, desemboca en el lago de Chapala, Estado de Jalisco, donde continúa el flujo de agua con el nombre de río Grande Santiago hasta desembocar en el Océano Pacífico por Boca de Asadero, Nayarit. Esta red hidrográfica forma parte de la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico, una de las cuencas más importantes de México (Cotler *et al.*, 2006). Durante su trayecto, los ríos Lerma y Santiago reciben agua de origen residual industrial y doméstica, además, aportes de agua de diversas corrientes tributarias de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (ríos La Laja, Guanajuato, Turbio, Duero, Zula, Verde, Juchipila, Chico, Bolaños y Huaynamota, entre los más importantes). Las principales presas que forman parte de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago son: Antonio Alzate, Tepuxtepec, Solís, la Yesca y Aguamilpa Solidaridad.

La longitud del río Lerma es de 750 kilómetros, aproximadamente, y fluye entre los Estados de México, Querétaro, Guanajuato, Michoacán y Jalisco (Priego *et al.*, 2003; López *et al.*, 2007). El río Grande Santiago fluye entre los Estados de Jalisco y Nayarit, su longitud es de 550 kilómetros, aproximadamente. En estos Estados el agua es aprovechada en la agricultura, principalmente para cultivos de maíz, trigo y sorgo; generación de energía eléctrica, uso industrial y público urbano (Priego *et al.*, 2003; Cotler *et al.*, 2006; Bogar-Escobar, 2006).

Se consideró el estudio del río Lerma, lago de Chapala, río grande Santiago, río Juchipila y las principales presas que se encuentran en esta red hidrográfica (Antonio Alzate, Tepuxtepec, Solís, Santa Rosa, El Cajón y Aguamilpa) finalmente el agua desembocan en el Océano Pacífico. Para realizar la caracterización hidroquímica se utilizó la concentración de los iones mayoritarios.

Mediante el análisis de la concentración relativa de aniones y cationes se obtuvo la dominancia iónica y se estableció el tipo de agua, asimismo, mediante la concentración iónica, se determinó el tipo salinidad, la fuerza iónica de la solución y el índice de saturación propuesto por Langelier para conocer la posible disolución o precipitación de carbonato de calcio en los sistemas de riego.

La calidad agronómica de esta agua se evaluó mediante criterios establecidos con aceptación internacional reportados en varias investigaciones realizadas bajo diferentes condiciones climáticas, tipos de suelo, de agua y variedad de cultivos, de esta manera, se consideraron como indicadores de calidad, principalmente, la conductividad eléctrica, salinidad efectiva, salinidad potencial, presión osmótica, carbonato de sodio residual y relación de adsorción de sodio.

La toxicidad por iones específicos se evaluó mediante la concentración de cloruro y boro como indicadores generales, no se especificó la toxicidad para un cultivo en particular dada la variedad de cultivos que se producen bajo condiciones de riego y temporal en la cuenca del río Lerma. A partir de la concentración de iones se estimó el aporte de nutrientes como nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio y boro contenidos en el agua de riego.

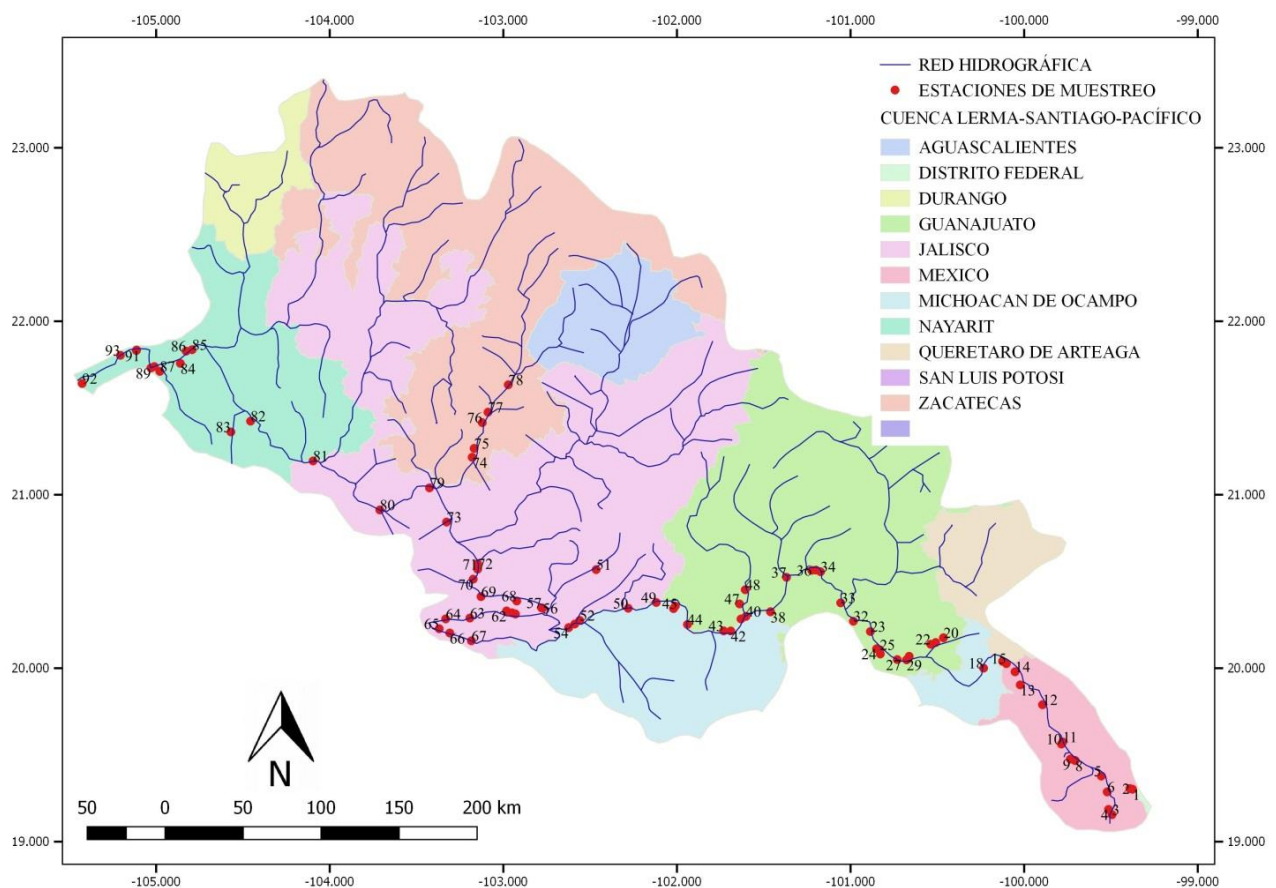


Figura 3. Área de estudio y localización de las estaciones de muestreo en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago

4.1.2. Red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital

El sistema de riego en Valle del Mezquital depende, fundamentalmente, del agua residual generada por las actividades urbanas e industriales de la Ciudad de México. La zona metropolitana del Valle de México es la capital de la república mexicana, donde se encuentra concentrado su mayor núcleo político, económico y comercial (UNESCO), y por esta misma razón, alberga una población de 22 millones de habitantes aproximadamente (INEGI), una quinta parte de la población nacional.

Para satisfacer la creciente demanda de agua, el abastecimiento en la Ciudad de México se realiza mediante diversas fuentes, entre la más importantes se encuentra la cuenca del río Cutzamala, además, se utiliza como fuente de agua potable la que se deriva de pozos profundos localizados en el Valle de México.

Derivado del uso de agua se generan importantes volúmenes de agua de origen residual; esta agua residual es conducida por el gran canal de desagüe, el interceptor poniente y el emisor central; el gran canal se incorpora al río Salado, y el interceptor poniente junto con el emisor central, se incorporan al río el Salto, ambos ríos vierten su flujo de agua al río Tula.

Las principales lagunas y presas de almacenamiento en este sistema hidrográfico son: Zumpango, Debodhé, Zimapán, Madhó Corrales, Vicente Aguirre, Rojo Gómez, Dolores y Endhó, entre las más importantes. Esta agua se distribuye por diversos canales de riego y se utiliza en la irrigación de cultivos en Valle del Mezquital, Hidalgo. (Siebe, 1994; Velázquez-Machuca, 2001; Mendoza-Saldivar, 2009; Lesser-Carrillo *et al.*, 2011; Valdez-Alegría, 2015).

Se consideró el estudio del agua utilizada en la irrigación de cultivos en Valle del Mezquital. El muestreo se realizó considerando la red de drenaje de la Ciudad de México que se desaloja hacia el Estado de Hidalgo, y considerando el mayor número de canales de riego derivados de las principales presas de almacenamiento (Zumpango, Debodhé, Zimapán, Madhó Corrales, Vicente Aguirre, Rojo Gómez, Dolores y Endhó, entre las más importantes).

Dado que el sistema hidrográfico en Valle del Mezquital recibe un volumen importante ($56.60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) de agua de origen residual proveniente de la Ciudad de México mediante el gran canal de desagüe, túnel emisor oriente y emisor central, y que el agua residual se utiliza para la producción

de cultivos en el Estado de Hidalgo, [94% se emplea para riego agrícola en el Valle de Tula, (CONAGUA, 2012)], se evaluó la calidad del agua desde una perspectiva hidroquímica y agronómica para predecir el efecto de la aplicación de esta agua al riego agrícola; se estimó el porcentaje de sodio intercambiable del suelo (PSI), la relación de adsorción de sodio (RAS) del agua de riego, y los índices de salinidad, así como la caracterización hidroquímica del mayor número de canales de riego, canales de desagüe, pozos, presas y fuentes de escorrentía superficial (como el río Tula). Se estimó el aporte de nutrientes a partir de la concentración de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} .

El agua de origen residual de la Ciudad de México es evacuada hacia el Estado de Hidalgo, el río Tula tiene como afluente principal el río Salado, por donde es conducida finalmente el agua residual, esta corriente, al unirse con el río San Juan, forman el río Moctezuma que limita a los Estados Hidalgo y Querétaro e ingresa a San Luis Potosí para desembocar en el río Pánuco, y éste a su vez desemboca en el Golfo de México. En este trabajo se analizó la concentración de este sistema hidrográfico que deriva en canales de agua para el riego agrícola, de los cuales, algunos están revestidos, pero cerca del 80% no lo están (Lesser-Carrillo *et al.* 2011).

4.2. Muestreo y análisis de agua

Para desarrollar el presente trabajo de investigación se realizó el muestreo de agua en diversas estaciones de muestreo localizadas en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago y en el sistema hidrográfico Valle del Mezquital; para ello, se consideró la metodología propuesta por la Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SCFI, 1980) en la NMX-AA-003-SCFI-1980. Todas las estaciones de muestreo se localizaron con un Sistema de Posicionamiento Global (GPS Garmin® Etrex Venture HC).

En cada estación de muestreo se colectaron 2 litros de agua, mismos que fueron repartidos en recipientes de polipropileno de 1 L de capacidad, estos previamente lavados con una solución de HCl concentrada al 10%, y luego enjuagados con agua destilada. El agua de río y canales de riego se obtuvo de la parte central de los cuerpos de agua a una profundidad aproximada de 30 cm, para lo cual, se utilizó una cubeta de plástico de 10 L de capacidad, enseguida, los recipientes se lavaron tres veces con la propia agua a coleccionar y la temperatura del agua se midió en el sitio (Sánchez-Bernal *et al.*, 2014).

La determinación del pH se realizó con un potenciómetro (Hanna Instruments® pH 210) (SCFI, 2011). La conductividad eléctrica (CE, expresada en dS m^{-1} a 25 °C) con un puente de conductividad eléctrica (Hanna Instruments® HI 255) (Richards *et al.*, 1954).

Mediante titulación se midió la concentración de Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- y Cl^- ; el sulfato (SO_4^{2-}), boro (B), fosfato (PO_4^{3-}), nitrato (NO_3^-), y silicio (SiO_2) por espectrofotometría (JENWAY®7305 Spectrophotometer). La concentración de Na^+ y K^+ fue determinada con un espectrómetro de flama (Instrumentation Laboratory® AutoCal Flame Photometer 643) [Richards *et al.*, 1954; APHA, 1998]. Los sólidos totales y sólidos fijos se determinaron por método gravimétrico (APHA, 1998).

4.3. Composición y tipo de agua

Para la interpretación de análisis de agua, se realizaron los diagramas hidroquímicos para establecer el tipo de agua de acuerdo con su dominancia iónica relativa mediante el diagrama de Durov, para ello, se utilizaron los programas AqQA® y Diagrammes®. Y la clasificación se realizó mediante la distribución de frecuencias (Montgomery & Runger, 2015).

4.3.1. Cálculo de la concentración hipotética de sales

El cálculo de la combinación hipotética de los iones que se encuentran en la solución puede ayudar a estimar la concentración de las sales que pueden formar parte de la solución, la combinación hipotética de los iones está relacionada con la solubilidad de las sales, para realizar el cálculo se comienza con la combinación de las sales que presentan menor solubilidad hasta alcanzar la concentración de las sales de mayor solubilidad, la cual, está relacionada con la temperatura. Cuando se evapora un volumen conocido de agua, disminuye la distancia interiónica y se forman las sales mismas que precipitan y lo hacen en una secuencia que viene determinada por su grado de solubilidad, en primer lugar precipitan las sales de menor solubilidad, y al final, conforme aumenta la concentración precipitan las sales de mayor solubilidad de manera que los iones que forman sales con solubilidad alta son los que permanecen mayor tiempo en solución.

Para ejemplificar el cálculo de la concentración hipotética de sales, a continuación se muestra la concentración iónica de una solución.

meq L ⁻¹								
Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	suma	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	suma
0.160	0.280	0.450	0.050	0.940	0.570	0.320	0.030	0.920

Se combina todo el sulfato con el magnesio: MgSO₄ 0.030 meq/L; se resta la concentración de sulfato de la de magnesio: 0.280-0.030=0.25; quedan 0.250 meq/L de Mg.

Se combina todo el magnesio restante (0.250 meq) con bicarbonato: Mg (HCO₃)₂=0.250 meq/L; se resta la concentración de magnesio de la de bicarbonato: 0.570-0.250=0.320, ahora quedan 0.320 meq/L de HCO₃.

Se combina todo el calcio (0.160 meq) con bicarbonato: Ca(HCO₃)₂=0.160 meq/L; se resta la concentración de calcio de la de bicarbonato: 0.320-0.160=0.160, quedan ahora 0.160 meq/L de HCO₃.

Se combina todo el potasio (0.050) con bicarbonato: KHCO₃=0.050 meq/L; se resta esta concentración de la de bicarbonato: 0.160-0.050=0.110; quedan 0.110 meq/L de HCO₃.

Se combina todo el bicarbonato restante (0.110 meq) con sodio: $\text{NaHCO}_3=0.110$ meq/L; se resta el NaCl de la concentración de sodio: $0.450-0.110=0.340$ meq/L, quedan ahora 0.340 meq/L de sodio para combinarse con el cloro.

Se combina todo el cloro con el sodio restante: $\text{NaCl}=0.320$ meq/L. ha quedado 0.02 meq/L de sodio, esta concentración se considera dentro del error aceptable en el análisis de aguas:

$$\frac{|0.940 - 0.920|}{0.940 + 0.920} * 100 = 1.07\% \text{ de error}$$

La combinación hipotética de los iones queda como sigue: MgSO_4 0.030 meq/L; $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2=0.250$ meq/L; $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2=0.160$ meq/L; $\text{KHCO}_3=0.050$ meq/L; $\text{NaHCO}_3=0.110$ meq/L; $\text{NaCl}=0.320$ meq/L.

La concentración de sales se expresa en unidades de mg L^{-1} , para lo cual, se utiliza el análisis dimensional de acuerdo con las siguientes expresiones matemáticas:

$$\frac{\text{meq L}^{-1}}{\text{valencia del catión}} = \text{mmol L}^{-1}$$

$$\text{mmol L}^{-1} \times \text{peso molecular de la sal} = \text{mg L}^{-1}$$

Finalmente se muestra la concentración de sales expresadas en unidades de mg L^{-1} .

MgSO_4 0.030 meq/L; $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2=0.250$ meq/L; $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2=0.160$ meq/L; $\text{KHCO}_3=0.050$ meq/L; $\text{NaHCO}_3=0.110$ meq/L; $\text{NaCl}=0.320$ meq/L.

	meq L ⁻¹	Valencia	mmol L ⁻¹	Peso molecular (g)	mg L ⁻¹
MgSO_4	0.030	2+	0.015	120.372	1.80
$\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$	0.250	2+	0.125	146.3438	18.29
$\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$	0.160	2+	0.08	162.1118	12.96
KHCO_3	0.050	1+	0.050	100.1179	5.00
NaHCO_3	0.110	1+	0.110	84.0049	9.24
NaCl	0.320	1+	0.320	58.442	18.70
suma	0.920		0.70		65.99

Fuente: elaboración propia de esta investigación

4.3.2. Estimación del aporte de nutrientes en el agua de riego

Para estimar el aporte de nutrientes en el agua de riego se utilizó la técnica del análisis dimensional (Benson, 2014) considerando la concentración de iones NO_3^- , PO_4^{3-} , B^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} y K^+ , expresados en unidades de mg L^{-1} , a partir de estos datos se estimó el contenido de N, P, B, Ca, Mg y K expresando su concentración en unidades de kg ha^{-1} (Pérez-Díaz *et al.*, 2018). El contenido de nitrógeno se estimó a partir de la concentración de nitrato mediante las siguientes ecuaciones:

$$\frac{\text{NO}_3^- \text{ mg L}^{-1}}{4.42688} = \text{N}_{\text{mg L}^{-1}}$$

$$\frac{\text{N}_{\text{mg L}^{-1}}}{1\ 000\ 000} = \text{N}_{\text{kg L}^{-1}}$$

$$\text{N}_{\text{kg L}^{-1}} \times 10\ 000\ 000\ \text{L ha}^{-1} = \text{kg ha}^{-1} \text{ de N}$$

El contenido de fósforo se estimó a partir de la concentración de fosfato mediante las siguientes ecuaciones:

$$\frac{\text{PO}_4^{3-} \text{ mg L}^{-1}}{3.06618} = \text{P}_{\text{mg L}^{-1}}$$

$$\frac{\text{P}_{\text{mg L}^{-1}}}{1\ 000\ 000} = \text{P}_{\text{kg L}^{-1}}$$

$$\text{P}_{\text{kg L}^{-1}} \times 10\ 000\ 000\ \text{L ha}^{-1} = \text{kg ha}^{-1} \text{ de P}$$

Para estimar el contenido de B, Ca, Mg y K se utilizó la siguiente ecuación sustituyendo el valor de concentración para cada uno de estos iones:

$$\frac{\text{B}^{3+} \text{ mg L}^{-1}}{1\ 000\ 000} = \text{B}_{\text{kg L}^{-1}}$$

$$\text{B}_{\text{kg L}^{-1}} \times 10\ 000\ 000\ \text{L ha}^{-1} = \text{kg ha}^{-1} \text{ de B}$$

$$\frac{\text{Ca}^{2+} \text{ mg L}^{-1}}{1\ 000\ 000} = \text{Ca}_{\text{kg L}^{-1}}$$

$$\text{Ca}_{\text{kg L}^{-1}} \times 10\ 000\ 000 \text{ L ha}^{-1} = \text{kg ha}^{-1} \text{ de Ca}$$

$$\frac{\text{Mg}^{2+} \text{ mg L}^{-1}}{1\ 000\ 000} = \text{Mg}_{\text{kg L}^{-1}}$$

$$\text{Mg}_{\text{kg L}^{-1}} \times 10\ 000\ 000 \text{ L ha}^{-1} = \text{kg ha}^{-1} \text{ de Mg}$$

$$\frac{\text{K}^{+} \text{ mg L}^{-1}}{1\ 000\ 000} = \text{K}_{\text{kg L}^{-1}}$$

$$\text{K}_{\text{kg L}^{-1}} \times 10\ 000\ 000 \text{ L ha}^{-1} = \text{kg ha}^{-1} \text{ de K}$$

4.4. Comprobación y validación de los resultados

Debido a que las soluciones son eléctricamente neutras, la concentración de aniones debe ser aproximadamente igual a la concentración de cationes, el presente estudio considera solo algunos iones, por lo cual, se puede aceptar un error (E) menor de 5%. Para la validación de los resultados obtenidos en la concentración de los iones, se aplicó el criterio de error (APHA, 1998), este se obtuvo mediante la siguiente expresión matemática:

$$E \% = \frac{|\sum_{i=1}^n \text{cationes} - \sum_{i=1}^n \text{aniones}|}{\sum_{i=1}^n \text{cationes} + \sum_{i=1}^n \text{aniones}} \times 100 \quad (20)$$

4.4.1. Equilibrio de aniones y cationes

La suma de aniones y cationes, cuando se expresa en miliequivalentes por litro debe equilibrarse, porque toda el agua que circula en la corteza terrestre es eléctricamente neutra. La prueba se basa en la diferencia porcentual y los criterios de aceptación son los siguientes (**Cuadro 16**):

Cuadro 16. Criterios de aceptación para el balance de aniones y cationes en el agua.

Suma de aniones (meq L ⁻¹)	Diferencia aceptable (%)
0 – 3	±0.2
3 – 10	±2
10 – 800	±5

Fuente: APHA, 1998.

4.4.2. Conductividad eléctrica estimada y conductividad eléctrica medida

La CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) calculada a partir de la concentración de cada uno de los iones medidos, debe estar relacionada con la CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) que se mide con el conductímetro, esta relación es aceptable cuando los valores se encuentran cercanos a 1, mientras que la diferencia aceptable, por lo general, deberá ser menor de 5% como se indica en las siguientes expresiones:

$$0.9 < \frac{\text{CE calculada}}{\text{CE medida}} < 1.1 \quad (21)$$

$$\text{Diferencia (\%)} = \frac{\text{CE calculada} - \text{CE medida}}{\text{CE medida}} \times 100 \quad (22)$$

Cuadro 17. Factores de conductividad eléctrica para los iones comúnmente encontrados en el agua.

Ión	Conductividad eléctrica ($\mu\text{mho cm}^{-1}$)	
	Por meq L ⁻¹	Por mg L ⁻¹
Bicarbonato	43.6	0.715
Calcio	52.0	2.60
Carbonato	84.6	2.82
Cloruro	75.9	2.14
Magnesio	46.6	3.82
Nitrato	71.0	1.15
Potasio	72.0	1.84
Sodio	48.9	2.13
Sulfato	73.9	1.54

Fuente: APHA, 1998.

La CE puede expresarse mediante las siguientes unidades: $\text{dS m}^{-1} = \text{mS cm}^{-1}$; $\text{mS m}^{-1} = \text{mmho cm}^{-1}$; $\text{mmho cm}^{-1} \times 1000 = \mu\text{mho cm}^{-1}$.

4.4.3. Conductividad eléctrica medida y suma de iones

Tanto la suma de aniones como la de cationes debe ser 1/100 del valor de CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) medido. Si cualquiera de las dos sumas no cumple este criterio, esa suma es dudosa; entonces se debe analizar la muestra nuevamente. Los criterios aceptables para la CE y suma de iones son los siguientes:

$$100 \times \text{suma de aniones o cationes (meq L}^{-1}\text{)} = (0.9 - 1.1) \text{ del valor CE} \quad (23)$$

Esta ecuación (23) equivale a la siguiente:

$$\text{suma de cationes o aniones (meq L}^{-1}\text{)} = 0.01 \times \text{CE} \quad (24)$$

4.4.4. Suma de iones en relación con la conductividad eléctrica

La suma de total de iones, al igual que CE, expresa la salinidad total del agua, en este sentido, ambos indicadores de salinidad están relacionados como se expresa en la siguiente ecuación:

$$\frac{\text{Suma de iones (mg L}^{-1}\text{)}}{\text{Conductividad eléctrica}(\mu\text{S cm}^{-1})} = 0.55 - 0.70 \quad (25)$$

Esta ecuación (25) corresponde a los siguientes valores equivalentes:

$$\text{CE } \mu\text{S cm}^{-1} \times 0.55 - 0.70 = \text{suma de iones (mg L}^{-1}\text{)} \quad (26)$$

4.5. Calidad del agua en relación con el riego agrícola

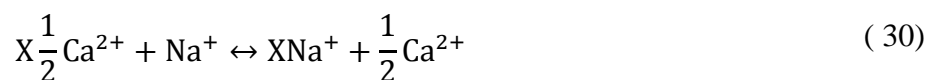
La calidad del agua para riego agrícola se determinó a partir de los valores de CE, y la RAS se calculó mediante la concentración de Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} con diferentes fórmulas (Richards *et al.*, 1954; Bower *et al.*, 1965; Suarez, 1981; Ayers y Westcot, 1987; Velázquez-Machuca *et al.*, 2002; Can-Chulim *et al.*, 2011^a; Peña-Cervantes *et al.*, 2012):

$$\text{RAS} = \frac{[\text{Na}^+]}{\sqrt{[\text{Ca}^{2+}]}} \quad (27)$$

En esta ecuación se expresa el enfoque original de Gapón (Velázquez-Machuca, 2001; Velázquez-Machuca *et al.*, 2002) y se analiza la adsorción de iones polivalentes cuyo fundamento se basa en la ley de acción de masas:



$$\frac{[\text{C}]^c[\text{D}]^d}{[\text{A}]^a[\text{B}]^b} = K \quad (29)$$



Dónde: $X\text{Na}^+$ y $X\text{Ca}^{2+}$ representan la fase adsorbida; Na^+ y Ca^{2+} representan la fase soluble

$$\frac{X_{Na^+} \cdot [Ca^{2+}]^{1/2}}{X_{\frac{1}{2}Ca^{2+}} \cdot [Na^+]} = K \quad (31)$$

$$\frac{X_{Na^+}}{X_{\frac{1}{2}Ca^{2+}}} = K \frac{[Na^+]}{[Ca^{2+}]^{1/2}} \quad (32)$$

$$RAS_{ar} = \frac{[Na^+]}{\sqrt{[Ca^{2+}]}} \quad (33)$$

La siguiente expresión de la relación de adsorción de sodio fue propuesta por Richards *et al.* (1954) donde considera al ión magnesio, por su carga divalente, similar al ión calcio. Sin embargo las propiedades fisicoquímicas de cada uno de estos iones son diferentes; el Mg^{2+} tiene un radio de hidratación mayor al del Ca^{2+} , entonces el Mg^{2+} es más móvil.

$$RAS = \frac{[Na^+]}{\sqrt{[Ca^{2+} + Mg^{2+}]}} \quad (34)$$

Dónde: RAS es la relación de adsorción de sodio; Na^+ , Ca^+ y Mg^+ : corresponde a la concentración ($mmol L^{-1}$) de cada uno de estos iones en el agua.

Bower *et al.*, (1968) consideraron, para soluciones alcalinas, calcular la RAS mediante una ecuación ajustada por el valor de pH igual a 8.4, este valor corresponde al pH de un suelo no sódico en equilibrio con la calcita; FL es la fracción de lixiviación:

$$RAS_{aj} = \sqrt{\frac{1}{FL}} \cdot \frac{[Na^+]}{\sqrt{[Ca^{2+} + Mg^{2+}]}} \cdot [1 + (8.4 - pH_c)] \quad (35)$$

Dónde: RAS_{aj} : es la relación de adsorción de sodio ajustada en condiciones de alcalinidad ($pH=8.4$); FL es la fracción de lixiviación; pH_c : es el pH de equilibrio calculado a partir de la segunda constante de disociación del ácido carbónico, el producto de solubilidad de la calcita, la concentración molar de calcio y la alcalinidad total de la solución, valores corregidos por la fuerza iónica (Langelier, 1936):

$$pH_c = (pK_2 - pK_c) + pCa + pAlk \quad (36)$$

Dónde: pK_2 y pK_c : Son logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del ácido carbónico ($-\log K_2$) y del producto de solubilidad de la calcita ($-\log K_{ps}$), ambos corregidos por la fuerza iónica de la solución; $K_2 = 5.61 \times 10^{-11}$; $K_{ps} = 4.8 \times 10^{-9}$.

pCa : es logaritmo negativo de la concentración molar de calcio: $-\log[Ca^{2+}]$.

$pAlk$: es el logaritmo negativo de la concentración molar de $(CO_3^{2-} + HCO_3^-)$: $-\log(Alk)$.

$$I = \frac{1}{2} \sum c_i z_i^2 \quad (37)$$

Dónde: I es la fuerza iónica; C_i es la concentración iónica en unidades de molaridad (mol L^{-1}); Z_i es el número de carga en el ión (valencia).

Por su parte, Suarez (1981), a partir de un esquema teórico basado en reacciones químicas de equilibrio estequiométrico, propuso evaluar la relación de adsorción de sodio considerando una concentración de calcio equivalente (Ca^{2+}_{eq}) estimada a partir del valor de la constante de disociación del ácido carbónico, el producto de solubilidad de la calcita, la relación de bicarbonato/calcio, el coeficiente de actividad de los iones calcio y bicarbonato, y la presión parcial de CO_2 en los primeros milímetros del suelo, supone, además, la solubilización o precipitación de $CaCO_3$ en el suelo.

$$RAS^\circ = \frac{[Na^+]}{\sqrt{[Mg^{2+}] + Ca^{2+}_{eq}}} \quad (38)$$

Dónde: RAS° es la relación de adsorción de sodio corregida por la concentración de Ca^{2+} .

Ca^{2+}_{eq} : es la concentración de calcio corregida.

$$Ca^{2+}_{eq} = \left(\frac{K_1 \cdot K_{ps} \cdot K_{CO_2}}{K_2 \cdot \left(\frac{[HCO_3^-]}{[Ca^{2+}]} \right)^2 \cdot \gamma_{[Ca^{2+}]} \cdot \gamma_{[HCO_3^-]}^2} \right)^{1/3} \times (P_{CO_2})^{1/3} \quad (39)$$

El valor de las constantes se muestra a continuación: $K_1 = 4.54 \times 10^{-7}$; $K_{ps} = 4.8 \times 10^{-9}$; $K_{CO_2} = 4.452 \times 10^{-7}$; $K_2 = 5.61 \times 10^{-11}$; el coeficiente de actividad se calcula con alguna de las ecuaciones siguientes:

$$\gamma = 0.5 \times Z^2 \times \sqrt{I} \quad (40)$$

$$\gamma = -\log \frac{A \times Z^2 \times \sqrt{I}}{1 + (B \times a \times \sqrt{I})} \quad (41)$$

Para esta última ecuación (41): $A=0.50917$; $B=0.32832$; $a=6.0$ para el Ca; $a=4.5$ para el HCO_3^- .

Para corregir los valores de la primera y segunda constante de disociación del ácido carbónico (K_1 y K_2) y la constante del producto de solubilidad del $CaCO_3$ (K_s) se utilizaron las siguientes ecuaciones:

$$pK'_1 = pK_1 - \frac{\sqrt{I}}{1 + (1.4 \times \sqrt{I})} \quad (42)$$

$$pK'_2 = pK_2 - \frac{2\sqrt{I}}{1 + (1.4 \times \sqrt{I})} \quad (43)$$

$$pK'_s = pK_s - \frac{4\sqrt{I}}{1 + (3.9 \times \sqrt{I})} \quad (44)$$

Para obtener la concentración de Ca^{2+}_{eq} contenido en el agua de riego, corregida por la salinidad, por el contenido de HCO_3^-/ Ca^{2+} y por la presión parcial del CO_2 , pueden, alternativamente, utilizarse los valores propuestos por Ayers & Westcot (1987) que se muestran en el **cuadro 18**. La precisión y exactitud obtenida utilizando los valores del cuadro es buena, pero se obtienen valores más confiables mediante la ecuación 39.

Cuadro 18. Concentración de calcio corregido en el agua de riego.

HCO ₃ ⁻ / Ca ²⁺	CE (dS m ⁻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	13.20	13.61	13.92	14.40	14.79	15.26	15.91	16.43	17.28	17.97	19.07	19.94	
0.10	8.31	8.57	8.77	9.07	9.31	9.62	10.02	10.35	10.89	11.32	12.01	12.56	
0.15	6.34	6.54	6.69	6.92	7.11	7.34	7.65	7.90	8.31	8.64	9.17	9.58	
0.20	5.24	5.40	5.52	5.71	5.87	6.06	6.31	6.52	6.86	7.13	7.57	7.91	
0.25	4.51	4.65	4.76	4.92	5.06	5.22	5.44	5.62	5.91	6.15	6.52	6.82	
0.30	4.00	4.12	4.21	4.36	4.48	4.62	4.82	4.98	5.24	5.44	5.77	6.04	
0.35	3.61	3.72	3.80	3.94	4.04	4.17	4.35	4.49	4.72	4.91	5.21	5.45	
0.40	3.30	3.40	3.48	3.60	3.70	3.82	3.98	4.11	4.32	4.49	4.77	4.98	
0.45	3.05	3.14	3.22	3.33	3.42	3.53	3.68	3.80	4.00	4.15	4.41	4.61	
0.50	2.84	2.93	3.00	3.10	3.19	3.29	3.43	3.54	3.72	3.87	4.11	4.30	
0.75	2.17	2.24	2.29	2.37	2.43	2.51	2.62	2.70	2.84	2.95	3.14	3.28	
1.00	1.79	1.85	1.89	1.96	2.01	2.09	2.16	2.23	2.35	2.44	2.59	2.71	
1.25	1.54	1.59	1.63	1.68	1.73	1.78	1.86	1.92	2.02	2.10	2.23	2.33	
1.50	1.37	1.41	1.44	1.49	1.53	1.58	1.65	1.70	1.79	1.86	1.97	2.07	
1.75	1.23	1.27	1.30	1.35	1.38	1.43	1.49	1.54	1.62	1.68	1.78	1.86	
2.00	1.13	1.16	1.19	1.23	1.26	1.31	1.36	1.40	1.48	1.54	1.63	1.70	
2.25	1.04	1.08	1.10	1.14	1.17	1.21	1.26	1.30	1.37	1.42	1.51	1.58	
2.50	0.97	1.00	1.02	1.06	1.09	1.12	1.17	1.21	1.27	1.32	1.40	1.47	
3.00	0.85	0.89	0.91	0.94	0.96	1.00	1.04	1.07	1.13	1.17	1.24	1.30	
3.50	0.78	0.80	0.82	0.85	0.87	0.90	0.94	0.97	1.02	1.06	1.12	1.17	
4.00	0.71	0.73	0.75	0.78	0.80	0.82	0.86	0.88	0.93	0.97	1.03	1.07	
4.50	0.66	0.68	0.69	0.72	0.74	0.76	0.79	0.82	0.86	0.90	0.95	0.99	
5.00	0.61	0.63	0.65	0.67	0.69	0.71	0.74	0.76	0.80	0.83	0.88	0.93	
7.00	0.49	0.50	0.52	0.53	0.55	0.57	0.59	0.61	0.64	0.67	0.71	0.74	
10.00	0.39	0.40	0.41	0.42	0.43	0.45	0.47	0.48	0.52	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: Ayers & Westcot, 1987.

4.6. Cálculo de la fuerza iónica

La fuerza iónica, de acuerdo con lo reportado por Theodros Solomon (2001), fue definida por Lewis & Randall en 1961 para indicar el efecto de las cargas e interacciones iónicas en las soluciones de electrolitos. La definición original para la fuerza iónica está dada por la siguiente ecuación:

$$I = \frac{1}{2} \sum m_i z_i^2 \quad (45)$$

Dónde: m_i es la concentración iónica en unidades de molalidad (mol kg^{-1}); z_i es el número de carga en el ión (valencia).

De acuerdo con esta definición, la fuerza iónica de las soluciones tiene unidades de mol L^{-1} . En otros textos la fuerza iónica se define como:

$$I = \frac{1}{2} \sum c_i z_i^2 \quad (46)$$

Dónde: c_i es la concentración iónica en unidades de molaridad (mol L^{-1}); z_i es el número de carga en cada ión (valencia).

Se han realizado diversas investigaciones para estimar la fuerza iónica a partir de la concentración iónica y la conductividad eléctrica, en este trabajo se compararon dichas estimaciones:

$$1000 \times I = (1.3477 \times C) + 0.5355: \text{Bower } et al. (1965)$$

$$I = 0.0160 \times CE: \text{Ponnamperuma } et al. (1966)$$

$$I = 0.0127 \times CE: \text{Griffin \& Jurinak (1973)}$$

$$I = (0.0120 \times CE) - 0.0004: \text{Gillman \& Bell (1978)}$$

$$I = 0.0144 \times CE: \text{Leffelaar } et al. (1983)$$

$$I = 0.0116 \times CE: \text{Pasricha (1987)}$$

$$I = \text{TDS} \div 40000: \text{APHA (1995)}$$

Dónde: C es la suma de cationes expresada en meq L⁻¹; CE es la conductividad eléctrica expresada en dS m⁻¹; TDS es la suma de iones expresada en mg L⁻¹.

4.7. Cálculo de la presión osmótica

La presencia de solutos disueltos provoca cambios en las propiedades de la solución, así que cuando una sal se disuelve en agua, sus iones se encuentran rodeados de una capa dipolo del agua. Estos iones hidratados poseen una geometría diferente de la agrupación de las moléculas de agua unidas mediante enlaces de hidrógeno; su ordenación superior y de estructura es más regular.

En el **cuadro 19** se muestra el promedio de la distancia interiónica en disoluciones acuosas de NaCl con diferente concentración. Se observa que conforme incrementa la concentración de NaCl en la solución, disminuye la distancia entre los iones de Na⁺ y Cl⁻, por lo tanto, el efecto de la concentración de solutos se encuentra en el conjunto de propiedades coligativas de la solución, las cuales, dependen del número de partículas de soluto por unidad de volumen del disolvente.

Los solutos producen efectos característicos en el disolvente tales como el descenso del punto de congelación, la elevación del punto de ebullición y la disminución de la presión de vapor. Confieren también a la disolución la propiedad de la presión osmótica (Lehninger & Cox, 2006).

Cuadro 19. Promedio de la distancia interiónica en disoluciones de cloruro de sodio.

Concentración molar de NaCl	Distancia interiónica (nm)
0.001	9.40
0.010	4.40
0.100	2.00
0.150	1.90
1.000	0.94

Fuente: Lehninger & Cox, 2006.

La distancia entre los iones disminuye conforme se incrementa la concentración, y la ecuación matemática que describe este comportamiento es de tipo potencial para la amplitud de valores de concentración de NaCl y distancia interiónica mostrados en el cuadro anterior, de manera que los valores de la distancia interiónica pueden estimarse con la siguiente expresión:

$$\hat{y} = (0.9597 \cdot X)^{-0.331} ; R^2 = 0.9986 \quad (47)$$

Al aumentar la concentración de la solución disminuye la distancia interiónica, y como consecuencia de ello, la baja movilidad de los iones induce mayor paso de corriente eléctrica; a menor concentración mayor distancia interiónica y por lo tanto la intensidad de la corriente eléctrica es menor porque los iones viajan una mayor distancia para ponerse en contacto con los electrodos, pero la movilidad de los iones es mayor al igual que la intensidad de reacción porque se encuentran más libres en la solución, contrariamente a las soluciones de alta concentración.

En este trabajo, la presión osmótica de la solución se calculó mediante tres fórmulas relacionadas con la concentración molar (PO_1), relaciones estadísticas equivalentes (PO_2), y PO_3 estimada con la ecuación propuesta por Richards *et al.* (1954):

$$PO_1 = M \cdot R \cdot T \quad (48)$$

Dónde: PO es la presión osmótica de la solución expresada en atm o MPa: 1 atm = 1.01325×10^5 Pa; M: es la concentración molar de la solución ($M L^{-1}$); R: es la constante universal de los gases: $(0.082058205 \frac{L \cdot atm}{mol \cdot K})$; T: es la temperatura absoluta expresada en K ($K = ^\circ C + 273.15$).

La siguiente fórmula de PO se deriva de las siguientes relaciones expresadas matemáticamente como sigue:

$$mg L^{-1} = \hat{\beta}_1 \times CE \therefore \frac{mg L^{-1}}{\hat{\beta}_1} = CE$$

$$PO = \hat{\beta}_2 \times CE \therefore \frac{PO}{\hat{\beta}_2} = CE$$

$$\frac{\text{mg L}^{-1}}{\hat{\beta}_1} = \frac{\text{PO}}{\hat{\beta}_2}$$

$$\hat{\beta}_2 \times \frac{\text{mg L}^{-1}}{\hat{\beta}_1} = \text{PO}$$

$$\hat{\beta}_1 = 681.6744 ; \hat{\beta}_2 = 0.4127$$

$$0.4127 \times \frac{\text{mg L}^{-1}}{681.6744} = \text{PO}_2 \quad (49)$$

Richards *et al.* (1954) propusieron la siguiente ecuación para estimar la PO de las soluciones:

$$\text{PO}_3 = \text{CE} \times 0.360 \quad (50)$$

Dónde: CE es la conductividad eléctrica de la solución expresada en unidades dS m⁻¹.

La clasificación del agua para riego agrícola se llevó a cabo de acuerdo con los indicadores que se muestran en el **cuadro 20** y las ecuaciones anteriores. Los problemas de calidad del agua relacionados con el riego agrícola (salinidad, sodicidad, infiltración y toxicidad) se utilizaron para evaluar la calidad del agua de riego.

El tipo y concentración de iones tienen un aspecto fundamental en este proceso de evaluación, una vez determinada la concentración total de iones en el agua puede evaluarse su calidad mediante la interpretación de los datos obtenidos.

De acuerdo con las recomendaciones ya establecidas que se observan en el **cuadro 20**, con la aplicación de agua que no tiene ninguna restricción de uso, generalmente no se presentan problemas en los cultivos o en el suelo.

El riego con agua cuya restricción de uso sea ligera requiere cuidados en la selección de cultivos, y la restricción de uso severa implica la aparición de problemas en el suelo y los cultivos (Ayers & Westcot, 1987).

Cuadro 20. Directrices para determinar la calidad del agua de riego.

Problema potencial		unidades	Grado de restricción de uso		
			Ninguno	Ligero	Severo
Salinidad:	CE	dS m ⁻¹	< 0.7	0.7-3.0	> 3.0
Afecta la disponibilidad de agua para el cultivo	TSS	mg L ⁻¹	< 450	450-2000	>2000
		RAS		CE	
		0-3	> 0.7	0.2-0.7	< 0.2
Infiltración:	RAS-CE	3-6	> 1.2	0.3-1.2	< 0.3
Reduce la infiltración, evaluar usando RAS-CE		6-12	> 1.9	0.5-1.9	< 0.5
		12-20	> 2.9	1.3-2.9	< 1.3
		20-40	> 5.0	2.9-5.0	< 2.9
	Sodio (Riego superficial)	RAS	< 3	3-9	> 9
	Sodio (Riego por aspersión)	meq L ⁻¹	< 3	> 3	----
Toxicidad de iones específicos:	Cloro (Riego superficial)	meq L ⁻¹	< 4.0	4-10	> 10
(afecta a cultivos sensibles)	Cloro (Riego por aspersión)	meq L ⁻¹	< 3.0	> 3.0	----
	Boro	mg L ⁻¹	< 0.7	0.7-3.0	> 3.0
	NO ₃	mg L ⁻¹	< 5	5-30	> 30
	HCO ₃ (aspersión foliar)	meq L ⁻¹	< 1.5	1.5-8.5	> 8.5
pH:	Amplitud normal en aguas de riego: 6.5 - 8.4				

Fuente: Ayers & Westcot, 1987.

No obstante, Ayers & Westcot (1987) recomendaron evitar conclusiones basadas únicamente en las directrices mostradas y en los resultados de laboratorio sin efectuar comprobaciones de campo y experimentos. El análisis químico necesario para evaluar la calidad del agua para riego agrícola requiere la determinación de las siguientes variables: CE, pH, STD, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, CO₃²⁻, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, SiO₃²⁻, K⁺ y B³⁺. Asimismo, es importante destacar que estas directrices fueron elaboradas con base en condiciones de agricultura de riego en algunas zonas agrícolas de California, por lo cual, deben adecuarse a las condiciones específicas de la zona agrícola a evaluar, es decir, que las directrices son de carácter general.

4.8. Análisis estadístico

Se realizaron análisis de estadística descriptiva, pruebas de normalidad, análisis de correlación y, posteriormente, análisis de regresión lineal y análisis de varianza para establecer algunas relaciones entre las variables observadas (Montgomery & Runger, 2015), tales como CE, STD, suma de cationes, suma de aniones, suma de iones, CE_c , pH_c , RAS, RAS° , RAS_{aj} .

La distribución de frecuencias se realizó para clasificar las variables medidas. El software que se utilizó fue IBM SPSS[®] Statistics versión 22.0, SAS[®] Versión 9.0 y algunas gráficas se realizaron en SigmaPlot[®] versión 10.0. Inicialmente toda la información se capturó en bitácoras de campo y posteriormente se elaboró la base de datos utilizando Microsoft Excel 2010[®].

4.8.1. Correlación y regresión lineal

El coeficiente de correlación (r_{xy}) se determinó como indicador de la asociación entre las variables medidas, del cual se puede establecer lo siguiente: a medida que r_{xy} se aproxima a 1 o -1, existirá mayor evidencia de que en el modelo de regresión lineal simple, la variable X contribuye significativamente a explicar los valores de la variable Y. Si r_{xy} tiene un valor cercano a cero no hay razón para establecer una relación de tipo lineal entre las variables (X, Y). Sin embargo, r_{xy} y R^2_{xy} , son indicadores de tipo descriptivo. Los valores positivos del coeficiente de correlación indican que los valores de las variables tienden a crecer o decrecer simultáneamente; los valores negativos indican que si el valor de una variable (X) aumenta, el valor de la otra variable (Y) disminuye. Los valores -1 y 1 se alcanzan cuando los valores de (X, Y) se encuentran sobre una línea recta.

El objetivo de realizar el análisis de regresión en este trabajo, fue para comparar los valores de estimación de las variables: $CE \times 10 =$ suma de cationes; $CE \times 640 =$ suma de iones; $CE =$ suma de cationes/12; $CE \times 800 =$ suma de iones; para ello se elaboraron diagramas de dispersión de estas variables y, posteriormente, el análisis de regresión con un modelo lineal. Para realizar el análisis de la regresión lineal simple sin el término constante, como condición, debe ser posible que X adquiera el valor de cero, en este estudio, el modelo de regresión que se utilizó fue el siguiente:

$$\hat{y} = \hat{\beta}_1 X + \hat{\beta}_0 \quad (51)$$

Dónde: \hat{y} es la variable dependiente; $\hat{\beta}_1$ es el coeficiente de regresión estimado e indica el número de unidades que cambia Y por cada unidad de cambio en X; X es la variable independiente; $\hat{\beta}_0$ es la ordenada al origen.

$\hat{\beta}_1$ y $\hat{\beta}_0$ se obtienen mediante las siguientes expresiones matemáticas:

$$\hat{\beta}_1 = \frac{\sum_{i=1}^n y_i x_i - \frac{\sum_{i=1}^n y_i \cdot \sum_{i=1}^n x_i}{n}}{\sum_{i=1}^n x_i^2 - \frac{(\sum_{i=1}^n x_i)^2}{n}} \quad (52)$$

$$\hat{\beta}_0 = \bar{y} - \hat{\beta}_1 \bar{x} \quad (53)$$

Para la comprobación de los resultados obtenidos, se aplicaron los criterios que relacionan la CE con otras medidas de salinidad. Pizarro (1985) indicó que la CE de una solución expresada en dS m^{-1} , es igual a la concentración de cationes solubles en meq L^{-1} dividida entre 12:

$$CE = \frac{\sum_{i=1}^n \text{cationes}}{12} \quad (54)$$

Por su parte, Richards *et al.* (1954) indicó que la CE de las soluciones, expresada en dS m^{-1} a 25 °C, multiplicada por 10, es aproximadamente igual a la concentración de cationes solubles expresados en meq L^{-1} :

$$(CE)(10) = \sum_{i=1}^n \text{cationes} \quad (55)$$

Cuando los valores de CE se encuentran entre 0.1 dS m^{-1} y 5.0 dS m^{-1} , la CE, expresada en unidades dS m^{-1} a 25 °C, multiplicada por 640 es aproximadamente igual a la concentración de iones expresada en unidades mg L^{-1} (Pizarro, 1985); si los valores de CE son mayores de 5.0 dS m^{-1} , la CE multiplicada por 800, es aproximadamente igual a la concentración de iones expresada en unidades de mg L^{-1} (Rhoades *et al.*, 1992).

La concentración total de iones, se puede medir mediante la determinación de residuo seco (RSE), mientras que la suma de iones mayoritarios puede reportarse como sólidos totales disueltos (STD mg L⁻¹), la correlación entre RSE y STD, ambas variables expresadas en unidades mg L⁻¹, debe tener, aproximadamente, un valor positivo cercano a uno. Ambas expresiones de medición de la salinidad (suma de iones mayoritarios y residuo seco) están correlacionadas con la CE:

$$(CE)(640) = \sum_{i=1}^n \text{iones mg L}^{-1} \quad (56)$$

$$(CE)(800) = \sum_{i=1}^n \text{iones mg L}^{-1} \quad (57)$$

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Caracterización hidroquímica y calidad agronómica de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago durante la primavera 2015

5.1.1. Hidroquímica de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago

En este estudio se ilustra en la **figura 3-A**, la localización de las estaciones de muestreo en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago durante la primavera del año 2015.

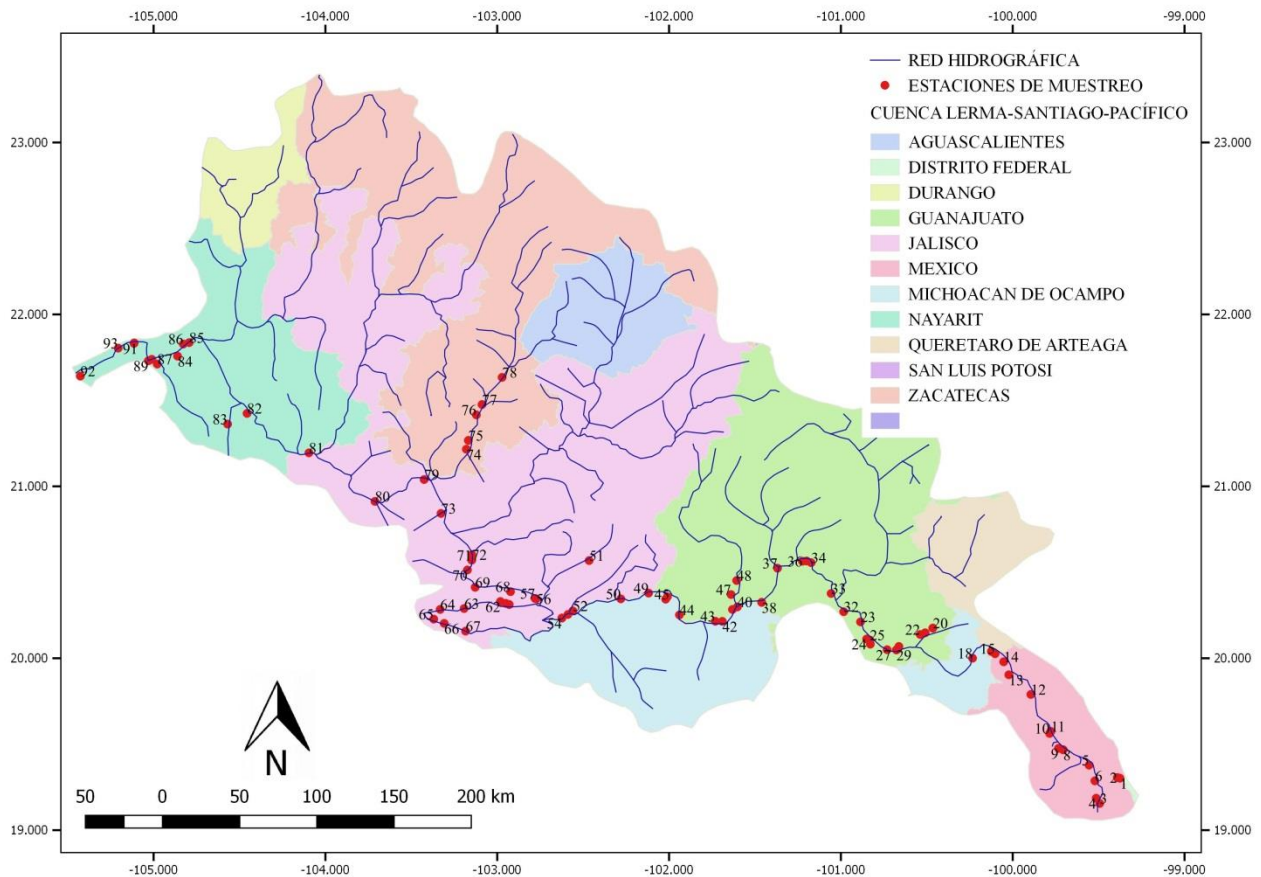


Figura 3-A. Área de estudio y localización de las estaciones de muestreo en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

La temperatura del río Lerma al momento del muestreo, representada por el valor de la mediana, fue de 22.2 °C; con respecto de la temperatura del agua, Arrue y Alberto (1986) indicaron que varía a lo largo del día en función de la radiación solar y época del año, además, de algunas características propias del cuerpo de agua (origen, caudal, espesor de la lámina de agua); de modo que la variación encontrada (CV=15.83%) puede atribuirse a dichos factores y al muestreo realizado en diferente hora del día. La importancia de esta variable radica en que influye notablemente en el proceso de salinización del agua superficial y del suelo, ya que afecta la solubilidad de las sales (Kovda, 1973); en este sentido, Mancilla-Villa *et al.* (2014) demostraron que conforme avanza la evaporación de las soluciones salinas, los iones forman sales y las de solubilidad baja se precipitan quedando en la solución las más solubles.

El río Santiago se origina en el lago de Chapala en el Estado de Jalisco, a 1500 msnm (**Fig. 5**), y su temperatura (valor de la mediana) fue de 27.70 °C, por lo que su agua es más cálida comparada con el río Lerma, este fenómeno se explica debido al gradiente altitudinal y a la época del año, pues a menor altitud los climas son más cálidos como se encontró conforme se acercó a la zona costera del Estado de Nayarit.

La **figura 5** muestra el gradiente altitudinal de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago. Se construyó con los datos de altitud medidos en cada una de las estaciones de muestreo. Debido a su longitud (1300 kilómetros) y a la cantidad de datos recolectados, se sugiere que representa el gradiente altitudinal desde su origen a poco más 2500 msnm en Almoloya del río hasta su desembocadura en Boca de Asadero a nivel de mar. Lo anterior demuestra que el agua residual de origen doméstico, industrial y drenaje agrícola, generada en esta cuenca, es vertida a los cauces, mismos que posteriormente fluyen hacia la corriente principal (ríos Lerma y Santiago) y esta es evacuada hasta llegar al Océano Pacífico.

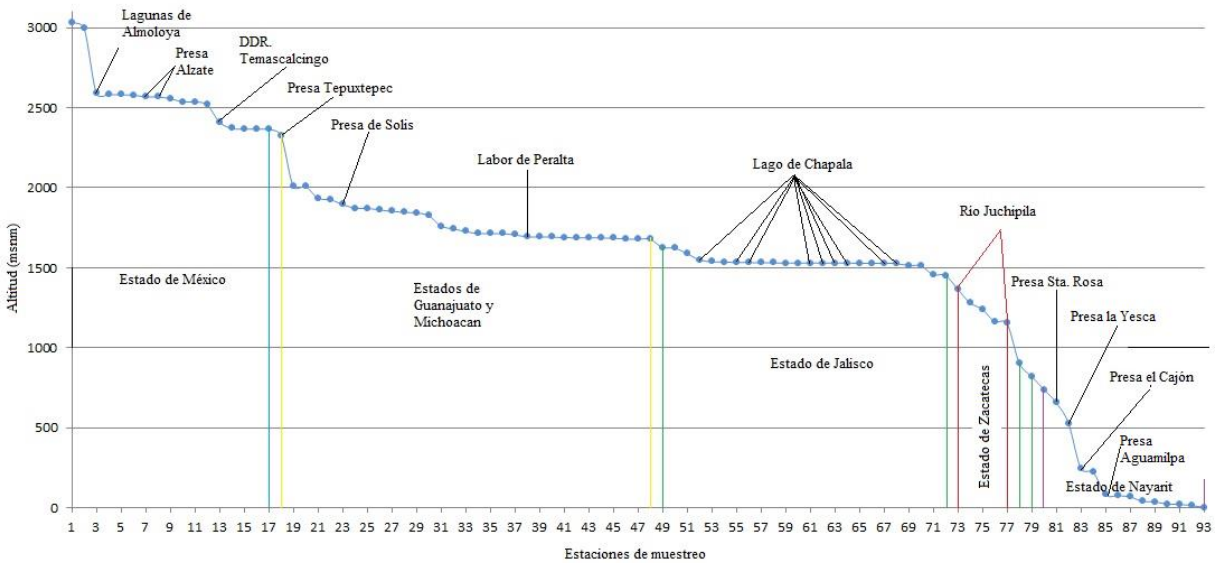


Figura 5. Perfil altitudinal de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

La población que se encuentra en los Estados de México (15 175 862 habitantes), Guanajuato (5 486 372 habitantes) y Jalisco (7 350 382 habitantes), realiza intensas actividades industriales, agrícolas y de servicios; los Estados de Guanajuato y Jalisco se caracterizan por su producción de maíz, trigo, sorgo y pastizales.

Estas actividades agrícolas e industriales generan grandes volúmenes de agua residual, además, las descargas de la población asentada en las principales ciudades industriales (Toluca, Salamanca, Guadalajara) son conducidas por los ríos Lerma y Santiago (INEGI).

Con respecto de la composición iónica del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, en la mayoría de los casos, fue bicarbonatada-sódica y clorurada-sódica (**Fig. 6**). Velázquez-Machuca *et al.* (2010), en su investigación acerca de la variación en la hidroquímica del río Duero, cuerpo receptor de agua residual y drenaje agrícola, encontraron agua mixta-bicarbonatada y bicarbonatada-sódica. El río Duero descarga su agua al río Lerma, y por lo tanto, los afluentes de los ríos Lerma y Santiago influyen en la composición iónica del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

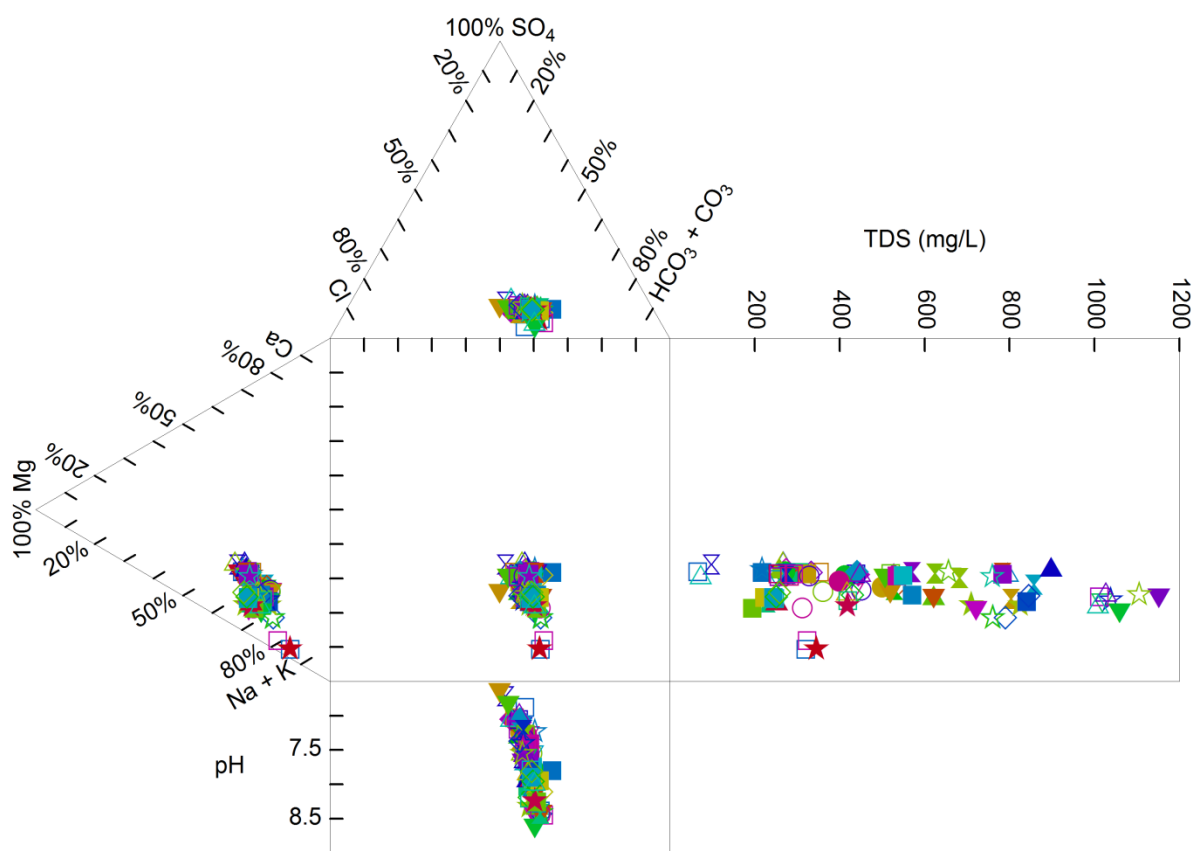


Figura 6. Diagrama de la composición iónica relativa del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

Mancilla-Villa *et al.* (2014) encontraron que el agua superficial de los Estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz fue de concentración iónica baja y, con dominancia de HCO_3^- , lo cual, atribuyeron al intemperismo de rocas sedimentarias, lutitas, tobas y espesores basálticos y riolíticos de regiones del Eje Neovolcánico.

Del Arenal (1985) en su investigación encontró la dominancia de un grupo hidrogeoquímico correspondiente al tipo de agua sódica-bicarbonatada en casi toda su área de estudio, asimismo, los valores altos de HCO_3^- los atribuyó, posiblemente, a la presencia de materia orgánica generadora de CO_2 . En este estudio la presencia de agua bicarbonatada-sódica (**Cuadro 21**), se atribuyó a la descarga de agua residual, aporte pluvial y de las corrientes tributarias de los ríos Lerma y Santiago.

Chávez-Alcántar *et al.* (2011), por su parte, concluyeron que la mezcla de agua se debe a la descarga de agua residual; mientras que Sánchez-Bernal *et al.* (2014) encontraron agua bicarbonatada cálcica-magnésica en el río Copalita, Oaxaca, e indicaron que dicha composición depende del intemperismo, consideraron, además, que la modificación de su calidad química se debe a la precipitación pluvial y actividad antopogénica, al igual que en este trabajo.

Cuadro 21. Distribución de frecuencias que muestra la clasificación del agua.

Clasificación	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
Bicarbonatada-Sódica	90	96.77	96.77	96.77
Clorurada-Sódica	3	3.23	3.23	100
Total	93	100.0	100.0	

Las características químicas del agua que reportaron Del Arenal y Nájera (1977) mostraron una serie de mezclas que hizo difícil una correcta clasificación, sin embargo, en los grupos de agua, independientemente de la concentración, los iones dominantes reflejaron un mismo tipo de agua, como en este trabajo. Los resultados que obtuvieron Chávez-Alcántar *et al.* (2011) mostraron el deterioro de la calidad del agua en el lago de Chapala, lo cual, atribuyeron al drenaje agrícola y, al agua residual vertida en este cuerpo de agua, como principales fuentes de contaminantes en la zona.

El agua clorurada-sódica se encontró en el agua termal de San José Ixtapa (el Borbollón), y los resultados mostraron la dominancia de sodio y bicarbonato en el resto de las muestras de agua analizadas de los cauces de los ríos, presas y manantiales.

Se observaron varias descargas de agua residual, por lo cual, la composición bicarbonatada-sódica se atribuyó a estas descargas; los compuestos de sodio en el agua residual se atribuyeron al uso de materiales de aseo doméstico desechados en el agua, mientras que en el agua natural los compuestos de sodio se originan, principalmente, durante el intemperismo de los minerales que contienen silicato de sodio, y el bicarbonato proviene de la disolución del ácido carbónico en agua.

Se produce una gran diversidad de cultivos en las zonas agrícolas aledañas a los ríos, por ello el deterioro de la calidad del agua está relacionada con el drenaje agrícola (Chávez-Alcántar *et al.*, 2011), y a su vez, el suelo irrigado con esta agua, puede estar afectado negativamente en sus propiedades físico-químicas (permeabilidad, estructura, mal drenaje, salinidad y sodicidad) debido a la composición y concentración iónica del agua con que son irrigados el suelo y los cultivos.

En cuanto a la composición del agua en las presas, en todos los casos correspondió a la familia bicarbonatada-sódica, variando en su concentración iónica debido a que son cuerpos receptores de las corrientes superficiales, donde la influencia de las diversas corrientes de agua origina esta variación, misma que está relacionada con la composición del agua que reciben, con el volumen de retención y descarga, y con la precipitación pluvial.

Debido a la concentración iónica, al igual que Del Arenal y Nájera (1977), en este estudio se encontró dominancia de bicarbonato en el agua. No obstante, es necesario considerar la variación en la composición hidroquímica, ya que esta ocurre según la época del año en que se realice la caracterización y cambia según la precipitación pluvial y otros factores, como se observó en este trabajo de investigación.

En el **cuadro 22** se muestra la concentración de los iones comúnmente encontrados en el agua y los estadísticos descriptivos de estas variables. De acuerdo con la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov, se observó que los datos de cada variable no se distribuyen normalmente dado que el estadístico de prueba (p-valor) es menor que el estadístico de comparación ($\alpha=0.05$), excepto para el pH.

Con respecto del pH, los resultados mínimo y máximo de este indicador fueron 6.62 y 8.83 respectivamente, el promedio fue 7.69, esto indica que predominaron condiciones ligeramente alcalinas, los valores más altos se encontraron en el lago de Chapala, algunas muestras del río Santiago y Juchipila (**Fig. 7**). El coeficiente de variación fue bajo, y, el valor de 8.01 pertenece al tercer cuartil (Q_3) e indica que 75% de los datos tienen valores de pH menores de 8.01.

La importancia de este indicador (pH) radica en la solubilidad de algunas sustancias y, está relacionado con la concentración de CO_3^{2-} y HCO_3^- , regulada por el CO_2 . La disociación del ácido carbónico genera HCO_3^- y libera protones H^+ , lo cual, induce condiciones de acidez

(pH<7.0) en el agua. Mientras que la fuente principal del CO_3^{2-} es proveniente del intemperismo de rocas calizas, así, parte del CO_3^{2-} que contienen estas rocas se disuelve en el agua generando condiciones de alcalinidad, en este sentido, Richards *et al.* (1954) indicaron que cuando el pH sea menor de 8.2 no habrá presencia de CO_3^{2-} como se observó en este trabajo. Sukumaran (2000) mencionó que el agua de los ríos es bicarbonatada, Kovda (1973) por su parte, indicó que esta contiene una alta concentración de bicarbonato de calcio disuelto, lo cual, atribuyó al lavado de los depósitos calizos.

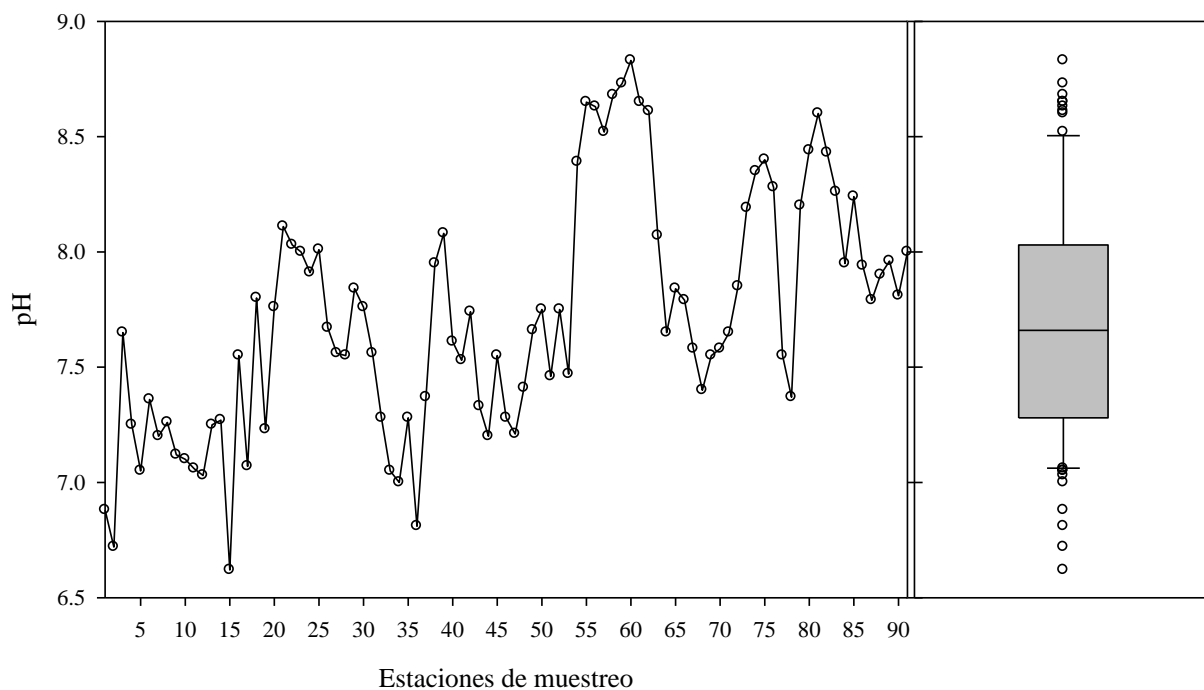


Figura 7. Diagrama de distribución del pH en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

La concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} fue más baja en comparación con la concentración de Na^+ , este último fue dominante en todos los casos, además, la descarga de agua residual modifica dichos valores durante el trayecto del agua de los ríos Lerma, Santiago y sus corrientes tributarias. Al respecto, los trabajos de Chávez-Alcántar *et al.* (2011); Velázquez-Machuca *et al.* (2010) y Sánchez-Bernal *et al.* (2014) coincidieron en que el agua presenta variación en su composición, misma que atribuyeron al agua de desecho proveniente de diversas actividades humanas.

Los valores de CV elevados (>50%) se deben a valores extremos de concentración, por lo cual, es necesario evaluar los datos mediante el valor de la mediana, las observaciones extremas se analizarán en un apartado posterior.

Cuadro 22. Estadísticos descriptivos de la composición iónica del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

		K-S	Mín.	Máx.	Media	Mediana	Desv.Est.	Ampl.	CV	Q ₁	Q ₃	95%
T	°C	0.01	13.5	67	26.11	25.60	8.69	53.50	33.29	21.3	27.7	35.6
pH		0.15	6.62	8.83	7.69	7.65	0.52	2.21	6.83	7.28	8.01	8.65
CE	dS m ⁻¹	0.01	0.096	14.27	1.02	0.643	2.01	14.17	196.88	0.40	1.08	1.58
Ca ²⁺		0.01	0.12	14.82	1.31	0.97	2.08	14.70	158.55	0.68	1.40	2.10
Mg ²⁺		0.01	0.28	28.80	2.32	1.58	3.89	28.52	167.40	1.08	2.40	3.66
Na ⁺		0.01	0.45	97.05	5.83	3.42	13.52	96.60	231.88	1.94	5.44	8.73
K ⁺		0.01	0.05	1.26	0.49	0.41	0.29	1.21	59.69	0.26	0.67	1.14
Σ		0.01	0.94	139.45	9.96	6.29	19.57	138.51	196.44	3.92	10.56	15.34
CO ₃ ²⁻	meq L ⁻¹	0.01	0.00	1.10	0.10	0.00	0.26	1.10	255.07	0.00	0.00	0.80
HCO ₃ ⁻		0.01	0.53	47.84	4.67	3.36	6.60	47.31	141.33	2.10	5.29	8.08
Cl ⁻		0.01	0.32	86.55	4.24	2.18	12.19	86.23	287.61	1.37	3.41	5.47
SO ₄ ²⁻		0.01	0.03	2.18	0.66	0.56	0.41	2.15	63.18	0.34	0.88	1.49
Σ		0.01	0.92	134.91	9.67	6.12	18.99	133.99	196.31	3.80	10.20	14.93
Iones		0.01	1.86	274.36	19.64	12.41	38.57	272.50	196.38	7.72	20.76	30.27
STD	mg L ⁻¹	0.01	66.48	8878.43	678.25	438.75	1249	8812	184.14	273.70	721.54	1060.24

n=93; K-S: prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con $\alpha=0.05$

En la **figura 8** se ilustra la distribución de cationes y aniones correspondientes a cada una de las estaciones de muestreo donde se observa la dominancia de Na^+ y HCO_3^- , característica principal del agua de origen residual. Para interpretar la gráfica, partiendo del valor cero, la distancia entre línea y línea es igual a la concentración; en el cuadrante superior se encuentran los cationes, la primer línea es igual a la concentración de Ca^{2+} , la segunda línea corresponde al magnesio ($\text{Mg}^{2+} = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$), la tercera al sodio ($\text{Na}^+ = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+$) y la línea cuarta es del potasio ($\text{K}^+ = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+$); en el cuadrante inferior se encuentran los aniones, la primera línea es de carbonato (CO_3^{2-}), la segunda línea inferior es de bicarbonato ($\text{HCO}_3^- = \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$), la tercera línea de cloruro ($\text{Cl}^- = \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{Cl}^-$) y la cuarta línea inferior es de sulfato ($\text{SO}_4^{2-} = \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$).

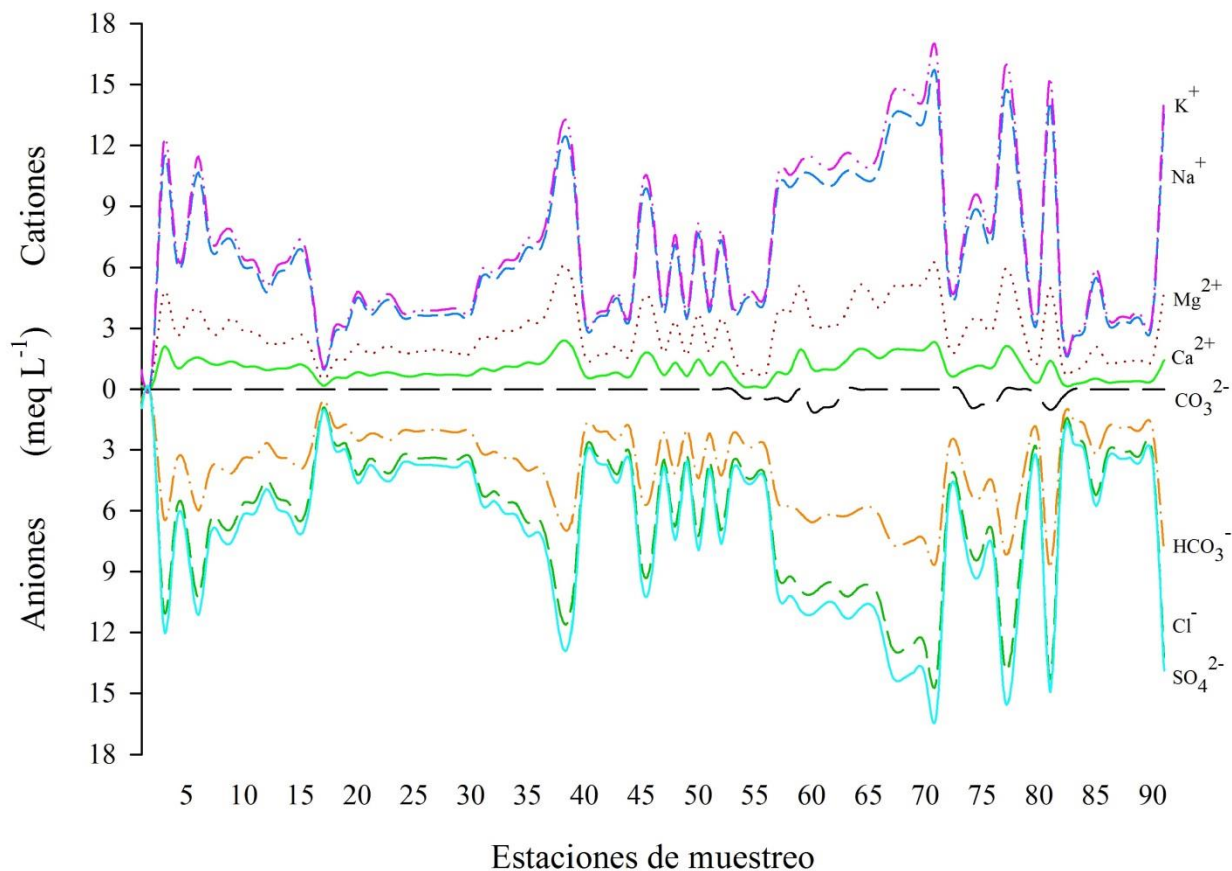


Figura 8. Diagrama de distribución de cationes y aniones en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

Can-Chulim *et al.* (2008) encontraron que el agua en contacto con materiales de origen volcánico es de baja concentración iónica, al igual que en este estudio, debido a que estos materiales de origen volcánico son de baja solubilidad, sin embargo, debe influir el tiempo de contacto con los mismos; ya que se trata de aguas superficiales el tiempo de contacto con los diversos minerales es mínimo comparado con la permanencia de las aguas subterráneas que generalmente son de mayor concentración (Appelo & Postma, 2005).

El ión sulfato (SO_4^{2-}) se origina a partir de la oxidación de los minerales que contiene sulfato, entre ellos se encuentra el sulfato de sodio, sulfato de magnesio y sulfato de calcio, otra fuente de sulfato en el agua es la descarga de agua residual industrial donde se utiliza el ácido sulfúrico.

La concentración de SO_4^{2-} en este caso fue baja en la mayoría de las muestras de agua, los valores más altos que se observaron (2.18 meq L^{-1}) se deben a las descargas de la industria y a las actividades agrícolas donde se utiliza el sulfato de amonio, entre otros fertilizantes, como fuente de nitrógeno y azufre para satisfacer los requerimientos nutricionales de los cultivos.

Al igual que en este estudio, Chávez-Alcántar *et al.* (2011) atribuyeron la concentraciones de Na^+ y SO_4^{2-} a los drenajes agrícolas, descargas de agua residual, además, asociaron al Ca^{2+} y Mg^{2+} con el Na^+ y SO_4^{2-} e indicaron que pueden atribuirse también a drenajes agrícolas; el Cl^- también es transportado en el agua residual que se vierte al río Lerma.

El análisis de correlación de Spearman se realizó para observar la influencia de la concentración iónica en la conductividad eléctrica. De acuerdo con los resultados obtenidos (**Cuadro 23**) puede establecerse la siguiente secuencia: $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$, por lo tanto, la mayor influencia corresponde al Na^+ .

Con respecto de los aniones: $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$ influyeron en la CE, la influencia del CO_3^{2-} no fue significativa, esto es debido a que su concentración fue mínima (1.10 meq L^{-1}) y solo se encontró en 15% de las muestras de agua analizadas. La influencia de los iones en la CE tuvo una correlación mayor de 0.90, excepto el CO_3^{2-} .

Cuadro 23. Matriz de correlación de Spearman para las variables medidas en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Iones	STD
CE	1												
Ca ²⁺	0.909	1											
Mg ²⁺	0.956	0.935	1										
Na ⁺	0.972	0.823	0.893	1									
K ⁺	0.969	0.858	0.921	0.962	1								
Σ	0.999	0.910	0.956	0.972	0.969	1							
CO ₃ ²⁻	0.16 ^{ns}	-0.1 ^{ns}	0.05 ^{ns}	0.27 [*]	0.21 [*]	0.16 ^{ns}	1						
HCO ₃ ⁻	0.996	0.918	0.959	0.968	0.961	0.996	0.12 ^{ns}	1					
Cl ⁻	0.995	0.917	0.961	0.965	0.964	0.996	0.13 ^{ns}	0.992	1				
SO ₄ ²⁻	0.955	0.915	0.956	0.912	0.944	0.956	0.07 ^{ns}	0.950	0.955	1			
Σ	0.999	0.911	0.957	0.972	0.969	0.999	0.16 ^{ns}	0.996	0.996	0.956	1		
Iones	0.999	0.910	0.956	0.972	0.969	0.999	0.16 ^{ns}	0.996	0.996	0.956	0.99	1	
STD	0.999	0.910	0.955	0.973	0.969	0.999	0.16 ^{ns}	0.997	0.995	0.955	0.99	0.99	1

n=91; p-valor: < 0.0001, excepto cuando es >0.05 se indica como ns; α=0.05; las variables están expresadas en unidades meq L⁻¹, excepto la CE dS m⁻¹ y STD mg L⁻¹.

Dado que las variables están relacionadas según la prueba de correlación, se realizó el análisis de regresión lineal para comprobar que Y está relacionada con X: suma de cationes = $\beta_1 \times \text{CE}$; suma de aniones = $\beta_1 \times \text{CE}$; suma de iones = $\beta_1 \times \text{CE}$. La prueba de hipótesis en este caso es:

$$H_0: \hat{\beta}_1 = 0 \text{ vs } H_1: \hat{\beta}_1 \neq 0$$

Dónde $\hat{\beta}_1$ mide el cambio en la variable Y para un cambio unitario en X. No poder rechazar H_0 es equivalente a concluir que no hay una relación lineal entre X y Y. Alternativamente, si se rechaza H_0 implica que X es de valor para explicar la variabilidad de Y. Para poder comprobar el nivel de significancia de la regresión se utilizó en análisis de varianza (Montgomery & Runger, 2015) mostrado en el **cuadro 24**.

Cuadro 24. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión conductividad eléctrica y suma de cationes.

Variable dependiente Y: Suma de cationes (meq L ⁻¹). Independiente X: CE (dS m ⁻¹)					
Predictor	Coefficiente	Error Estándar	Valor de t	Pr> t	
Constante	0.02	0.0074	2.76	0.007	
CE	9.7325	0.0089	1087.25	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F valor	Pr>F
Regresión	1	1304.7586	1304.7586	1182112	<0.0001
Error	89	0.09823	0.0011		
Total	90	1304.8569			
R ² =0.9999; CV=0.4658; α=0.05					

Se observó que el estadístico de prueba (p-valor <0.0001) es menor que el estadístico de comparación (α=0.05), el coeficiente de determinación (R²) explica 99% de la variabilidad por la relación lineal entre X y Y. Por lo tanto, con 95% de confianza, se rechaza H₀ y se concluye que la suma de cationes está relacionada con la conductividad eléctrica (**Fig. 9**) por la siguiente relación estadística:

$$\text{suma de cationes} = (9.7325 \times \text{CE}) + 0.02 \quad (58)$$

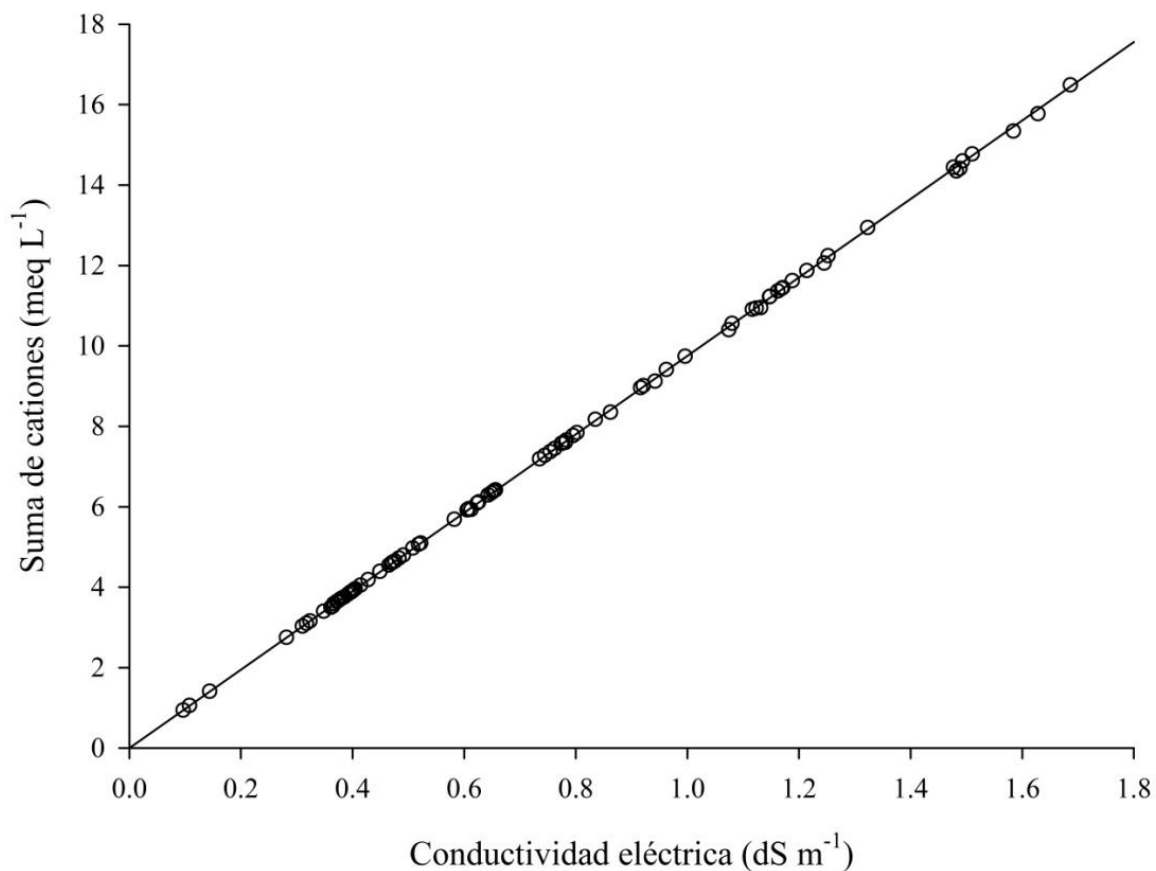


Figura 9. Diagrama de dispersión de la suma de cationes y su relación con la conductividad eléctrica.

En el análisis de varianza mostrado en el **cuadro 25** se observa que el estadístico de prueba (p-valor <0.0001) es menor que el estadístico de comparación ($\alpha=0.05$), el coeficiente de determinación (R^2) explica 99% de la variabilidad por la relación lineal entre X y Y. Por lo tanto, con 95% de confianza, se rechaza H_0 y se concluye que la suma de aniones está relacionada con la conductividad eléctrica mediante la siguiente relación estadística:

$$\text{suma de aniones} = (9.4450 \times \text{CE}) + 0.02 \quad (59)$$

Cuadro 25. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión conductividad eléctrica y suma de aniones.

Variable dependiente Y: Suma de aniones (meq L ⁻¹). Independiente X: CE (dS m ⁻¹)					
Predictor	Coefficiente	Error Estándar	Valor de t	Pr> t	
Constante	0.02	0.0085	3.27	0.0015	
CE	9.4450	0.01037	910.35	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F valor	Pr>F
Regresión	1	1228.8058	1228.8058	828738	<0.0001
Error	89	0.131964	0.001483		
Total	90	1228.9378			

R²=0.9998; CV=0.5557; α=0.05

El siguiente diagrama de dispersión (**Fig. 10**) ilustra la relación estadística que existe entre la conductividad eléctrica y la suma de aniones.

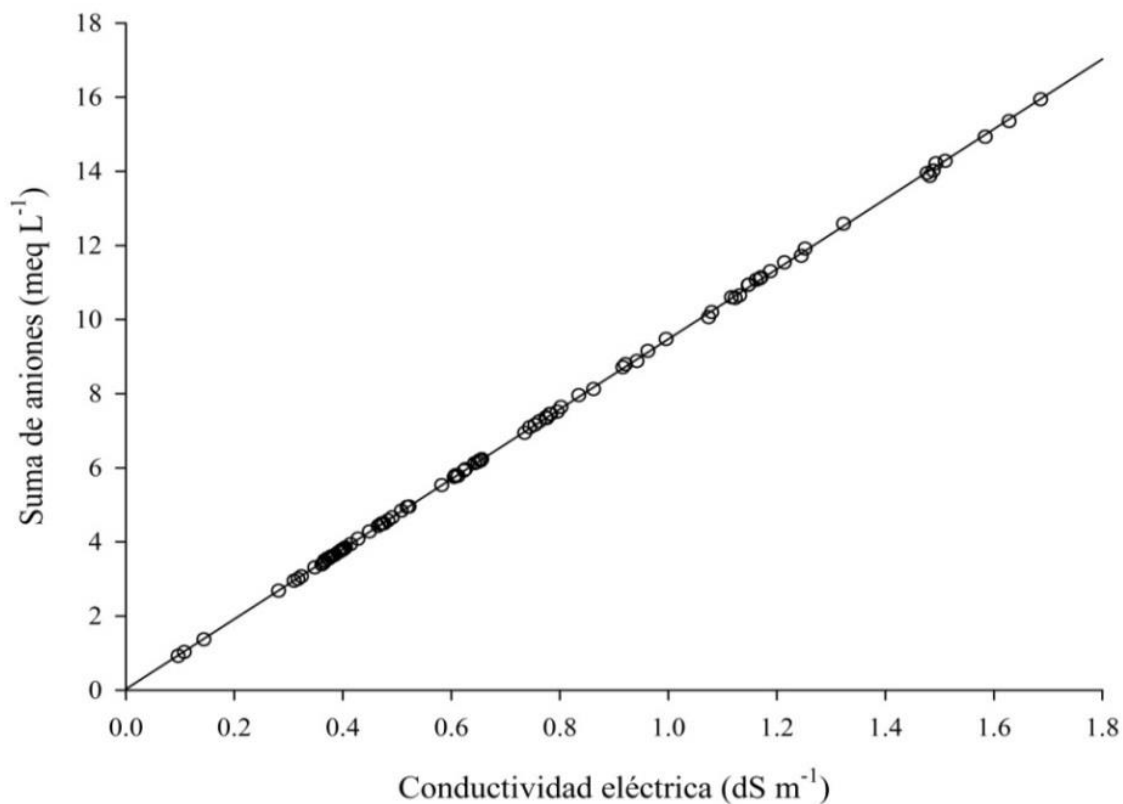


Figura 10. Diagrama de dispersión de la suma de cationes y su relación con la conductividad eléctrica.

En el análisis de varianza de la regresión lineal entre conductividad eléctrica y suma de iones (**Cuadro 26**) se observa que el estadístico de prueba (p-valor <0.0001) es menor que el estadístico de comparación ($\alpha=0.05$), el coeficiente de determinación (R^2) explica 99% de la variabilidad por la relación lineal entre X y Y. Por lo tanto, con 95% de confianza, se rechaza H_0 y se concluye que la suma de iones está relacionada con la conductividad eléctrica:

$$\text{suma de iones} = (19.1775 \times \text{CE}) + 0.0485 \quad (60)$$

Cuadro 26. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión conductividad eléctrica y suma de iones.

Variable dependiente Y: Suma de iones (meq L ⁻¹). Independiente X: CE (dS m ⁻¹)					
Predictor	Coefficiente	Error Estándar	Valor de t	Pr> t	
Constante	0.0485	0.0150	3.22	0.0018	
CE	19.1775	0.01821	1052.69	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F valor	Pr>F
Regresión	1	5065.9903	5065.9903	1108162	<0.0001
Error	89	0.4068	0.0045		
Total	90	5066.3971			
$R^2=0.9999$; CV=0.4808; $\alpha=0.05$					

El diagrama de dispersión (**Fig. 11**) ilustra la relación que existe entre la conductividad eléctrica y la suma de iones.

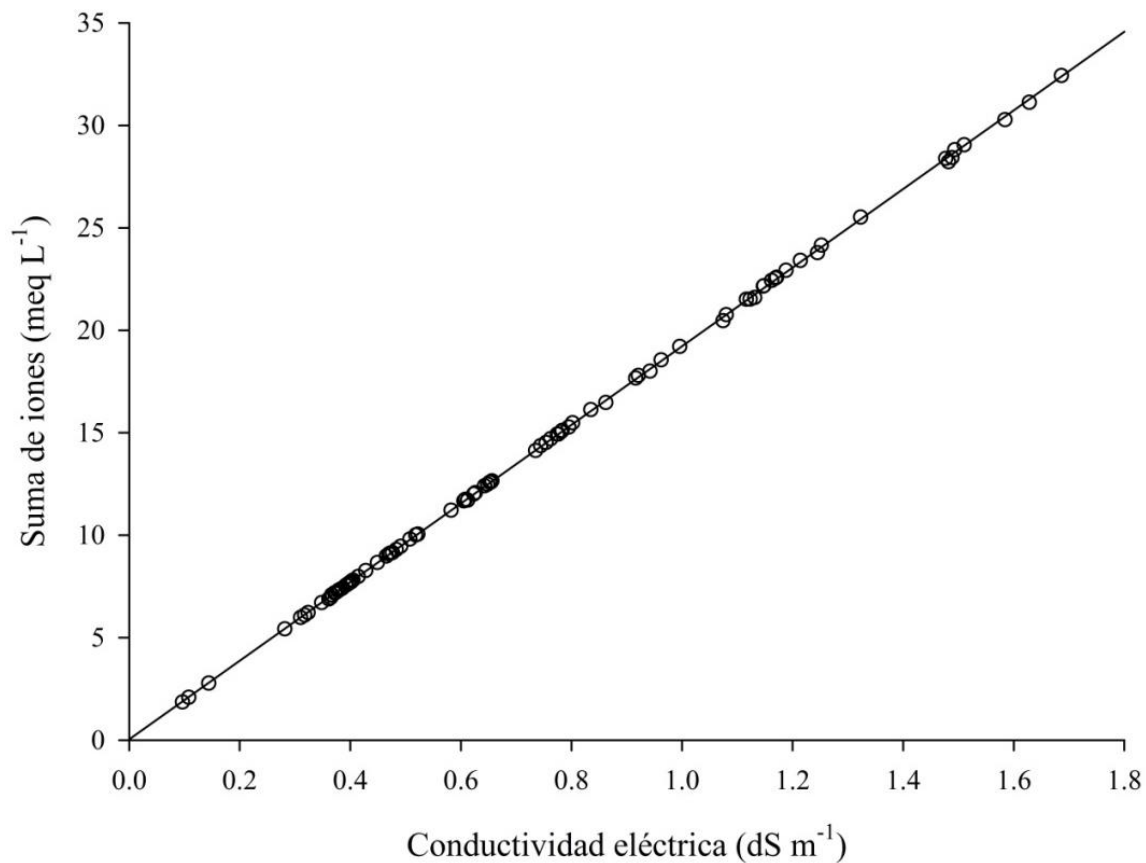


Figura 11. Diagrama de dispersión de la suma de iones y su relación con la conductividad eléctrica.

La regresión lineal entre conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos se muestra en el **cuadro 27**, de acuerdo con el análisis de varianza se observa que el estadístico de prueba (p-valor <0.0001) es menor que el estadístico de comparación ($\alpha=0.05$), el coeficiente de determinación (R^2) explica 99.94% de la variabilidad por la relación lineal entre X y Y. Por lo tanto, con 95% de confianza, se rechaza H_0 y se concluye que la concentración de sólidos totales disueltos está relacionada con la conductividad eléctrica y puede estimarse con la siguiente ecuación:

$$\text{STD} = (680.7805 \times \text{CE}) + 0.8378 \quad (61)$$

Cuadro 27. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos.

Variable dependiente Y: Sólidos totales disueltos (mg L^{-1}). Independiente X: CE (dS m^{-1})					
Predictor	Coefficiente	Error Estándar	Valor de t	Pr> t	
Constante	0.8378	1.3452	0.62	0.5350	
CE	680.7805	1.6251	418.91	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F valor	Pr>F
Regresión	1	6383967.977	6383967.977	175482	<0.0001
Error	89	3237.784	36.380		
Total	90	6387205.762			
$R^2=0.9994$; $CV=1.2105$; $\alpha=0.05$					

El diagrama de dispersión (**Fig. 12**) ilustra la relación estadística que existe entre la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos totales disueltos. De acuerdo con los valores obtenidos de STD puede clasificarse el agua como agua dulce, o baja en sales (Hermión Larios, 1950). La concentración total de sólidos se midió mediante el residuo seco, evaporando un volumen conocido de agua a 105°C , la concentración de sólidos fijos se determinó calcinando el residuo seco a 600°C , la diferencia entre ambas determinaciones da un valor aproximado del contenido de materia orgánica en el agua.

Se observó que existe relación entre el residuo evaporado y la conductividad eléctrica ($r=0.88$), así como entre el residuo calcinado y la conductividad eléctrica ($r=0.89$). La relación entre el residuo evaporado y suma de iones fue: ($r=0.89$), y la relación entre el residuo calcinado y suma de iones fue: ($r=0.89$). La relación entre el residuo evaporado y el residuo calcinado fue: ($r=0.95$).

Las relaciones anteriores indican que tanto la CE como la suma de iones, la determinación de los sólidos totales y sólidos fijos, proporcionan información confiable acerca de la composición y concentración iónica del agua.

En la mezcla de agua del río Lerma se observaron materiales suspendidos y lodos, esta alta concentración de sólidos totales indica la presencia de aguas muy turbias, oscuras y malolientes, características del agua de origen residual sin tratamiento, será necesario determinar la composición de los lodos que son transportados por los ríos Lerma y Santiago.

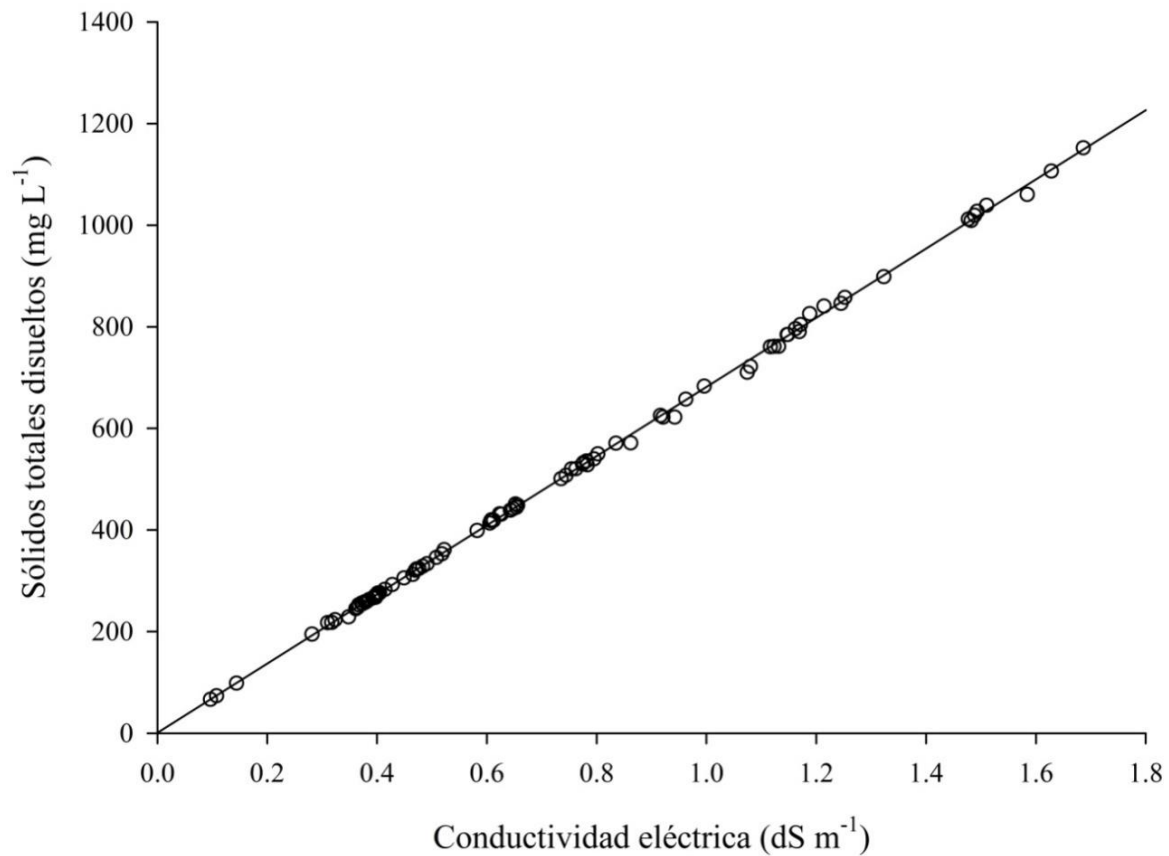


Figura 12. Diagrama de dispersión de la concentración de sólidos totales disueltos y su relación con la conductividad eléctrica.

Cuadro 28. Estadísticos descriptivos de los sólidos totales, sólidos fijos y residuo orgánico.

	K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
ST	0.01	108	1540	592.43	592	278.39	1432	46.99
SF	0.01	40	1172	423.60	368	231.44	1132	54.63
RO	0.01	0	468	168.83	168	87.03	468	51.55

ST: Sólidos totales, SF: Sólidos fijos y RO: Residuo orgánico (mg L⁻¹). K-S: prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con $\alpha=0.05$. n=91.

Para observar la diferencia en los valores medidos de conductividad eléctrica, cationes y aniones, se estimó la conductividad eléctrica a partir de la concentración iónica expresada en meq L⁻¹ y mg L⁻¹ utilizando los factores de conductividad propuestos por APHA (1998). En el **cuadro 29** se reportan los estadísticos descriptivos de la CE medida, CE estimada por meq L⁻¹ y mg L⁻¹. La salinidad expresada como CE mostró valores entre 0.0964 dS m⁻¹ y 1.686 dS m⁻¹, la mediana fue 0.626 dS m⁻¹, en este sentido, la salinidad fue baja en la mayoría de los casos, el incremento en la CE se debe a la concentración de iones en la mezcla de agua con drenajes domésticos, industriales y agrícolas, como indicaron Velázquez-Machuca *et al.* (2010).

Los valores de conductividad eléctrica medida y estimada (promedio, mediana, mínimo, máximo y coeficiente de variación) son similares (**Cuadro 29**). Por lo cual, se realizó la prueba de comparación de medianas mediante el criterio de Kruskal-Wallis (**Cuadro 30**) para comprobar la siguiente hipótesis: H₀: no existe diferencia estadística significativa entre los valores de la mediana de CE.

Cuadro 29. Estadísticos descriptivos de la conductividad eléctrica medida y estimada.

	K-S	Min.	Máx.	Media	Mediana	Desv.Est.	Ampl.	CV
CE ₁ dS m ⁻¹	0.01	0.0964	1.686	0.730	0.626	0.391	1.589	53.54
CE ₂ dS m ⁻¹	0.01	0.0983	1.769	0.763	0.656	0.409	1.670	53.62
CE ₃ dS m ⁻¹	0.01	0.0983	1.769	0.763	0.656	0.409	1.671	53.62

CE₁: conductividad eléctrica medida; CE₂: estimada con iones expresados en meq L⁻¹; CE₃: estimada con iones expresados en mg L⁻¹. K-S: prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con $\alpha=0.05$.

Cuadro 30. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis de la conductividad eléctrica.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	Pr>F
Entre grupos	2	0.066205	0.033102	0.2033	0.8162
Dentro de grupos	270	43.961299	0.162820		
Prueba de la mediana para muestras independientes: p-valor = 0.9433					
Prueba de Kruskal-Wallis: p-valor = 0.6394; $\alpha=0.05$					

La prueba de la mediana para muestras independientes muestra que la mediana de CE es similar en los tres casos, por lo cual, con 95% de confianza no se rechaza H_0 . Por lo expuesto, y dado que no se observó diferencia estadística significativa entre la conductividad eléctrica medida y estimada, puede decirse que los valores medidos y estimados son correctos y dependen de la concentración iónica (**Fig. 13**).

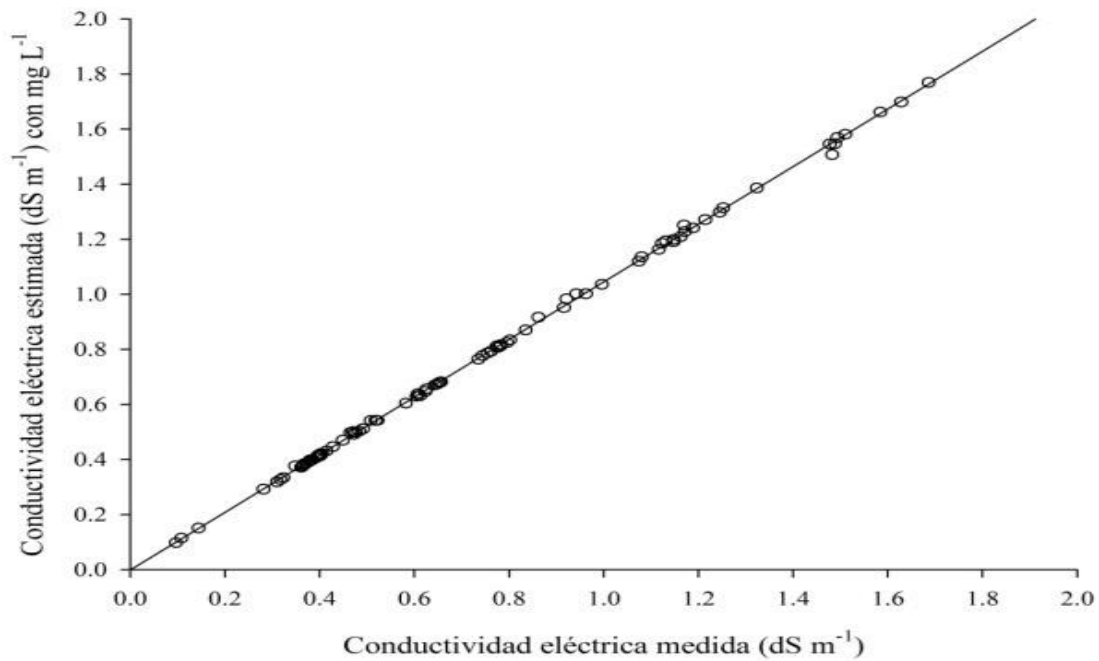
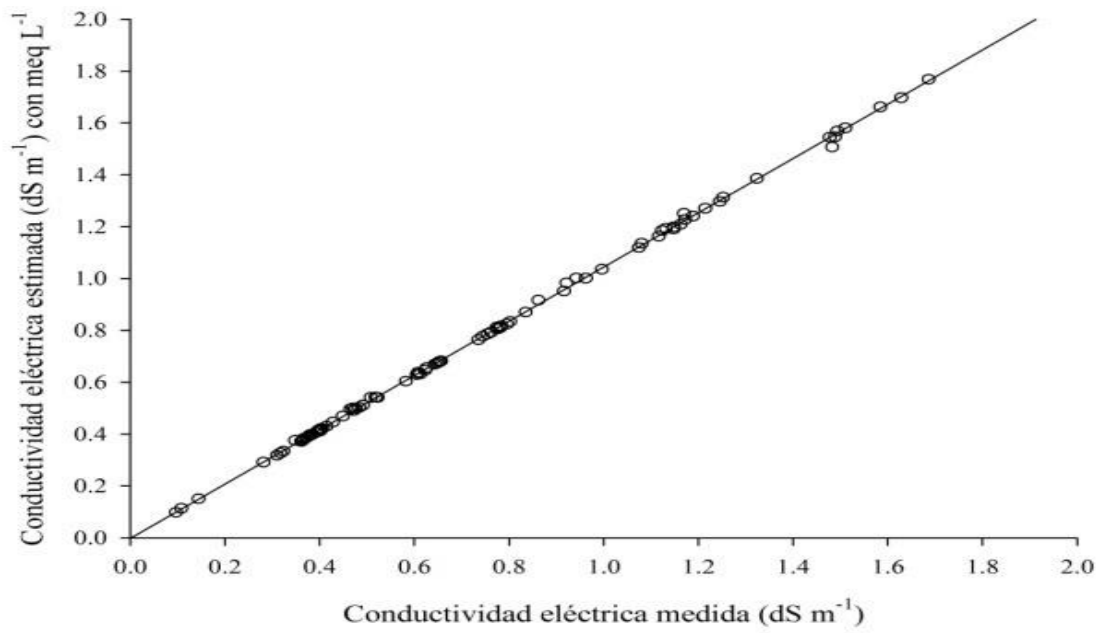


Figura 13. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica estimada y su relación con la conductividad eléctrica medida.

Los valores estimados de fuerza iónica se muestran en el **cuadro 31**. En todos los casos el coeficiente de variación fue medio e indica la heterogeneidad de los datos. Se observa que la mediana de fuerza iónica es diferente (**Fig. 14**) para cada estimación, sin embargo, los valores obtenidos con las ecuaciones de Pasricha (1987) y Leffelaar (1983) son muy similares a los que se obtuvieron con la fórmula experimental. Para comprobar si existe diferencia entre la mediana de la fuerza iónica se realizó análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis (**Cuadro 32**) debido a que los datos no siguen una distribución normal ($p\text{-valor} < \alpha$).

Cuadro 31. Estadísticos descriptivos de la fuerza iónica.

Fuerza iónica (mol L ⁻¹)	K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv.Est.	Amplitud	CV
Experimental	0.01	0.0011	0.020	0.0087	0.0074	0.0046	0.018	52.54
Bower, 1965	0.01	0.0018	0.022	0.010	0.0087	0.0051	0.021	50.59
Ponnamperuma, 1966	0.01	0.0015	0.027	0.011	0.010	0.0062	0.025	53.52
Griffin, 1973	0.01	0.0012	0.021	0.0092	0.0079	0.0049	0.020	53.56
Leffelaar, 1983	0.01	0.0010	0.019	0.0083	0.0071	0.0044	0.018	53.54
Pasricha, 1987	0.01	0.0011	0.019	0.0084	0.0072	0.0045	0.018	53.52
APHA, 1995	0.01	0.0016	0.028	0.012	0.010	0.0066	0.027	53.46

K-S: prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con $\alpha=0.05$.

Cuadro 32. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis para la fuerza iónica.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	Pr>F
Entre grupos	6	0.001444	0.000241	8.5791	0.0001
Dentro de grupos	630	0.017679	0.000028		

Prueba de la mediana para muestras independientes: p-valor = 0.0526

Prueba de Kruskal-Wallis: p-valor = 0.0001; $\alpha=0.05$

Dado que el estadístico de prueba (p-valor) es menor que el estadístico de comparación ($\alpha=0.05$) para el ANOVA y la prueba de Kruskal-Wallis, se rechazó H_0 , por lo tanto la distribución de la fuerza iónica es heterogénea entre los grupos (A, B, C, D, E, F, G).

Con respecto de la prueba de la mediana se observa que el p-valor (0.0526) está muy próximo al valor de ($\alpha=0.05$), por lo cual, si se conserva la hipótesis nula, puede cometerse el error tipo II (aceptar la hipótesis nula cuando ésta es falsa); la hipótesis nula plantea que el valor de la mediana de fuerza iónica es similar:

$$H_0: Me_a = Me_b \dots = \dots Me_n.$$

Para reducir el riesgo de cometer el error tipo II, se aumentó el nivel de significancia de 0.05 a 0.10, por lo cual, con una confianza de 90% se rechaza la hipótesis nula y se acepta que el valor de la mediana de fuerza iónica es diferente.

Lo anterior se ilustra en un diagrama de barras (**Fig. 14**). Se observa que los valores de fuerza iónica estimada, cuya mediana es notoriamente diferente, corresponden a estimación de I con las ecuaciones C y G propuestas por Ponnampertuma *et al.* (1966) y APHA (1998).

La mediana de I en A, F y E es similar, la I estimada con estas ecuaciones (F y E) fue mediante las propuestas por Pasricha (1987) y Leffelaar *et al.* (1983).

La diferencia observada se debe a la naturaleza de los datos, pues la mayoría de las ecuaciones fueron encontradas por el método de regresión utilizando la relación entre fuerza iónica y CE de soluciones acuosas extraídas de suelos con diferente concentración iónica. Griffin & Jurinak *et al.* (1973) incluyeron en su estudio algunos datos de CE encontrada en agua de río.

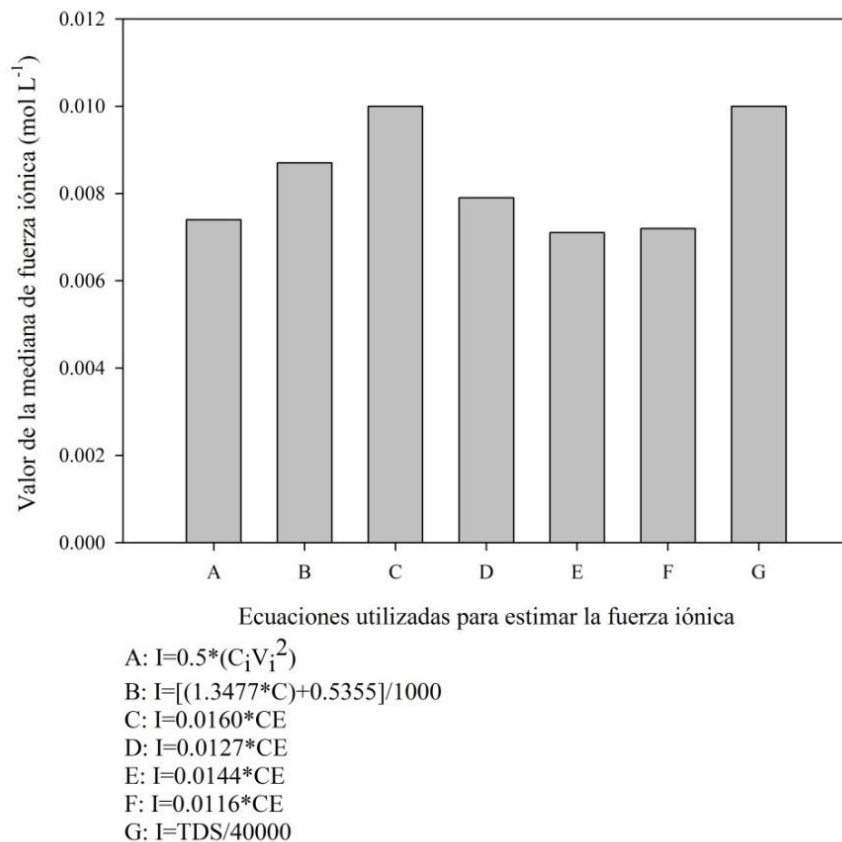


Figura 14. Diagrama de barras que muestra los diferentes valores de fuerza iónica estimada en el agua con ecuaciones propuestas por diversos autores.

El coeficiente de correlación de Spearman que relaciona la conductividad eléctrica con la fuerza iónica fue 0.9981 y el valor de p fue menor de 0.0001, por lo cual, se rechazó la hipótesis $H_0: r_{xy}=0$, por lo tanto, existe una relación lineal entre estas variables. La regresión lineal entre conductividad eléctrica y fuerza iónica se muestra en el **cuadro 33**, de acuerdo con el análisis de varianza se observa que el estadístico de prueba (p-valor <0.0001) es menor que el estadístico de comparación ($\alpha=0.05$), el coeficiente de determinación (R^2) explica 99.78% de la variabilidad por la relación lineal entre X y Y. Por lo tanto, con 95% de confianza, se rechaza H_0 y se concluye que la fuerza iónica está relacionada con la conductividad eléctrica por la siguiente relación estadística:

$$I = (0.01179 \times CE) + 0.00017 \quad (62)$$

Cuadro 33. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión conductividad eléctrica y fuerza iónica.

Variable dependiente Y: Fuerza iónica (mol L ⁻¹). Independiente X: CE (dS m ⁻¹)					
Predictor	Coefficiente	Error Estándar	Valor de t	Pr> t	
Constante	0.0001732037	0.00004855	3.57	0.0006	
CE	0.0117913324	0.00005866	201.02	0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F valor	Pr>F
Regresión	1	0.00191508	0.00191508	40408.8	<0.0001
Error	89	0.00000422	0.00000005		
Total	90	0.00191930			

R²=0.9978; CV=2.4771; α=0.05

El diagrama de dispersión (**Fig. 15**) ilustra la relación estadística que existe entre la conductividad eléctrica y la fuerza iónica.

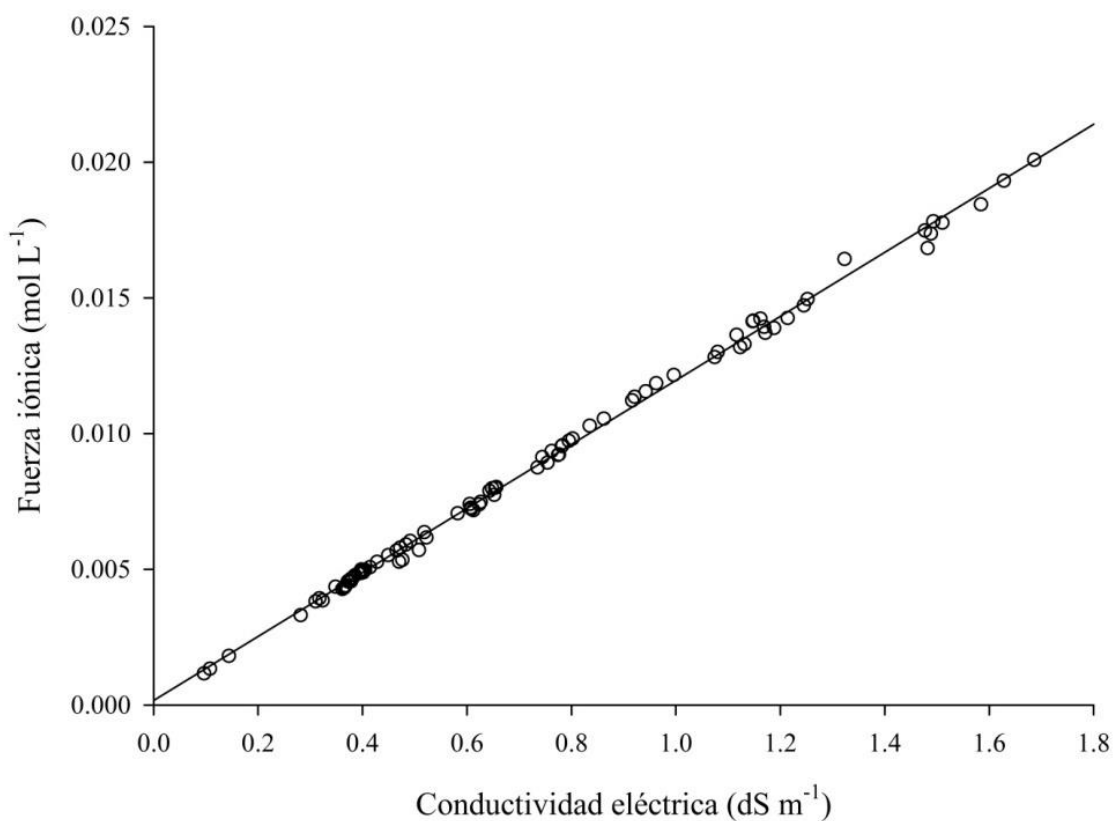


Figura 15. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica y su relación con la conductividad eléctrica.

El diagrama que se observa en la **figura 16**, ilustra la relación estadística de la conductividad eléctrica y la fuerza iónica estimada con las diferentes ecuaciones de regresión, la distancia entre las líneas de las rectas de regresión muestra la diferencia entre los valores de fuerza iónica estimados.

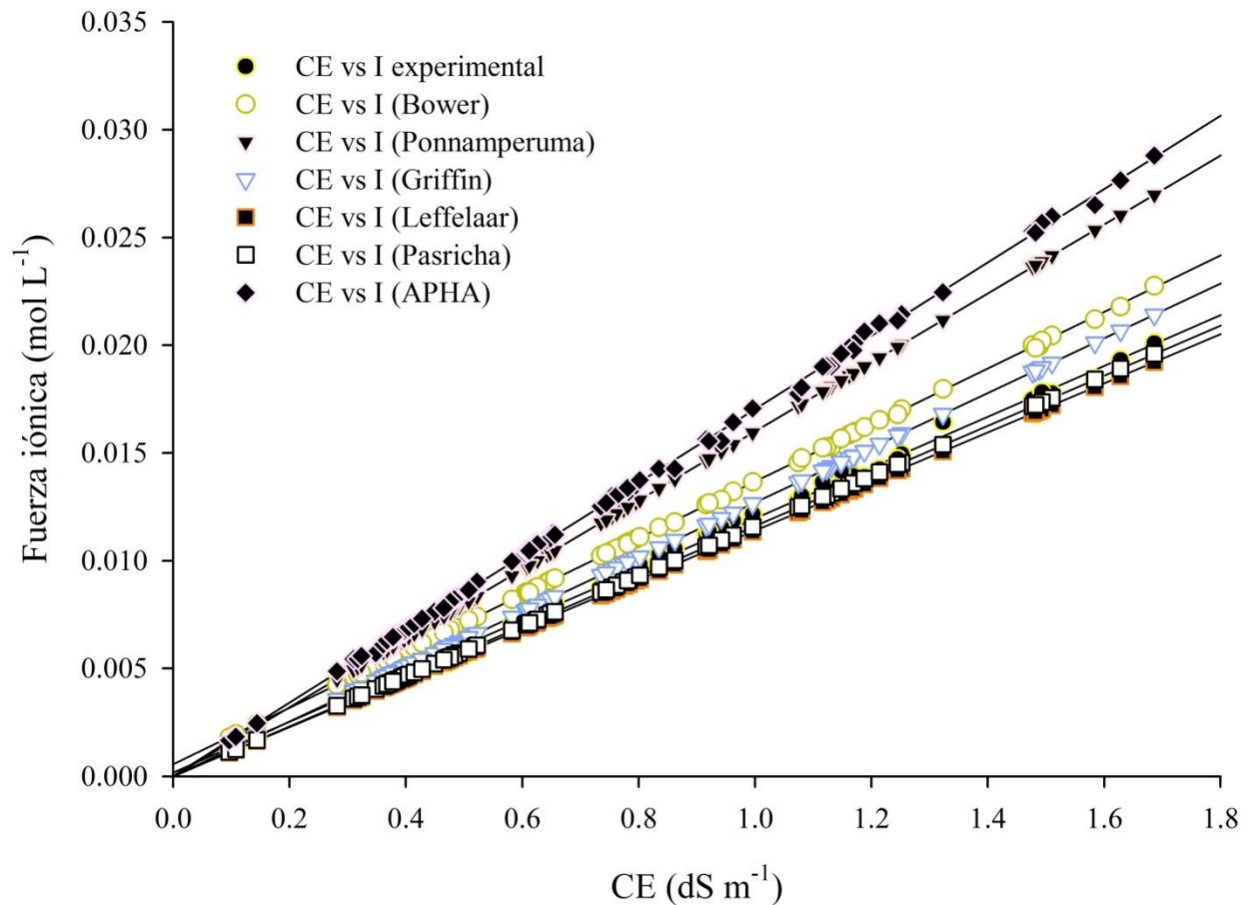


Figura 16. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica estimada con diferentes ecuaciones propuestas por diversos autores y su relación con la conductividad eléctrica.

La presión osmótica se calculó debido a que es una de las propiedades coligativas de las soluciones que se relaciona directamente con la concentración iónica, a mayor concentración de solutos en la solución se tiene mayor valor de presión osmótica, ello significa realizar más esfuerzo para detener el flujo de agua de la solución de menor concentración de solutos hacia la más concentrada, en este caso, el flujo de agua en las células de organismos vivos.

Para detener este flujo de menor a mayor concentración, algunas plantas acumulan sales en la raíz o incrementan la concentración de su jugo celular y de esta manera evitan o retardan su deshidratación (Yuri Yákovlevich Fiálkov, 1978; Sánchez-Bernal *et al.*, 2008; Cancino *et al.*, 2009; González-Romero, 2009; González-Romero *et al.*, 2010; Audesirk *et al.*, 2013; Canculim *et al.*, 2014). En el **cuadro 34** se muestran los estadísticos descriptivos de la presión osmótica calculados con tres ecuaciones. Independientemente del tipo de sal que conforme la solución, la presión osmótica tendrá el mismo valor si la concentración salina es equivalente, debido a que la presión osmótica depende únicamente de la concentración iónica y no del tipo de iones en solución.

Cuadro 34. Estadísticos descriptivos de la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

PO (MPa)	K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV (%)
PO ₁	0.01	0.004028	0.070798	0.030496	0.026375	0.01647	0.06677	54.00
PO ₂	0.01	0.004077	0.070676	0.030564	0.026486	0.01634	0.06660	53.46
PO ₃	0.01	0.003516	0.06150	0.026652	0.022835	0.01427	0.05798	53.54

K-S: prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con $\alpha=0.05$.

$$PO_1 = M \cdot R \cdot T; PO_2 = \frac{\text{mg L}^{-1}}{681.6744} \times 0.4127; PO_3 = CE \times 0.360$$

Se observa que los datos no siguen la distribución normal, el coeficiente de variación es medio, las medianas de PO₁ y PO₂ son similares, pero diferentes de PO₃, esta diferencia puede atribuirse a la ecuación utilizada en cada estimación: en PO₁ y PO₂ se utilizó la concentración iónica y coeficientes de regresión estimados con los datos propios de esta investigación, mientras que en PO₃, se utilizó una ecuación propuesta por Richards *et al.* (1954).

El diagrama de la **figura 17** muestra el valor de la mediana de la presión osmótica calculada con cada ecuación, la presión osmótica calculada con la ecuación propuesta por Richards *et al.* (1954) tiene los valores más bajos.

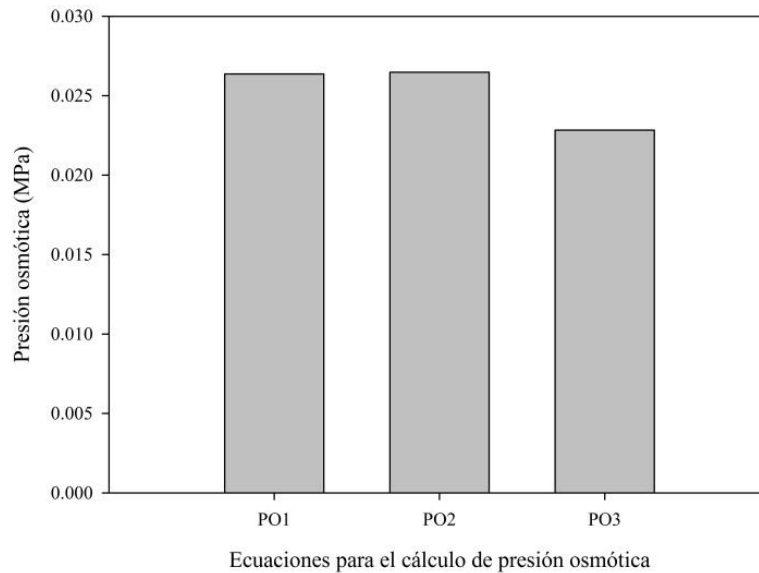


Figura 17. Diagrama de barras de los valores de la mediana de presión osmótica estimada.

Para comprobar si existe o no diferencia entre los valores de la mediana de presión osmótica se realizó una prueba de comparación de medianas y la prueba de homogeneidad de Kruskal-Wallis. El valor del estadístico de prueba de la comparación de medianas fue 0.392, y el valor del estadístico de prueba de Kruskal-Wallis fue 0.123, dado que el estadístico de prueba es mayor que el estadístico de comparación ($\alpha=0.05$), se concluyó que las medianas son similares con igual distribución, quiere decir que no varían significativamente.

La presión osmótica de las soluciones depende, fundamentalmente, de la concentración iónica, y dado que la CE también depende de la concentración, se pueden relacionar ambas determinaciones (PO y CE). El coeficiente de correlación de Spearman tuvo un valor de 0.9990 y el estadístico de prueba (p-valor < 0.0001); ello indica que la presión osmótica y la conductividad eléctrica están relacionadas y se pueden explicar los valores de presión osmótica a partir de la conductividad eléctrica (**Cuadro 35**) mediante la siguiente ecuación de regresión:

$$PO = (0.04208 \times CE) - 0.00024872 \quad (63)$$

Los resultados del análisis de varianza indican que el estadístico de prueba es menor que el estadístico de comparación, por lo tanto se rechazó la hipótesis nula ($\beta_1=0$), el coeficiente de determinación explica 99.92% de la variación debida al modelo, y el coeficiente de variación fue bajo, por tanto, el modelo de regresión es confiable.

Cuadro 35. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión conductividad eléctrica y presión osmótica.

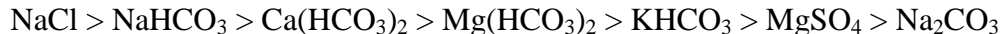
Variable dependiente Y: Presión osmótica (MPa). Independiente X: CE (dS m ⁻¹)					
Predictor	Coefficiente	Error Estándar	Valor de t	Pr> t	
Constante	-0.00024872	0.00010431	-2.38	0.0192	
CE	0.04208	0.00012601	333.93	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F valor	Pr>F
Regresión	1	0.02439	0.02439	111508	<0.0001
Error	89	0.00001947	2.18x10 ⁻⁷		
Total	90	0.02441			
R ² =0.9992; CV=1.53356; α =0.05					

De acuerdo con los valores de la concentración iónica del agua, se calculó la concentración de sales que pudiesen componer la solución (**Cuadro 36**), estos cálculos se basan en la solubilidad de cada una de las sales. En un modelo de evolución del agua por evaporación Hardie & Eugster (1970) concluyeron que la composición final de la salmuera depende de la composición inicial de la solución. Por su parte, Risacher & Fritz (1995) demostraron que cuando la solución inicial se concentra por evaporación, primero precipitan los minerales carbonatados de menor solubilidad (CaCO₃) y al final queda el más soluble (NaCl). La solubilidad de las sales en la solución está relacionada con la temperatura, en este sentido, Mancilla-Villa *et al.* (2014) realizaron la evaporación de salmueras con el objetivo de observar la evolución en la concentración salina concluyendo que las sales de menor solubilidad (CaCO₃ y MgCO₃) precipitan conforme avanza la evaporación de la solución y, al final, quedan las sales de mayor solubilidad (NaCl, Na₂SO₄ y Na₂CO₃) según sea la composición inicial de la solución.

Cuadro 36. Estadísticos descriptivos de la concentración hipotética de sales en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

Sales (mg L ⁻¹)	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
NaCl	18.701	343.055	143.414	125.650	78.771	324.354	54.925
Na ₂ CO ₃	0.000	58.292	5.543	0.000	13.966	58.292	251.918
NaHCO ₃	8.400	301.578	109.788	93.245	72.813	293.178	66.321
KHCO ₃	5.006	126.149	48.364	39.046	28.916	121.143	59.789
Ca(HCO ₃) ₂	9.727	191.292	82.498	76.193	44.641	181.565	54.111
Mg(HCO ₃) ₂	9.512	185.857	68.467	56.342	34.952	176.345	51.049
MgSO ₄	1.806	101.112	37.784	33.704	21.479	99.306	56.846

De acuerdo con la concentración de las posibles sales que forman la solución puede establecerse la secuencia de concentración de la siguiente manera:



Se observa que predominan las sales sódicas (NaCl, NaHCO₃) y las sales de bicarbonato (**Fig. 18**). Aunque su concentración sea baja, la irrigación con esta agua puede inducir los procesos de salinización y sodificación del suelo debido a la evapotranspiración. El cloruro de sodio y el bicarbonato de sodio tienen su origen en el agua residual doméstica, por lo tanto, puede decirse que el mayor volumen aportado como descarga de agua residual a la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, corresponde a descargas urbanas.

El análisis de correlación mostró que las variables están estrechamente relacionadas, el análisis de varianza de la regresión lineal indicó que existe un alto nivel de significancia, por lo cual, se rechazó la hipótesis nula (H₀) en todos los casos. Sin embargo, es preciso mencionar que dichas relaciones son válidas únicamente para el conjunto de datos analizados; la concentración de cationes o de aniones, no depende de la conductividad eléctrica, el valor medido de CE se ha tomado como referencia para estimar la salinidad del agua debido a que su medición es rápida y sencilla y está estrechamente relacionada con la concentración iónica, es decir, la CE depende de la concentración de iones.

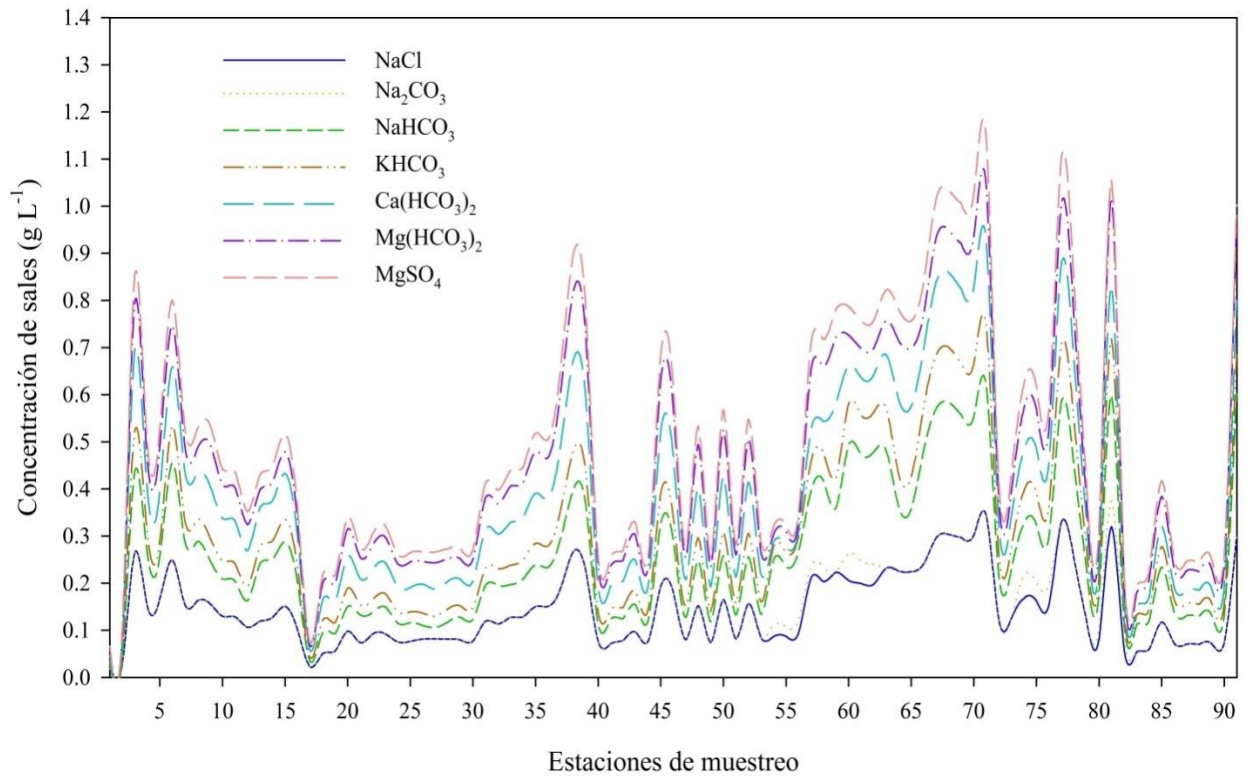


Figura 18. Distribución de la concentración hipotética de sales en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

La concentración iónica de las aguas naturales depende de procesos de intemperismo geoquímico y de la naturaleza mineralógica de los materiales de contacto con el agua, no ocurre así con el agua residual ya que su composición está relacionada con el tipo de descarga, ya sea urbana, doméstica, industrial o drenaje agrícola.

Con base en lo anterior, no es recomendable estimar la concentración de aniones o cationes a partir de la conductividad eléctrica, ya que de acuerdo con la teoría de disociación iónica (propuesta por Svante Arrhenius en 1884), la conductividad eléctrica de las soluciones depende, fundamentalmente, de la concentración de los iones en solución. Una vez obtenida la concentración de cada uno de los iones mayoritarios, entonces puede estimarse la conductividad eléctrica, la fuerza iónica, la presión osmótica, la RAS, la concentración hipotética de sales, entre otras variables. Por lo aquí expuesto, en su estudio González-Meraz (2000) concluyó que no se pueden estimar los valores de aniones y cationes a partir de la conductividad eléctrica, y es que no consideró, como fundamento de su trabajo, la teoría de disociación iónica.

En este estudio las ecuaciones de regresión son válidas únicamente para el conjunto de datos analizados, por tal razón, los valores de regresión no deben generalizarse para todas las aguas ya que tendrán variaciones de acuerdo con los valores medidos, y no deben sustituir la medición de cationes y aniones, estas ecuaciones sin embargo, son útiles como verificación y comparación de los resultados, ya que muestran diferente valor en la pendiente de regresión según el tipo de agua.

Es poco probable que la concentración iónica del agua, en condiciones naturales, sea igual a cero. Kovda (1973) demostró que las aguas naturales nunca son puras, y contienen sustancias disueltas; por su parte, Bautista-Olivas (2013) encontró bajos niveles de concentración en agua de condensación atmosférica, dicha concentración se relacionó con el sitio de muestreo, pues la más baja concentración se encontró en el agua atmosférica condensada del Estado de Tlaxcala, y hubo mayor concentración en el agua atmosférica condensada del Estado de México, este fenómeno se atribuyó a la concentración de gases atmosféricos en las distintas zonas de estudio; ya que en el Estado de México la actividad industrial y el movimiento automovilístico genera mayor cantidad de gases emitidos a la atmósfera y posteriormente al agua de lluvia, lo cual, contribuye a una mayor concentración en términos de conductividad eléctrica.

Finalmente, puede decirse que la CE es una variable que permite realizar una buena estimación de la salinidad total del agua, y estos valores de conductividad eléctrica pueden estimarse a su vez mediante la concentración total de iones.

5.1.2. Calidad del agua para riego agrícola

Richards *et al.* (1954) propusieron la clasificación del agua de acuerdo con la CE y RAS, por su parte, Ayers & Westcot (1987) indicaron el grado de restricción de uso con base en los valores de RAS y CE, ya que una alta concentración de iones puede causar efectos perjudiciales a los cultivos, al respecto, Sánchez-Bernal *et al.* (2008) y Can-Chulim *et al.* (2014) encontraron en sus estudios que los efectos difieren según el tipo de cultivo, la concentración iónica y el tipo de sal presente en la solución; ocurre un fenómeno similar con plantas adaptadas a ambientes salinos como el mangle, pues su crecimiento y distribución se ven afectados debido al incremento de la salinidad en el sustrato donde se desarrolla esta planta, la variación en la salinidad del sustrato se atribuyó a la variabilidad climática interanual, al régimen hidrológico y a las propiedades geomorfológicas del sustrato (Ortega-Mikolaev *et al.*, 2016).

En este estudio, para evaluar los indicadores de salinidad y sodicidad se consideraron los criterios de SE, SP, RAS, CSR, PSI e IS_L. La clasificación propuesta por Richards *et al.* (1954) y Ayers & Westcot (1987) establece restricciones de uso debido a los valores de CE, de acuerdo con dicha clasificación, cuando el agua tiene una CE menor de 0.700 dS m⁻¹ no tiene restricción de uso, mientras que con una CE entre 0.700 dS m⁻¹ y 3.00 dS m⁻¹ la restricción es ligera. Los valores conjuntos de CE-RAS indican el riesgo de salinización y sodificación del suelo por la aplicación del agua al riego agrícola, de manera que cuanto mayor sea la concentración iónica, expresada como CE, mayor será el riesgo de salinidad y sodicidad, dependiendo del tipo de iones presentes en el agua. Las aguas de riego de muy baja concentración iónica (en caso de ser sódicas) presentan problemas de infiltración en el suelo y un mayor riesgo de sodicidad por una mayor dispersión de los coloides del suelo.

La salinidad efectiva, salinidad potencial y conductividad eléctrica, en 75%, 57% y 51% de los casos, respectivamente, no presentaron riesgo de salinidad por su aplicación al riego agrícola, no obstante tienen un coeficiente de variación medio, ello indica la heterogeneidad de valores con respecto de la salinidad que presenta el agua de los ríos principales (Lerma y Santiago) debido a la diferente concentración que adquieren a lo largo de su cauce, pues esta se concentra a su paso por las principales ciudades industriales (Toluca, Salamanca, Guadalajara) y por las zonas agrícolas de mayor extensión (El Bajío), luego se diluye por el aporte de agua proveniente de las distintas corrientes tributarias y por la escasa influencia antrópica en el curso medio del río Santiago. El diagrama de caja (**Fig. 19**) ilustra la distribución de los datos de CE, SE y SP. Con respecto de la CE, el límite inferior es de 0.363 dS m⁻¹ y el límite superior es de 1.312; los valores fuera de estos límites son considerados extremos o atípicos, es decir, son datos de CE numéricamente distantes del resto de los demás, estos corresponden, en el límite inferior, al agua de muy baja concentración del manantial y laguna de la marquesa en Toluca; río y manantial del Fraile en Acámbaro, Gto. y río Chilte en Nayarit; y los valores extremos de CE en el límite superior corresponden al agua de mayor concentración de algunas muestras del río Santiago (Juanacatlán, puente Fernando Espinoza Guadalajara-Tepic, Paso de Guadalupe, San Cristóbal de la Barranca) esta agua es de origen residual proveniente de la Ciudad de Guadalajara y al ser vertida en el río Santiago incrementan su concentración iónica; la última muestra de alta concentración iónica corresponde al lago cráter de Sta. María del Oro, Nayarit.

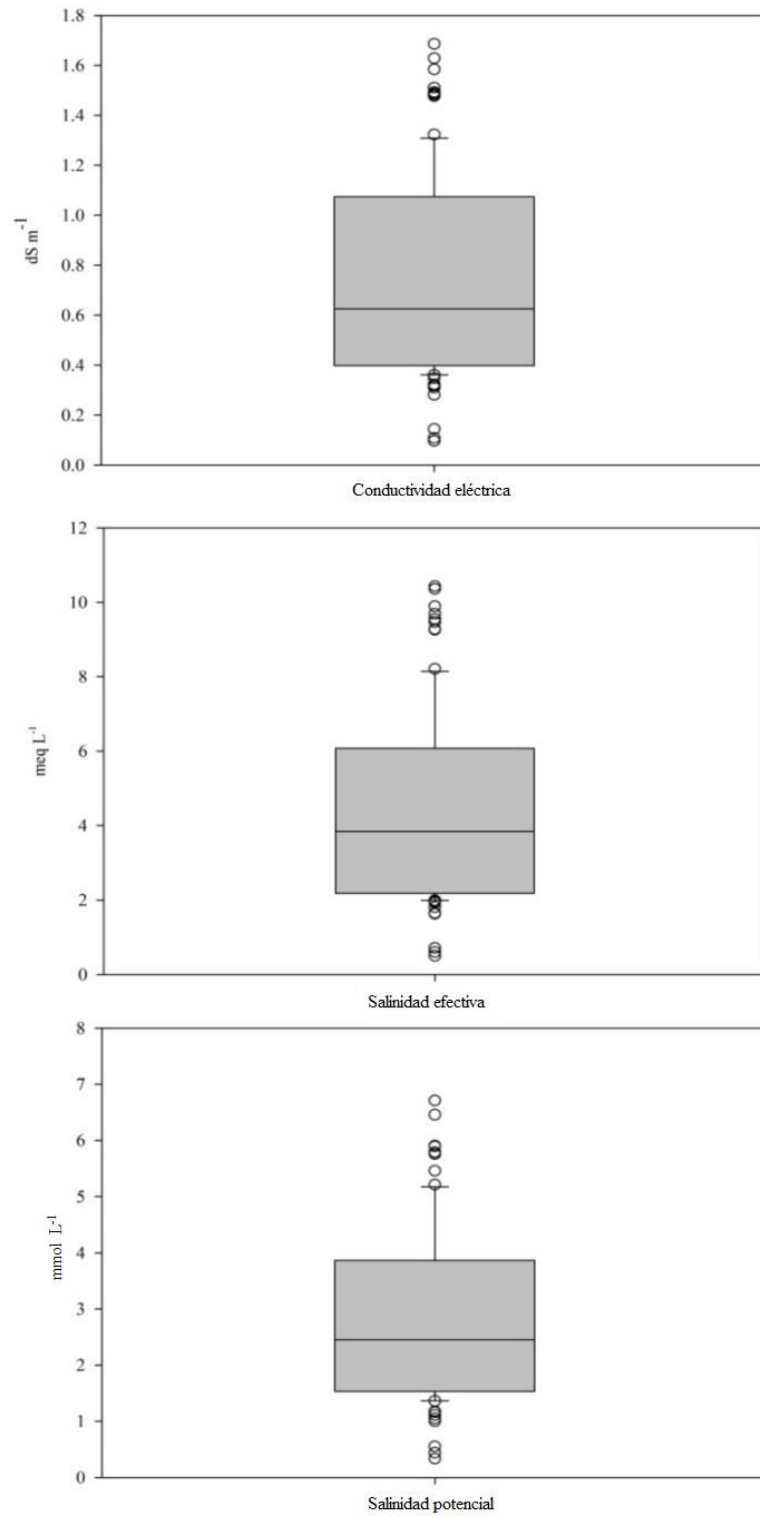


Figura 19. Diagrama de caja de la distribución de conductividad eléctrica, salinidad efectiva y salinidad potencial en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

Los valores atípicos de la SE y SP tienen el mismo comportamiento que los de CE. Al evaluar la calidad del agua mediante un enfoque agronómico, es necesario que el agua a considerar sea utilizada en la irrigación de cultivos agrícolas. No obstante, dado que el flujo de esta agua forma parte de un sistema hidrográfico, influye en la composición de aquella agua que se derivan para riego agrícola, es decir, en este trabajo se consideran algunas corrientes tributarias de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago que no se utilizan directamente en la irrigación, pero al ser vertidas en la corriente principal modifican su concentración.

Considerando los criterios de valoración agronómica, con respecto del riesgo de salinidad, en el **cuadro 37** se presenta la distribución de frecuencias de CE, SE y SP. Ayers & Westcot (1985) mencionaron que el agua de muy baja concentración iónica, aplicada al riego agrícola, induce la dispersión coloidal, pues debido a su baja concentración iónica solubiliza rápidamente la mayor parte de sales de sodio presentes en el suelo generando problemas de infiltración.

Con respecto del índice de salinidad efectiva y salinidad potencial, Doneen (1975) indicó que los iones presentes en el agua de riego se acumulan en el suelo, luego, conforme se concentra la solución del suelo debido a la evaporación y transpiración del cultivo, los iones precipitarán como sales; de acuerdo con su solubilidad, en primer lugar precipita el CaCO_3 luego el MgCO_3 , seguido del CaSO_4 ; por lo cual, quedan en solución las sales de mayor solubilidad, que generalmente son sales de iones monovalentes, y su riesgo de salinización para el suelo y los cultivos, a bajos niveles de humedad se evalúa con estos índices (SE y SP), en este caso la SE fue estimada como sigue:

$$(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) \therefore \text{SE} = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$$

Considerando la precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} como carbonato, con este indicador (SE) se evalúa la salinidad sódica. La SP evalúa la salinidad debida a cloruros (salinidad clorhídrica) que quedan en solución a muy bajo contenido de humedad y cuando todos los demás iones han precipitado como sales. Como consecuencia de la precipitación de las sales de menor solubilidad los valores de RAS en el agua del suelo aumentan (Eaton, 1950), y si el drenaje es deficiente puede inducir la acumulación de sodio y posterior formación de suelos salino-sódicos, estos procesos de sodificación o salinización dependerán del tipo de suelo irrigado.

En suelos con buen drenaje, el exceso de iones es lixiviado hacia horizontes más profundos que pueden llegar a las aguas freáticas; en suelos con estructura cristaloquímica arcillosa, los procesos de salinización y sodificación son de mayor intensidad (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002).

Cuadro 37. Distribución de frecuencias de la conductividad eléctrica, salinidad efectiva y salinidad potencial en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

	Valor	Criterio	Frecuencia	Porcentaje
CE (dS m ⁻¹)	< 0.700	Sin restricción de uso	51	56
	[0.700, 3.00]	Restricción de uso ligero	40	44
SE (meq L ⁻¹)	< 7	Agua buena para riego	75	82.4
	[7,15]	Condicionada	16	17.6
SP (mmol L ⁻¹)	< 3	Agua buena para riego	57	62.6
	[3,15]	Condicionada	34	37.4

Los valores de RAS encontrados (**Cuadro 38**) tienen un coeficiente de variación medio, y los valores de la mediana son diferentes entre cada RAS, lo anterior se debe a las diferentes fórmulas utilizadas para el cálculo de esta variable.

La mediana de la RAS calculada con la ecuación propuesta por el USDA fue: Me=2.92; la mediana de la RAS° fue: Me=3.53; la mediana de la RAS_{aj1} tuvo un valor de 4.73; la mediana de la RAS_{or} fue: Me=4.77 y la mediana de la RAS_{aj} fue: Me=6.69.

La variabilidad en estas determinaciones permite observar una amplitud de valores para estimar el riesgo de sodificación del suelo con diferentes enfoques conceptuales y con diferentes condiciones físico-químicas.

Aunque en este trabajo se considera que el riesgo de sodificación es bajo, esto dependerá de las propiedades fisicoquímicas del suelo y de la constante de intercambio iónico o coeficiente de selectividad iónica (K_G); este valor se determina experimentalmente para cada suelo en particular.

Cuadro 38. Estadísticos descriptivos de las variables de salinidad y sodicidad en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

Variables	Mín.	Máx.	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
CE (dS m ⁻¹)	0.0964	1.686	0.730	0.626	0.391	1.589	53.54
SE (meq L ⁻¹)	0.50	10.43	4.347	3.840	2.518	9.930	57.94
SP (mmol L ⁻¹)	0.34	6.71	2.796	2.45	1.516	6.370	57.74
RAS _{or} (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	1.591	14.615	5.515	4.775	2.672	13.024	48.45
RAS _{USDA} (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	0.959	6.066	3.191	2.926	1.279	5.107	40.102
RAS _{aj} (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	-0.009	19.293	7.366	6.690	4.558	19.302	61.87
RAS _{aj1} (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	0.069	13.597	5.686	4.731	3.519	13.528	61.89
RAS ^o (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	0.954	6.770	3.775	3.536	1.529	5.816	40.503
CSR (meq L ⁻¹)	0.05	3.85	1.063	0.740	0.873	3.800	82.132
pH _c	6.84	9.33	7.747	7.660	0.547	2.490	7.062

En este trabajo se estimó el PSI para ocho valores diferentes de K_G que abarcan la mayoría de tipos de suelo, desde arenosos hasta muy arcillosos, en estos últimos, los procesos de acumulación de sales y de sodicidad serán más intensos.

Para cada valor de RAS se realizó la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y se rechazó la hipótesis nula, por lo tanto, los datos no presentan una distribución normal. La prueba de Levene (para homogeneidad de la varianza) mostró que las varianzas son heterogéneas.

Por lo tanto, para observar si existe diferencia estadística entre los valores de la RAS estimada mediante diferentes fórmulas se realizó la comparación de medianas de la RAS con pruebas no paramétricas.

La prueba de la mediana indicó que existe diferencia estadística significativa entre la mediana de la RAS, y la prueba de Kruskal-Wallis indicó que la distribución de la RAS es heterogénea; en ambos casos se rechazó la hipótesis nula. El análisis de la varianza de una vía de Kruskal-Wallis para comparar las medianas entre grupos se muestra en el **cuadro 39**.

Cuadro 39. Análisis de varianza de los valores de relación de adsorción de sodio calculados con diferentes fórmulas.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	Pr>F
Entre grupos	4	1005.5626	251.3906	28.3813	< 0.0001
Dentro de grupos	450	3985.9229	8.8576		
Total	454	4991.4855			

Prueba de la mediana para muestras independientes: p-valor = 0.0001; $\alpha=0.05$

Prueba de Kruskal-Wallis: p-valor = 0.0001; $\alpha=0.05$

Lo anterior se ilustra en el diagrama de barras que muestra el valor de la mediana de la RAS, se observa que todas las medianas son diferentes (**Fig. 20**), esto permite estimar el riesgo de sodificación del suelo por la aplicación de agua de riego bajo diferentes esquemas y con diversas condiciones hipotéticas de suelo y agua, ya que cada fórmula de RAS tiene en cuenta esas diferencias conceptualmente.

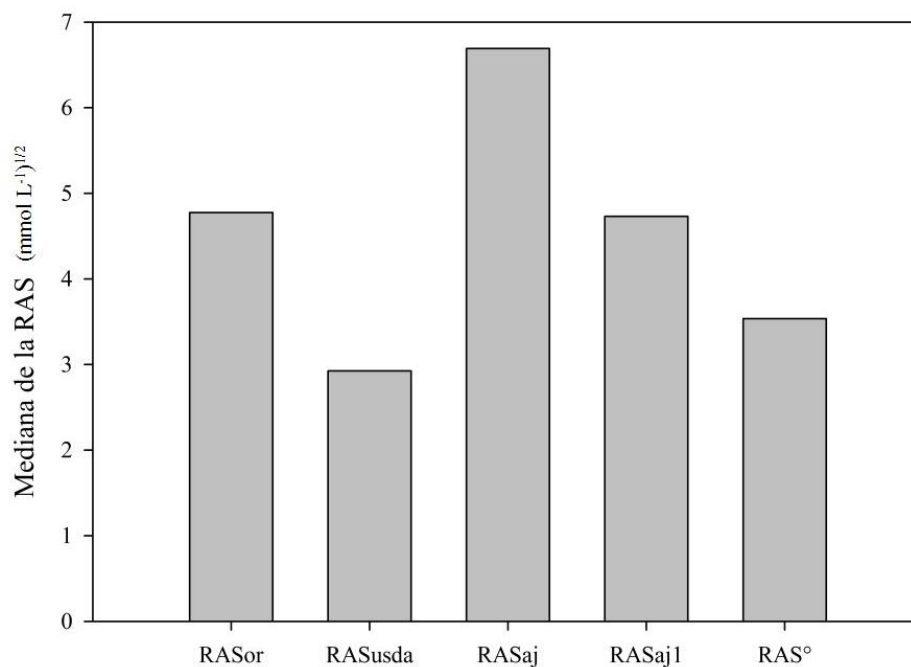


Figura 20. Diagrama de barras que muestra los valores de la mediana de la relación de adsorción de sodio calculada con diversas fórmulas.

Por lo aquí expuesto puede decirse que cada RAS puede aplicarse a condiciones específicas de suelo y agua; la RAS bajo el enfoque de Gapón no considera al Mg^{2+} , la propuesta por el USDA (RAS_{USDA}) sí considera al Mg^{2+} pero la solubilidad de los compuestos carbonatados de Mg^{2+} es mayor en comparación con los compuestos carbonatados de Ca^{2+} , además tienen diferente radio iónico, por lo tanto, la movilidad y permanencia del Mg^{2+} en la solución es mayor que la del Ca^{2+} , ello podría originar suelos sódico-magnésicos con manifestaciones salinas considerando que el Mg^{2+} no tiene la misma fuerza de desplazamiento que el Ca^{2+} , en relación con esto, el Mg^{2+} y el Na^+ permanecerán en la solución mientras que el Ca^{2+} por su baja solubilidad y movilidad precipitará en condiciones de alcalinidad dando origen a un mayor valor de RAS en la solución del suelo.

Bower (1968) propuso evaluar el riesgo de sodificación mediante un valor de 8.4, este valor es el límite de pH a partir del cual ocurre la precipitación de Ca^{2+} en forma de $CaCO_3$, de acuerdo con Velázquez-Machuca *et al.* (2002) este valor (8.4) puede considerarse como el pH de un suelo no sódico en equilibrio con $CaCO_3$. La evaluación de la RAS mediante esta fórmula estima la RAS del agua del suelo en equilibrio con la calcita, es decir, este término de RAS ofrece una buena estimación en condiciones de alcalinidad elevada ($pH > 8.4$) lo cual se interpreta y relaciona con la manifestación del riesgo de sodicidad en el agua del suelo.

Suarez (1986) propuso la estimación del riesgo de sodificación al considerar los valores del coeficiente de actividad iónica del Ca^{2+} y del HCO_3^- , las constantes de disociación del HCO_3^- y el producto de solubilidad del $CaCO_3$, estos valores son corregidos con la fuerza iónica de la solución y con la presión del CO_2 estimada para los primeros milímetros del suelo; este enfoque, de acuerdo con la evaluación del agua del río Tulancingo realizada por Can-Chulim *et al.* (2008), es de mayor aplicación para aguas bicarbonatadas de baja concentración iónica y de baja alcalinidad.

En la evaluación del riesgo de sodicidad se considera que la RAS del suelo, en condiciones de equilibrio, es la misma RAS que la del agua de riego. Sin embargo, esto no ocurre ya que al aplicar el agua de riego, disolverá, precipitará o lixiviará algunas sales del suelo, estos procesos afectarán la concentración iónica de la solución del suelo y del agua de drenaje, como consecuencia, también se tendrá un efecto en los sitios de intercambio.

Los diagramas de clasificación del agua, elaborados de acuerdo con la recomendación de Richards *et al.* (1954), se muestran en las **figuras 21, 22, 23, 24 y 25**, donde la relación de adsorción de sodio se estimó con cinco fórmulas: RAS_{Or}, RAS_{USDA}, RAS_{aj}, RAS_{aj'} y RAS^o.

Las sales solubles son iones contenidos en el agua de riego y reaccionan con el suelo en la fase suelo-agua. En este estudio, los cationes mayoritarios en orden de mayor a menor concentración fueron: $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$, y los aniones: $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$; por lo cual, el riesgo de sodificación atribuido al agua de riego estará determinado, fundamentalmente, por la concentración de los cationes y especialmente por la proporción del Na^+ respecto de los demás cationes, es decir, si la proporción de sodio es alta, el riesgo de sodificación será mayor; este valor de RAS crece numéricamente cuando incrementa la proporción $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ con respecto de su concentración; sin embargo la RAS no tiene una relación causal con la CE.

Considérense los cuatro escenarios siguientes:

1) Agua con elevada concentración iónica, el Na^+ domina sobre el Ca^{2+} y Mg^{2+} , tendrá una RAS elevada y también elevada CE, se acepta entonces mayor riesgo de sodificación y salinización cuando los valores de CE-RAS crecen de manera conjunta. (Riesgo salino-sódico).

2) Agua con muy baja concentración iónica, con dominancia de Na^+ sobre Ca^{2+} y Mg^{2+} , tendrán una RAS elevada y CE baja, en este caso, tendrán riesgo de sodificación alto y riesgo de salinización bajo. (Riesgo sódico).

3) Se tiene agua con elevada concentración iónica, pero la proporción de Na^+ sobre Ca^{2+} y Mg^{2+} sea baja, es decir, sean el calcio y el magnesio dominantes sobre el sodio, la RAS será muy baja y la CE muy alta, en este caso, el riesgo de sodificación será menor y el riesgo de salinización será elevado. (Riesgo salino).

4) En el escenario siguiente, se tiene agua de baja concentración iónica (CE baja) e igual que en el escenario anterior, el Ca^{2+} y Mg^{2+} dominan sobre el Na^+ , la RAS será baja y la CE baja, entonces el riesgo de sodificación y salinización será muy bajo. (Sin riesgo, ni salino ni sódico).

Los escenarios anteriores dependen, fundamentalmente, de la concentración iónica del agua; en este estudio se observó que el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago se ajusta al primer escenario, el catión dominante fue el Na^+ (Me=51.14%) con variación media en la concentración expresada como conductividad eléctrica.

Aunque en los diagramas se observa que las RAS aumenta con el aumento en la CE no debe atribuirse a una relación causal entre la CE y la RAS, porque la CE depende de la concentración total de iones y se fundamenta en la ley de disociación iónica, mientras que la RAS dependerá de la concentración de Na^+ y Ca^{2+} y se fundamenta en la ley de acción de masas.

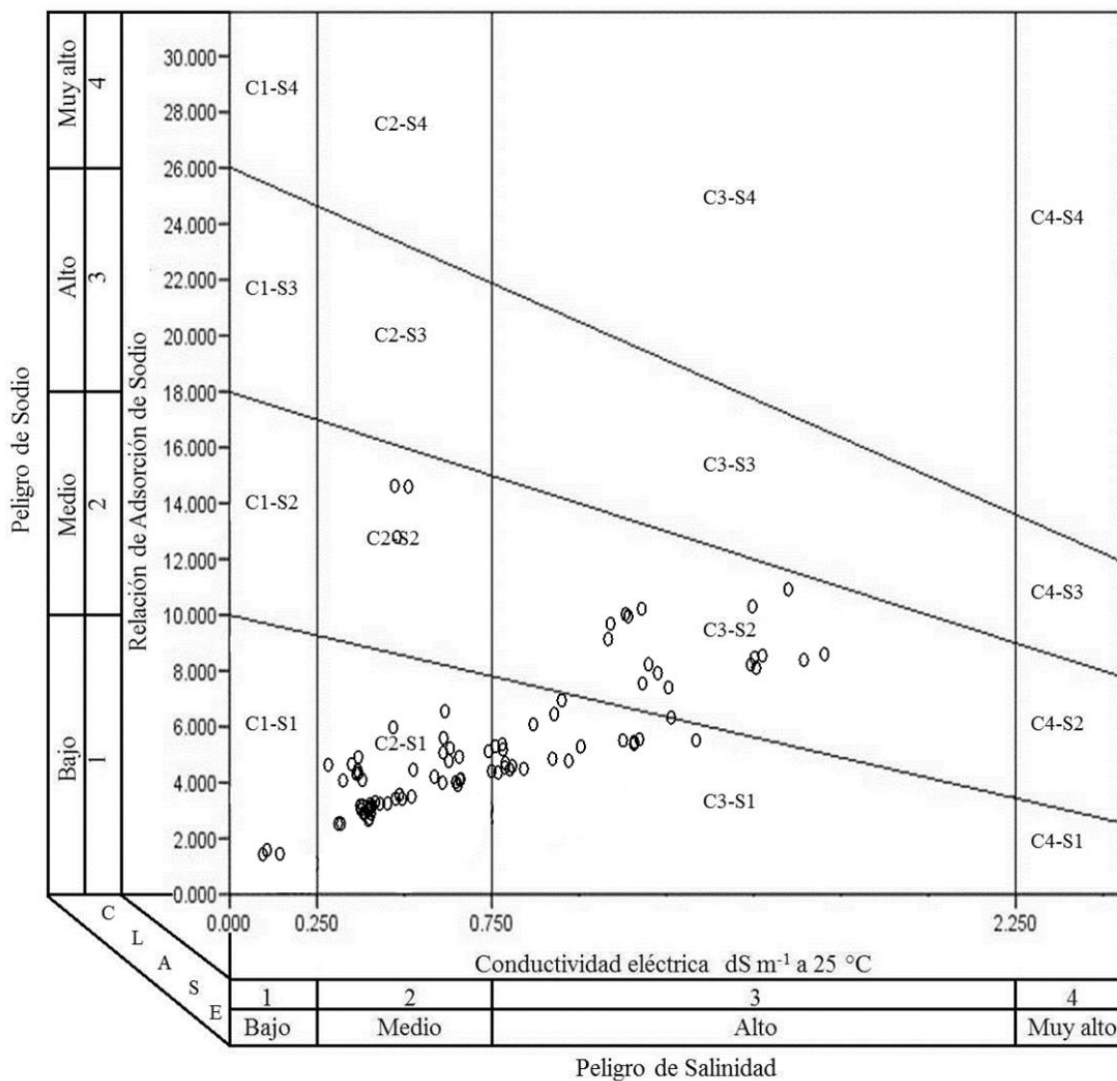


Figura 21. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio mediante el enfoque original de Gapón.

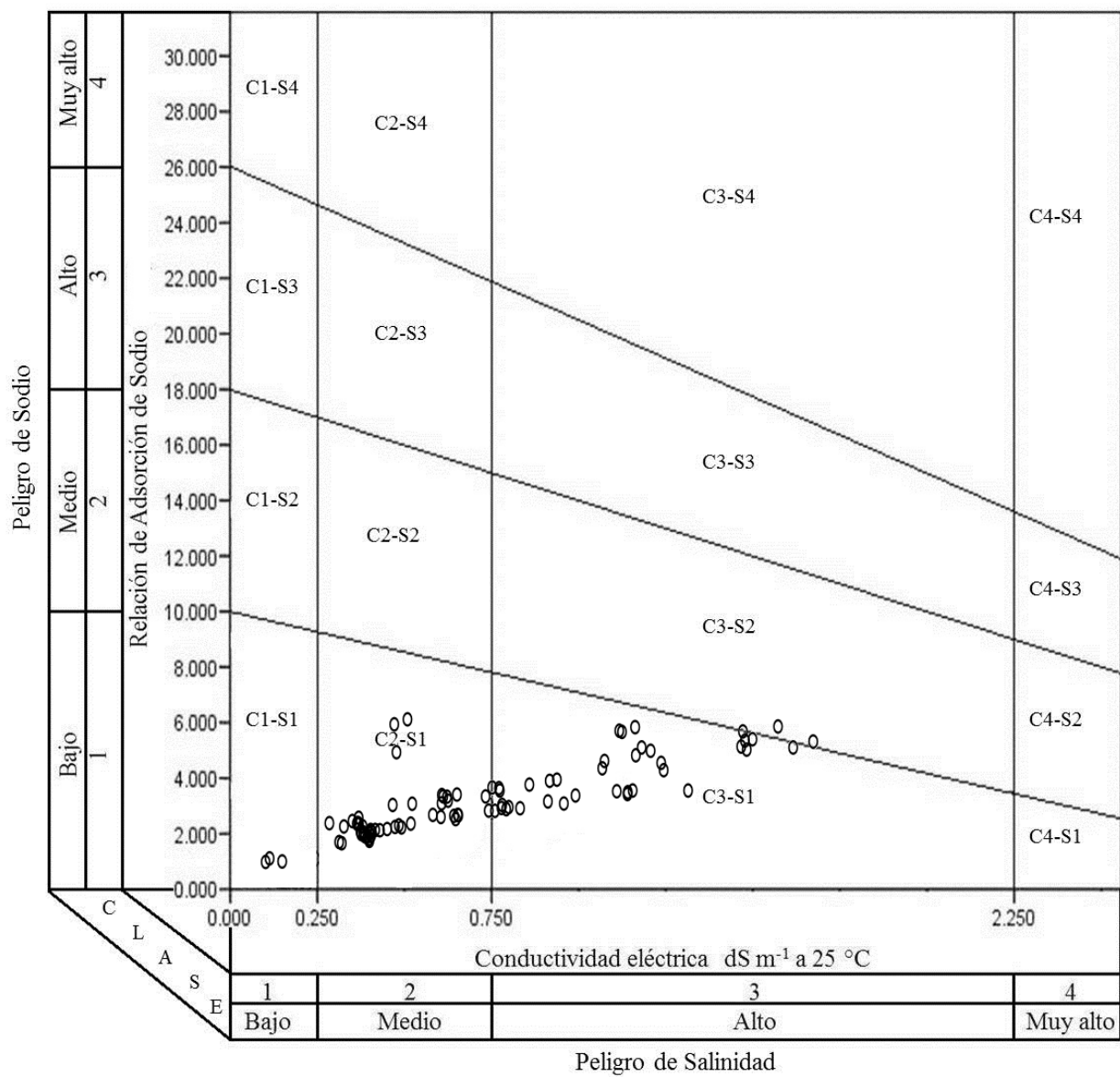


Figura 22. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio propuesta por el USDA.

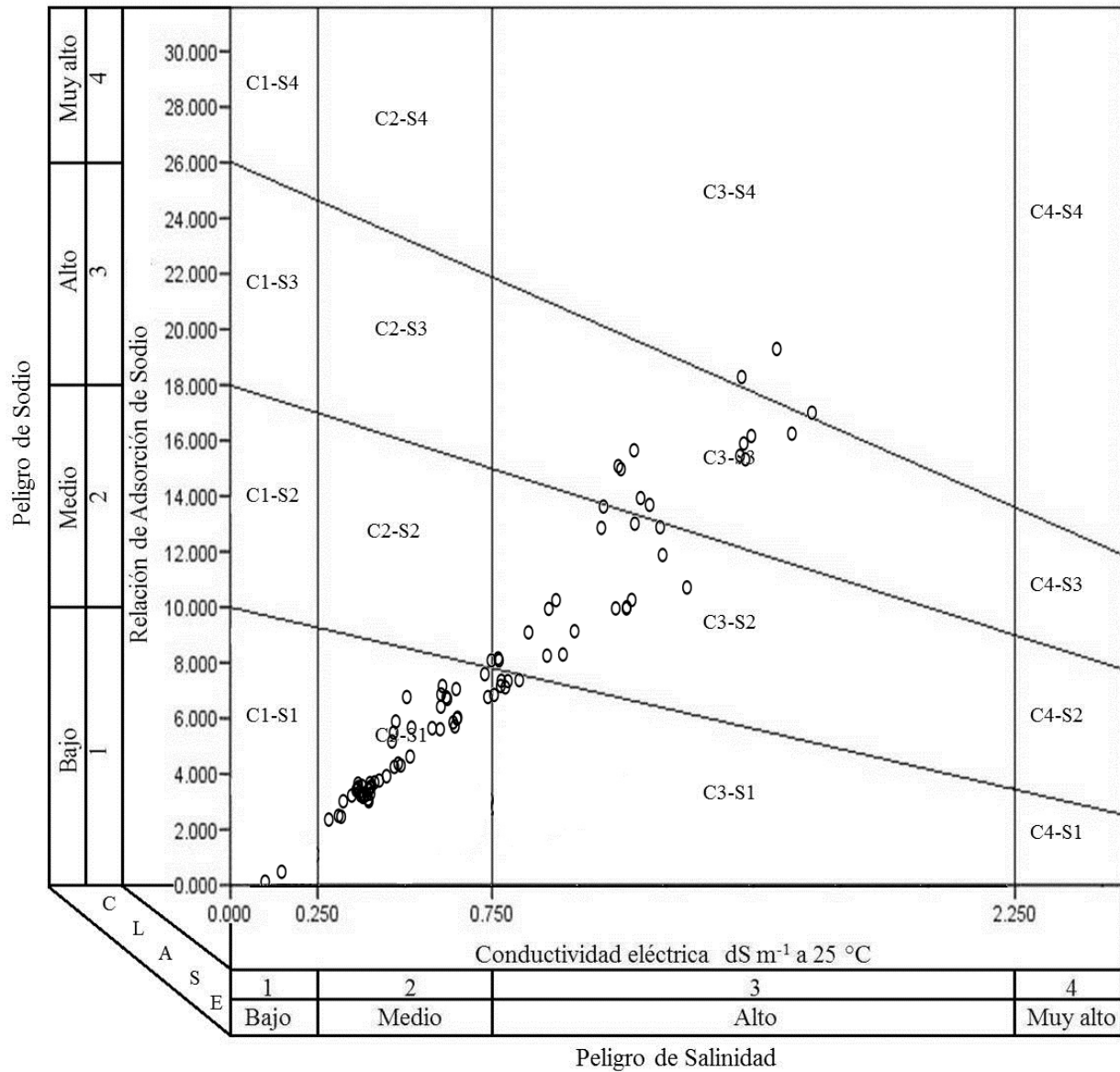


Figura 23. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio ajustada con la RAS de Gapón.

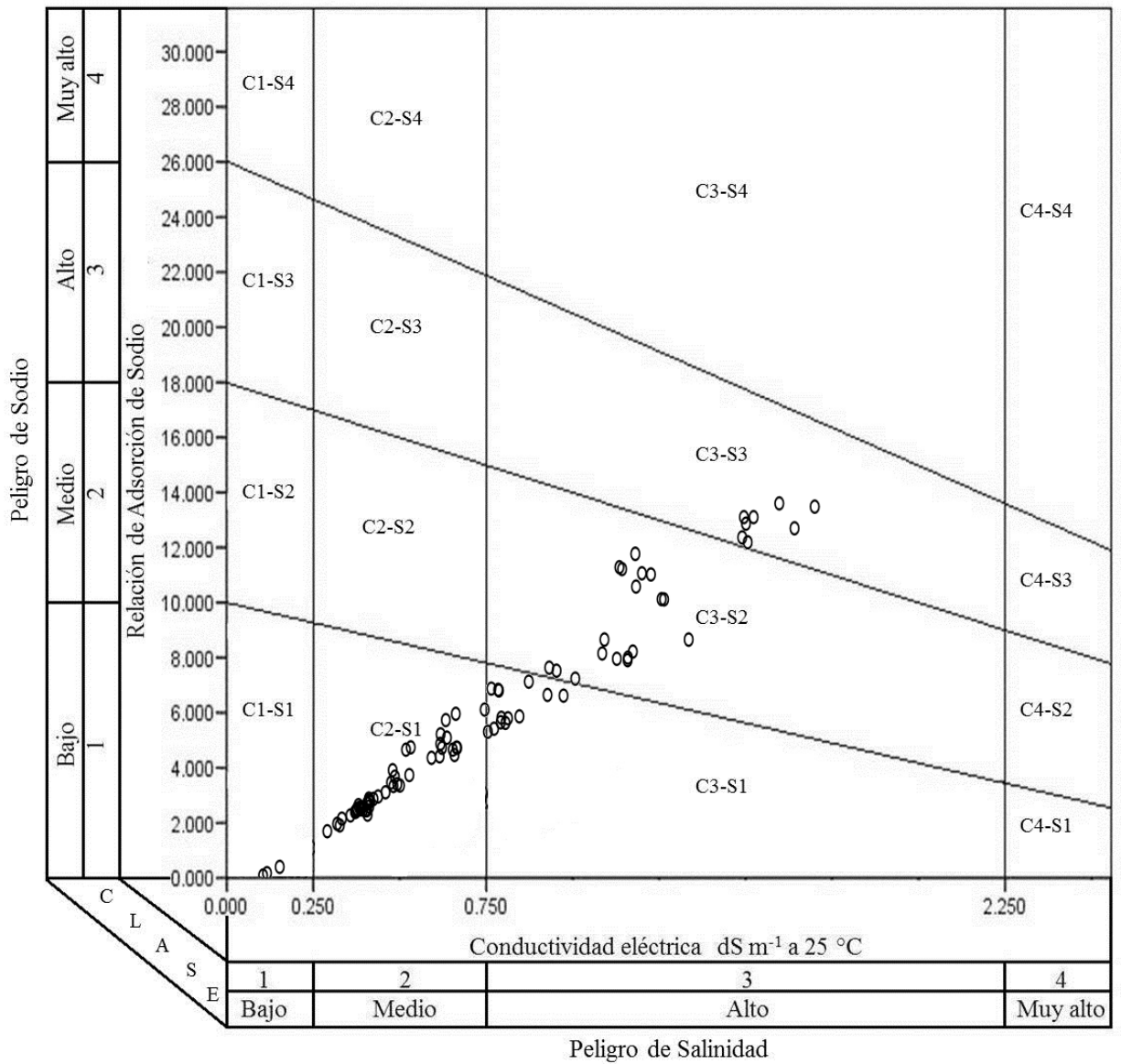


Figura 24. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio ajustada con la RAS del USDA.

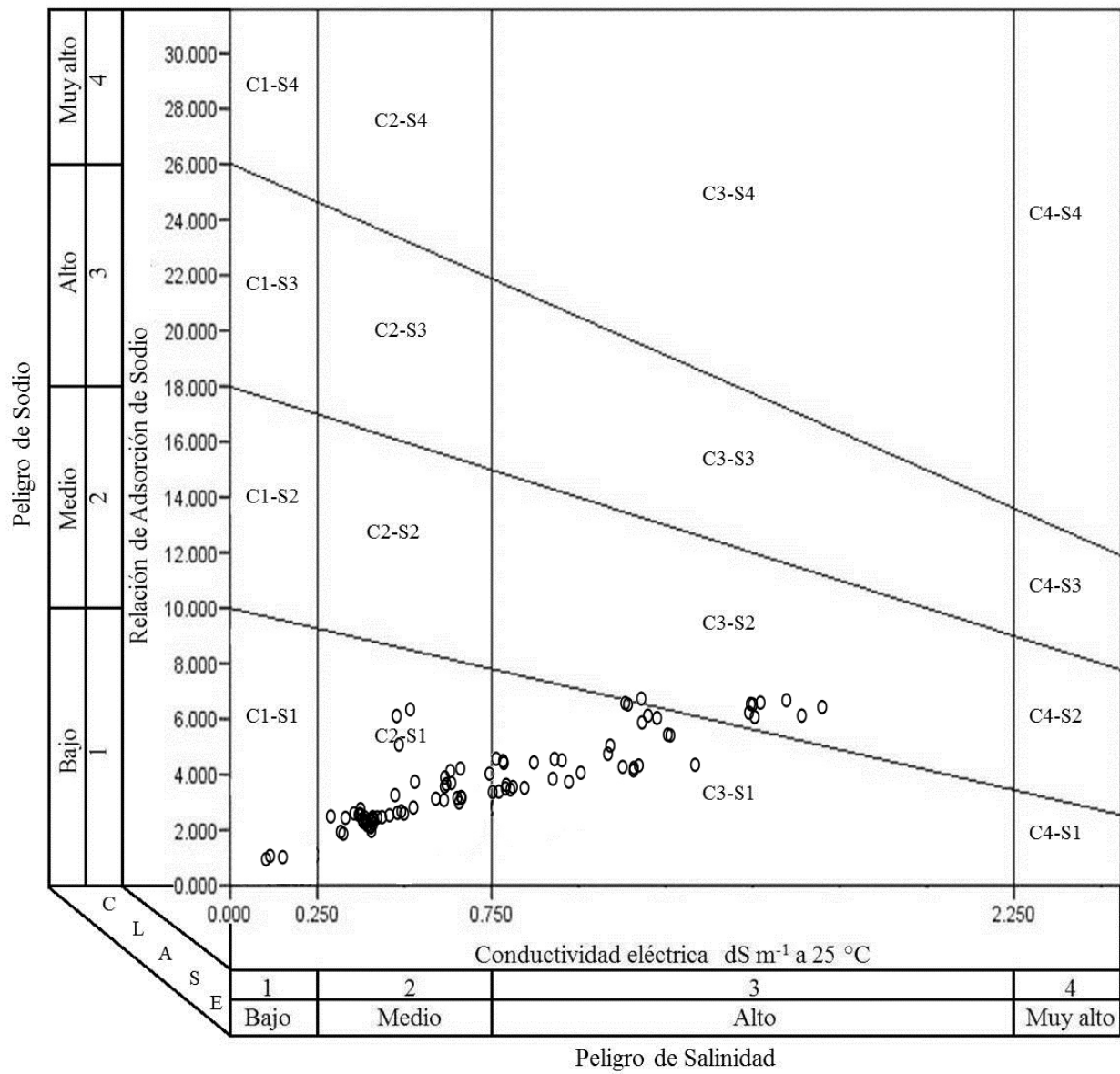


Figura 25. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio corregida.

Al recurrir a los métodos de riego por inundación y aspersión, la calidad agronómica del agua se convierte en un factor importante, como mencionaron Can-Chulim *et al.* (2011^a), por los efectos que puede tener en el suelo y en los cultivos, en este sentido, determinaron el CSR, IS y RAS^o, como indicadores fundamentales de la calidad del agua en la cuenca del Oriental y sierra norte en Puebla, Tlaxcala y Veracruz. Asimismo, consideraron que estos índices fueron las mejores variables para la evaluación de agua bicarbonatada, los objetivos de dicho estudio, al igual que en esta investigación fueron: determinar la composición química del agua y evaluar su calidad para uso agrícola.

Las características que se determinan para la evaluación de la calidad del agua de riego, según Richards *et al.* (1954), son: la concentración de sales solubles expresadas como CE, y la proporción de $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ en términos de RAS.

Velázquez-Machuca *et al.* (2002) mencionaron que en agua bicarbonatada, el Ca^{2+} modifica los valores de RAS debido a los procesos de hidrolisis y precipitación de Ca^{2+} , en este contexto, concluyeron que la RAS^o ofrece una mejor evaluación de los valores de relación de adsorción de sodio.

Ayers & Westcot (1987), por su parte, propusieron evaluar el problema que puede causar el agua de una determinada calidad. Indicaron, además, que mediante los valores conjuntos de CE y RAS, puede predecirse el efecto que puede tener el agua de riego en la infiltración del agua en el suelo.

Estos mismos autores (Ayers & Westcot, 1987), basándose en estudios previos realizados por Langelier (1936), propusieron el cálculo del índice de saturación (IS) para predecir la precipitación del Ca^{2+} como carbonato de calcio en los sistemas de riego, y en el suelo.

Cuando la evaluación de la RAS no considera las condiciones de alcalinidad y precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} , se estima que el agua de riego presentará ligeros problemas de infiltración; Velázquez-Machuca *et al.* (2002) encontraron que los valores de RAS y RAS^o no presentaron problemas de reducción de la infiltración, y los valores de RAS_{aj}, en cambio, tuvieron efectos moderados o ligeros en la infiltración. Por lo tanto, es necesario estimar la precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} en el agua, para evaluar el efecto relacionado con su capacidad de infiltración en el suelo.

Las diferentes fórmulas de RAS son aplicables bajo distintos enfoques, en esta investigación, se encontró que el agua fue de baja concentración iónica, de tipo bicarbonatada-sódica y pH, en la mayoría de los casos, menor de 8.2, por esta razón, se consideró que la mejor evaluación del riesgo de sodicidad se estima con la RAS°. Dado que en la fórmula de RAS° se considera el coeficiente de actividad del Ca^{2+} y HCO_3^- , la presión parcial del CO_2 próxima a la superficie del suelo, las constantes de disociación del ácido carbónico y el producto de solubilidad de la calcita.

La RAS_{aj} presentó un mayor riesgo de sodificación con respecto de los demás valores de RAS, esto es debido a que el RAS_{aj} considera un nivel de alcalinidad con $\text{pH} > 8.4$, por lo cual, Velázquez-Machuca *et al.* (2002) recomendaron la evaluación del agua alcalina carbonatada mediante este enfoque de RAS_{aj}. Asimismo indicaron la importancia de tener en cuenta las diferentes conceptualizaciones de relación de adsorción de sodio, con el fin de tener una amplitud de valores con diferentes condiciones de suelo y agua.

Considerando lo expuesto, se estimó el porcentaje de sodio intercambiable del suelo (PSI) a partir de los diferentes valores de RAS del agua de riego y diferentes valores de la constante de intercambio iónico para diversos tipos de suelo (**Cuadro 40**).

Cuadro 40. Estimación del porcentaje de sodio intercambiable del suelo mediante los valores de RAS del agua de riego y diferentes valores de la constante de intercambio iónico.

PSI	PSI: estimado con la RAS del agua calculada con la ecuación de Gapón						
	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV (%)
K ₁ R ₁	1.14	9.57	3.81	3.34	1.74	8.43	45.89
K ₂ R ₁	1.57	12.75	5.16	4.56	2.32	11.18	45.01
K ₃ R ₁	1.80	14.41	5.89	5.21	2.62	12.61	44.53
K ₄ R ₁	1.85	14.77	6.06	5.36	2.69	12.92	44.44
K ₅ R ₁	2.18	17.00	7.06	6.27	3.09	14.82	43.80
K ₆ R ₁	2.29	17.73	7.40	6.58	3.22	15.44	43.60
K ₇ R ₁	2.36	18.16	7.60	6.76	3.30	15.80	43.47
K ₈ R ₁	2.62	19.81	8.38	7.47	3.60	17.19	42.98

Cuadro 40. Continuación

PSI	PSI: estimado con la RAS del agua calculada con la ecuación del USDA						
	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV (%)
K ₁ R ₂	0.69	4.21	2.25	2.08	0.88	3.52	39.10
K ₂ R ₂	0.95	5.72	3.07	2.84	1.19	4.77	38.76
K ₃ R ₂	1.09	6.53	3.52	3.26	1.36	5.44	38.57
K ₄ R ₂	1.13	6.71	3.62	3.35	1.39	5.58	38.51
K ₅ R ₂	1.33	7.83	4.25	3.94	1.62	6.50	38.23
K ₆ R ₂	1.40	8.21	4.46	4.14	1.70	6.81	38.15
K ₇ R ₂	1.44	8.43	4.58	4.25	1.74	6.99	38.09
K ₈ R ₂	1.60	9.30	5.07	4.71	1.92	7.70	37.88

Cuadro 40. Continuación

PSI	PSI: estimado con la RAS del agua ajustada con la ecuación de Gapón						
	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV (%)
K ₁ R ₃	-0.01	12.26	4.97	4.62	2.91	12.27	58.49
K ₂ R ₃	-0.01	16.17	6.69	6.27	3.84	16.18	57.36
K ₃ R ₃	-0.01	18.19	7.61	7.16	4.32	18.20	56.74
K ₄ R ₃	-0.01	18.62	7.81	7.35	4.42	18.63	56.61
K ₅ R ₃	-0.01	21.28	9.06	8.57	5.05	21.29	55.79
K ₆ R ₃	-0.01	22.15	9.48	8.98	5.26	22.16	55.52
K ₇ R ₃	-0.01	22.66	9.72	9.22	5.38	22.67	55.37
K ₈ R ₃	-0.02	24.59	10.67	10.16	5.84	24.61	54.75

Cuadro 40. Continuación

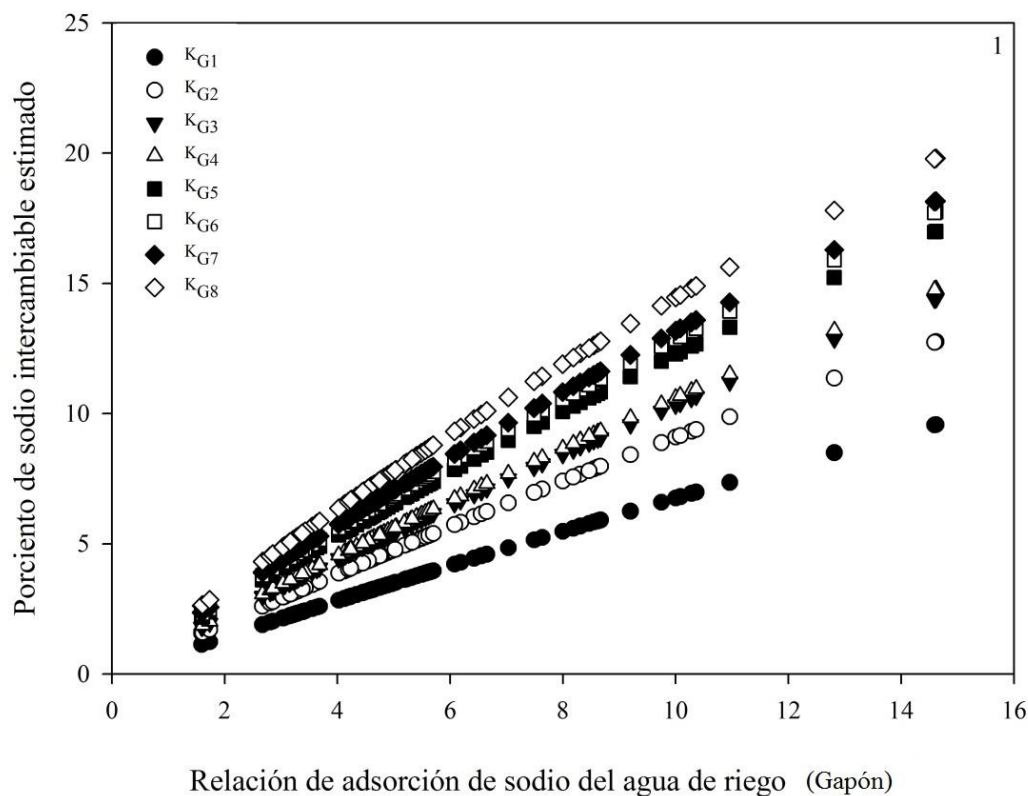
PSI	PSI: estimado con la RAS del agua ajustada con la ecuación del USDA						
	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV (%)
K ₁ R ₄	0.05	8.97	3.90	3.31	2.31	8.92	59.32
K ₂ R ₄	0.07	11.97	5.27	4.52	3.08	11.90	58.43
K ₃ R ₄	0.08	13.54	6.01	5.17	3.48	13.46	57.94
K ₄ R ₄	0.08	13.89	6.18	5.31	3.57	13.81	57.84
K ₅ R ₄	0.10	16.00	7.19	6.22	4.11	15.90	57.18
K ₆ R ₄	0.10	16.71	7.53	6.52	4.29	16.61	56.96
K ₇ R ₄	0.10	17.11	7.73	6.70	4.39	17.01	56.84
K ₈ R ₄	0.12	18.68	8.51	7.40	4.79	18.56	56.34

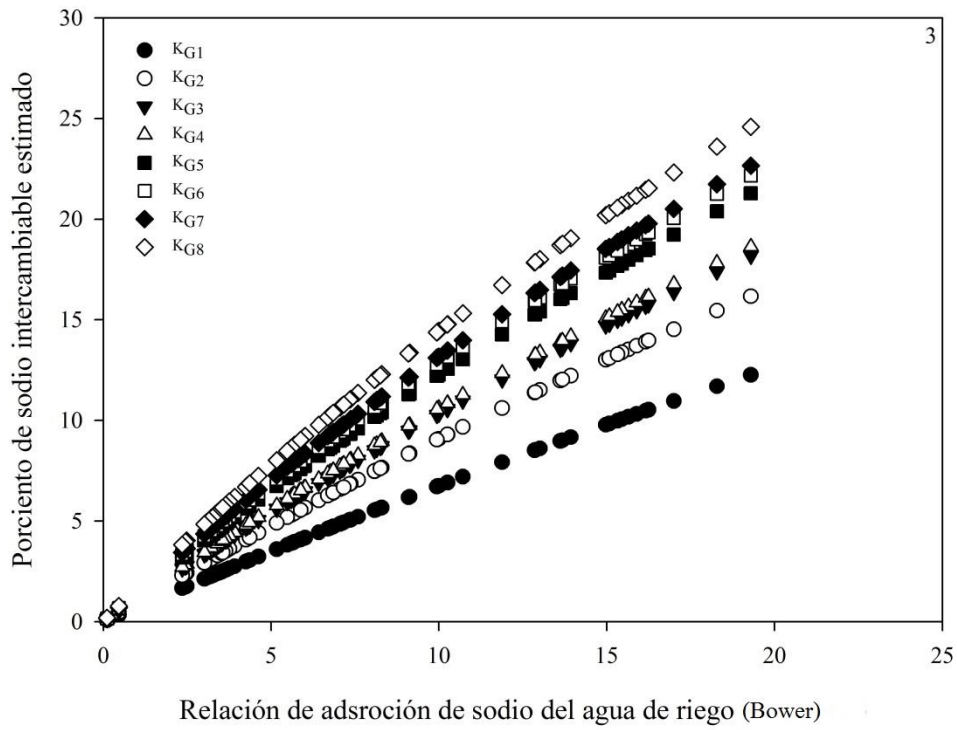
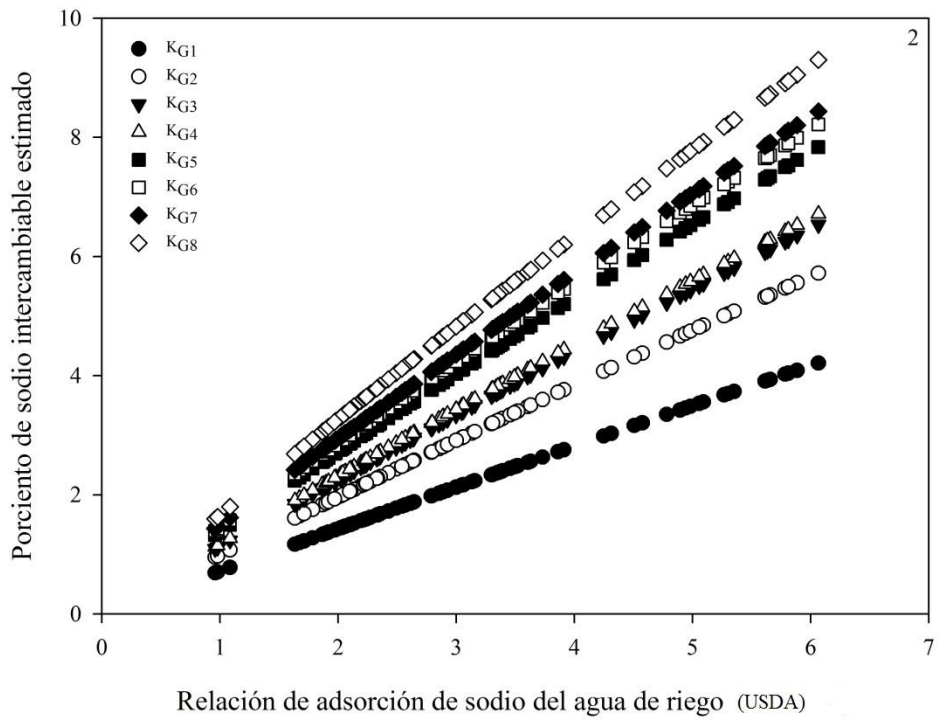
Cuadro 40. Continuación

PSI	PSI: estimado con la RAS del agua calculada con la ecuación de Suárez						
	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV (%)
K ₁ R ₅	0.69	4.68	2.65	2.50	1.04	3.99	39.40
K ₂ R ₅	0.94	6.34	3.61	3.42	1.41	5.40	38.99
K ₃ R ₅	1.09	7.24	4.14	3.91	1.60	6.15	38.77
K ₄ R ₅	1.12	7.43	4.25	4.03	1.64	6.31	38.71
K ₅ R ₅	1.32	8.66	4.98	4.72	1.91	7.34	38.42
K ₆ R ₅	1.39	9.08	5.23	4.96	2.00	7.69	38.32
K ₇ R ₅	1.43	9.32	5.37	5.10	2.05	7.89	38.25
K ₈ R ₅	1.59	10.27	5.94	5.64	2.26	8.68	38.03

En todos los casos se observó que los valores de la mediana de PSI se incrementan con el cambio en el valor de K_G , y el coeficiente de variación fue medio. El PSI se incrementa cuando los valores de K_G son mayores, en ese caso, el PSI depende de los valores de K_G y RAS, por lo tanto, aunque se observa que mayores valores de RAS se relacionan con mayor PSI, para un valor fijo de RAS y diferente valor de K_G se tiene diferente valor de PSI. Los diagramas de dispersión de estas variables ilustran el cambio del PSI con el cambio en el valor de K_G .

Los valores de K_G utilizados para estimar el PSI fueron: $K_{G1}=0.007244$ (migajón-arcillo-arenoso); $K_{G2}=0.01$ (migajón-arenoso-arcilloso); $K_{G3}=0.0115219$ (migajón-arcilloso); $K_{G4}=0.0118614$ (arcillo-limoso); $K_{G5}=0.0140113$ (rojo arcilloso); $K_{G6}=0.0151840$ (chernozem); $K_{G7}=0.01475$ (diversos suelos de California, E.U.A); $K_{G8}=0.016899$ (arcilloso) (Richards *et al.*, 1954; Velázquez-Machuca, 2001; Velázquez-Machuca *et al.*, 2002; López-García *et al.*, 2016).





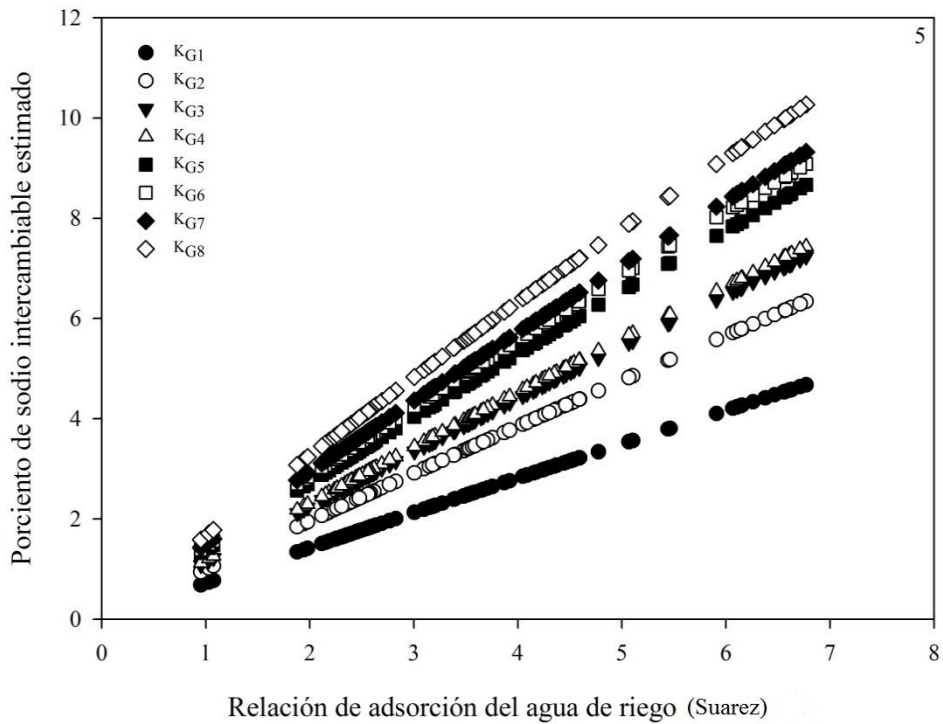
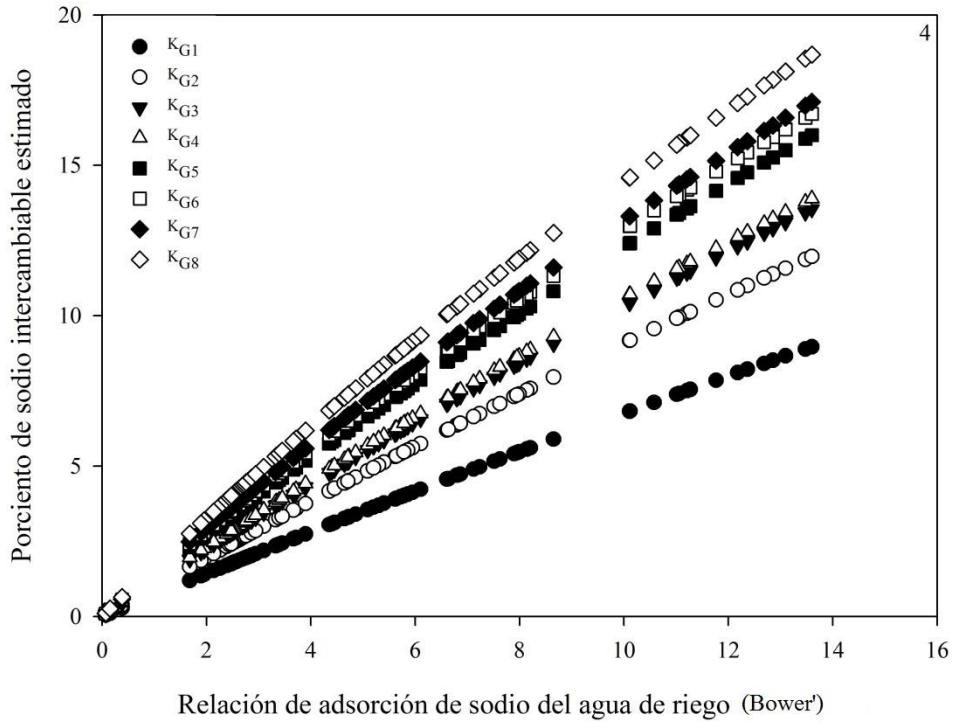


Figura 26. Porcentaje de sodio intercambiable estimado a partir de la relación de adsorción de sodio y diferentes valores de la constante de intercambio iónico [figuras 1, 2, 3, 4 y 5].

El diagrama de dispersión 1 muestra los valores de PSI-RASor; en el 2 se encuentran los valores de PSI-RAS_{USDA}; en el diagrama 3 se graficó el PSI-RASaj; el diagrama 4 corresponde al PSI-RASaj'; y el diagrama 5 muestra los valores de PSI-RAS corregida. Para un mismo valor de RAS del agua de riego, en interacción con el suelo, se tendrá diferente porcentaje de sodio intercambiable, lo cual, corresponde a la variación en los valores de la constante de intercambio iónico, misma que se determina experimentalmente para cada tipo de suelo.

Para evaluar los posibles problemas de infiltración relacionados con la aplicación del agua de riego se elaboraron los diagramas de infiltración para las cinco formas en que se evaluó la RAS. La línea superior en el diagrama indica severos problemas de infiltración debido a una baja concentración y RAS elevada, mientras que la línea inferior indica que no habrá problemas de infiltración por la aplicación del agua al riego agrícola.

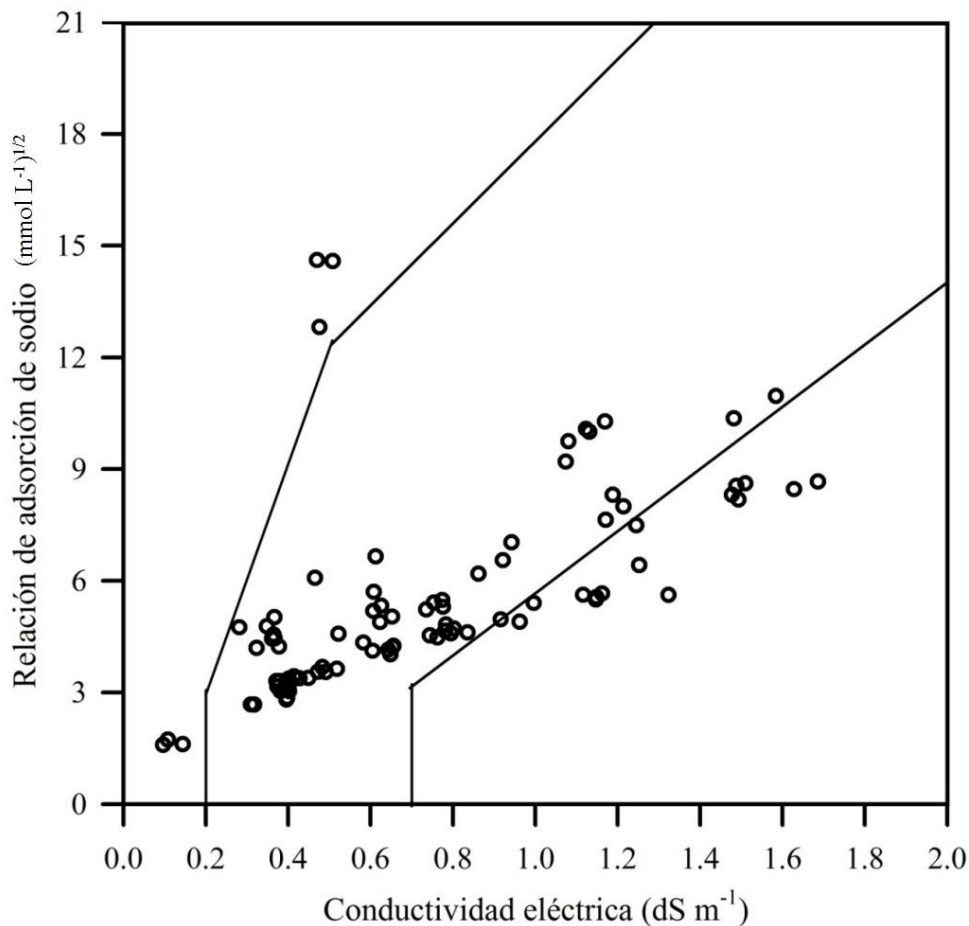


Figura 27. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio calculada con el enfoque original de Gapón.

Los valores de CE-RAS que se encuentran entre las líneas superior e inferior indican que los problemas de infiltración son ligeros.

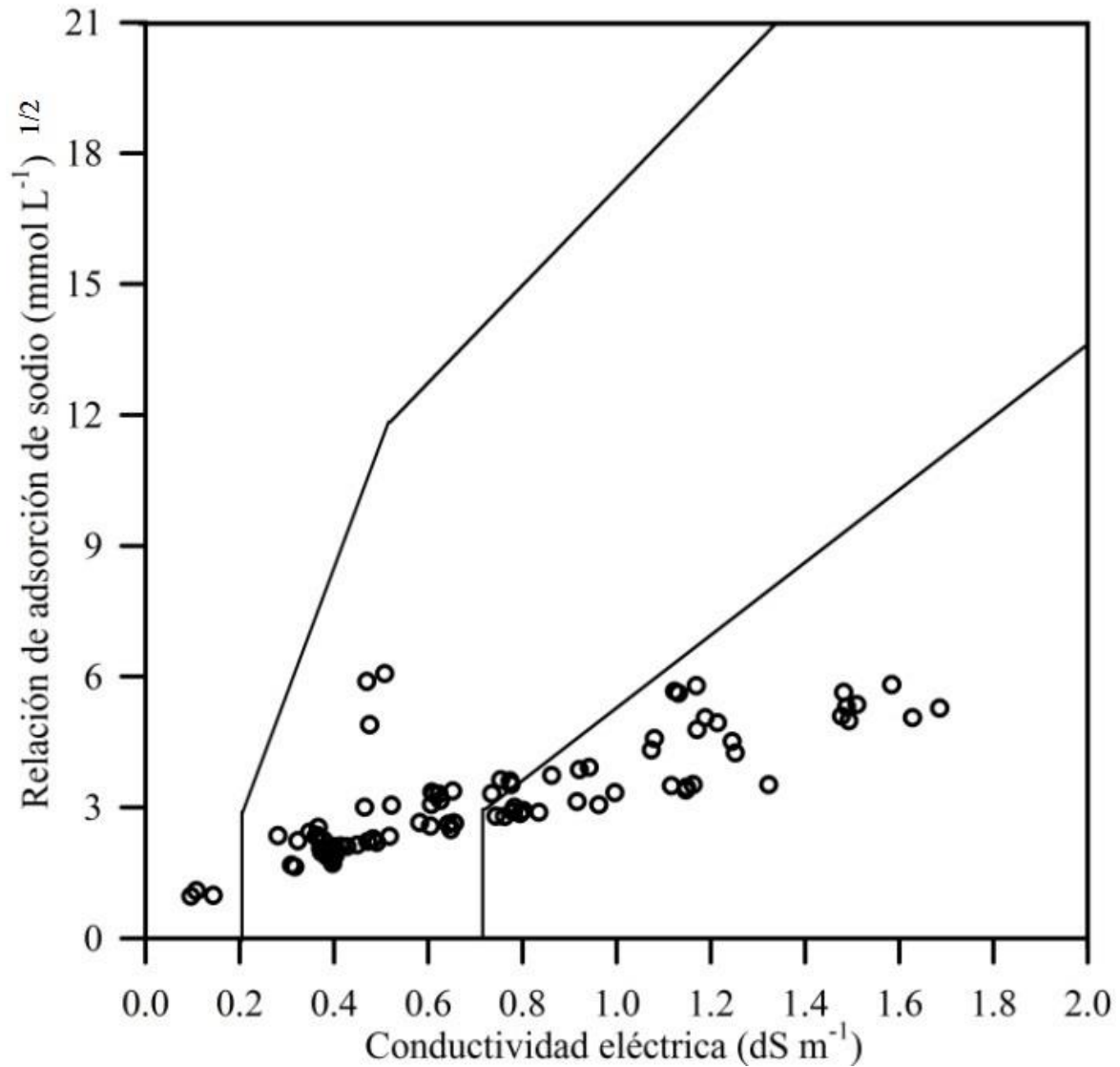


Figura 28. Diagrama de reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio calculada con la ecuación del USDA.

La relación de adsorción de sodio calculada con la ecuación de Bower, donde se utiliza la RAS de Gapón, incrementa la reducción de la infiltración debido a que la RAS calculada con esta ecuación obtuvo los valores más altos.

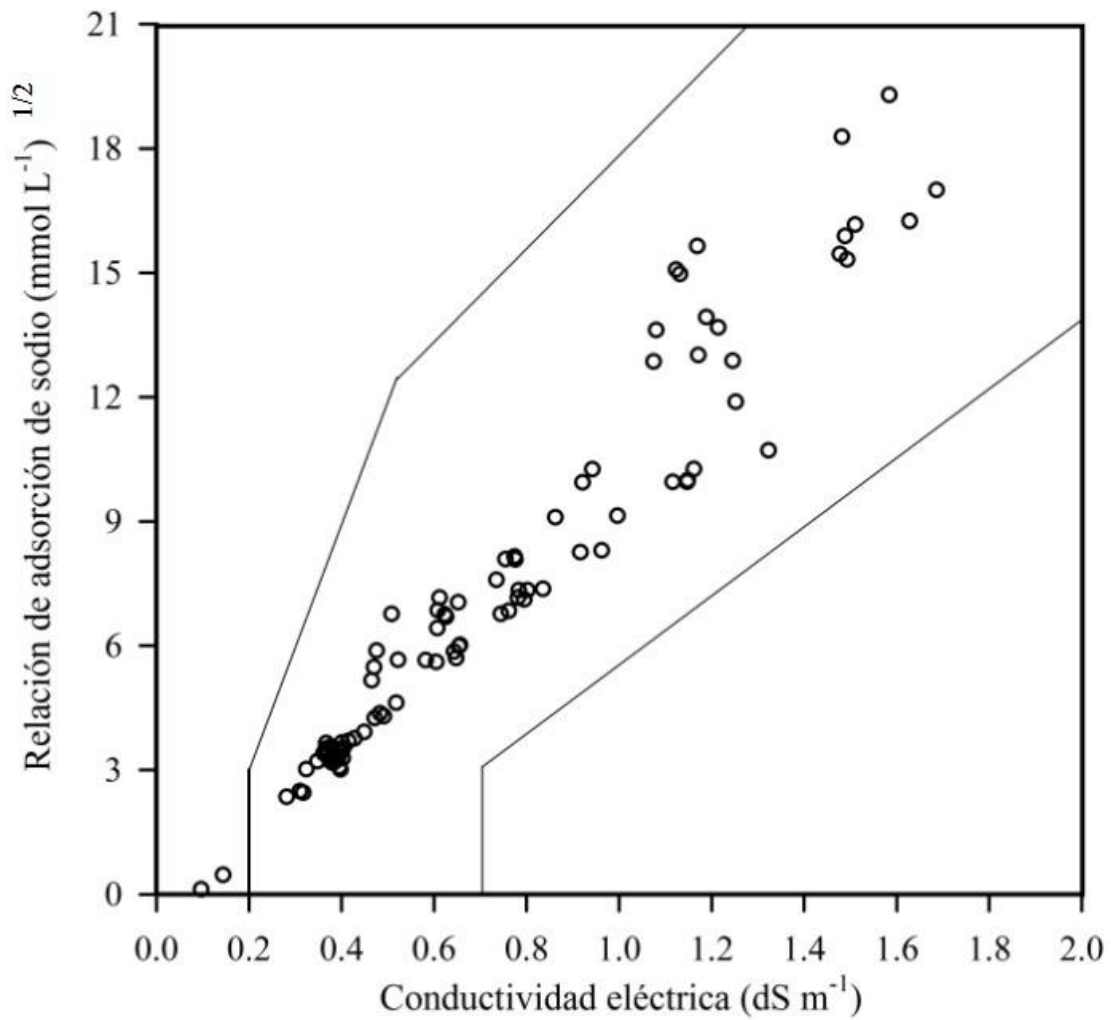


Figura 29. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio ajustada con los valores de RAS Gapón.

Al igual que en el caso anterior, mayores valores de RAS estimados con la ecuación de Bower aportan mayor reducción relativa de la infiltración.

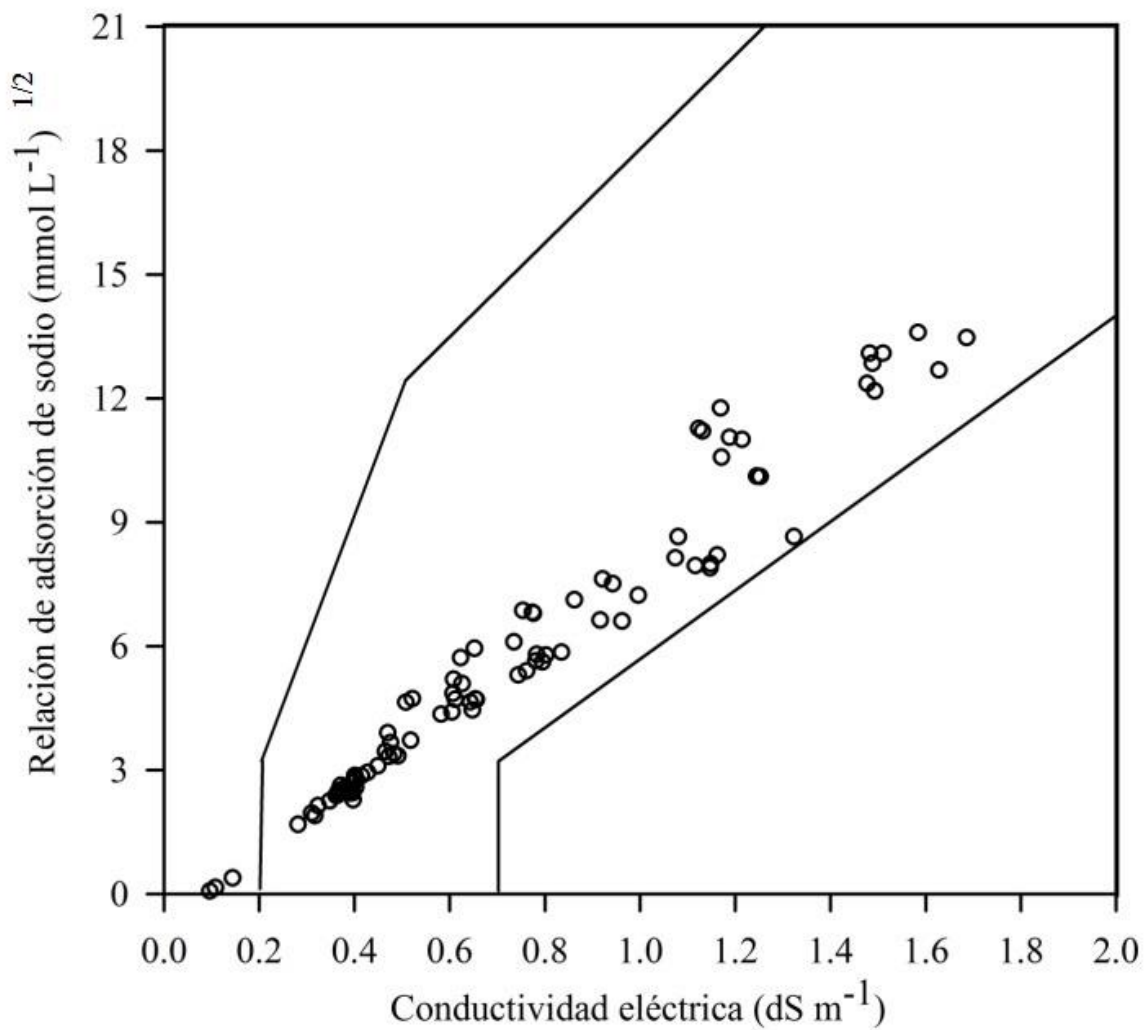


Figura 30. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio ajustada con los valores de RAS USDA.

El siguiente diagrama se realizó utilizando la RAS corregida por fuerza iónica y la relación de bicarbonato sobre calcio; se observa un comportamiento similar al diagrama que considera la RAS propuesta por el USDA con respecto de la infiltración. En todos los casos se obtuvo un riesgo de reducción de infiltración de bajo a medio, por lo que la restricción de uso fue de nula a moderada.

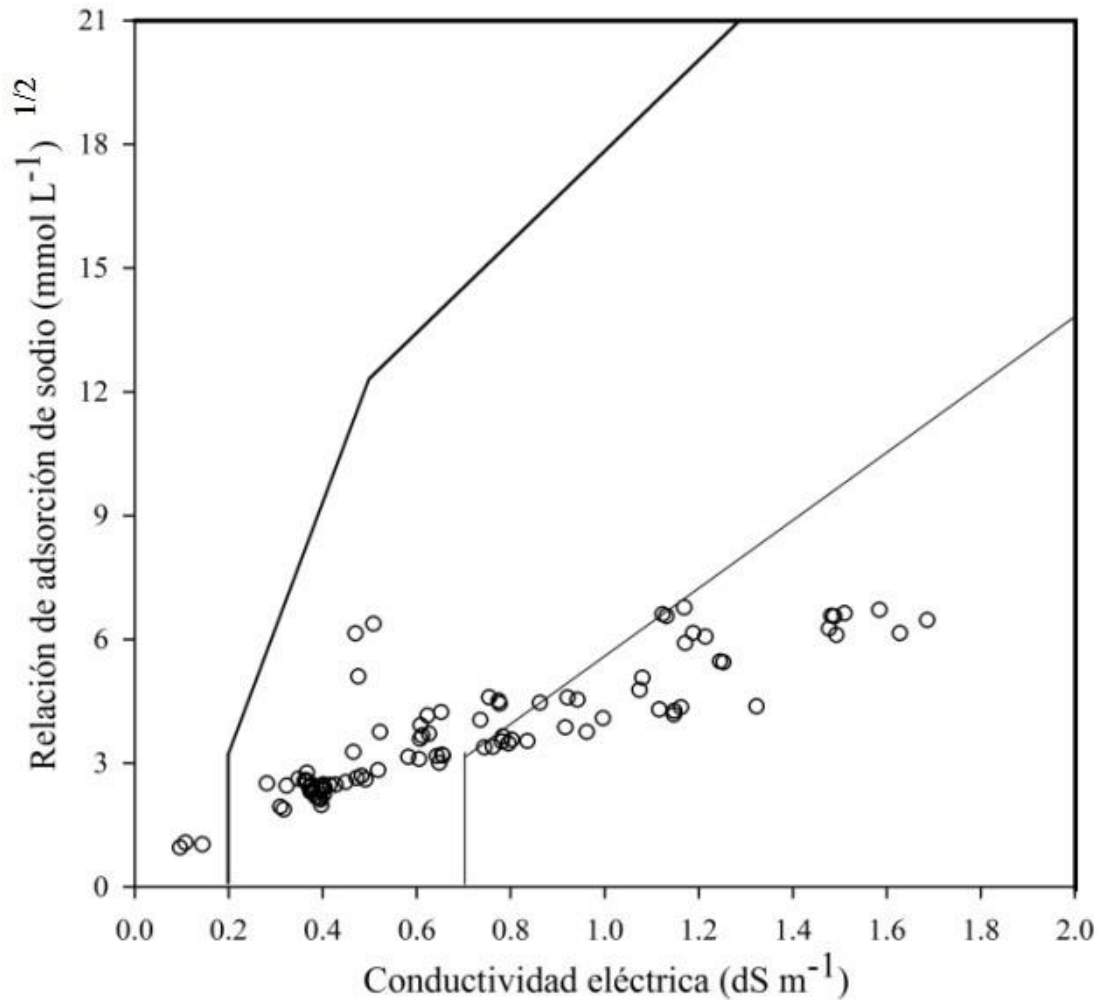


Figura 31. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio corregida.

Los iones Ca^{2+} y CO_3^{2-} precipitan como CaCO_3 , a medida que se precipitan estos iones en las soluciones, la proporción de sodio incrementa, en estas condiciones el riesgo de sodificación se desarrolla con mayor intensidad y puede provocar la dispersión de los coloides del suelo, pérdida de la permeabilidad e incremento del pH (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002) debido a la aplicación de esta agua al riego agrícola. Con respecto de la precipitación de Ca^{2+} , Langelier (1936), propuso el índice de saturación de carbonato de calcio (IS_L) como indicador de formación de CaCO_3 en las calderas y líneas de conducción de agua.

El agua, aplicada en los sistemas de riego, puede ocasionar incrustaciones y taponamiento de los emisores; y como consecuencia de la formación y precipitación de CaCO_3 , quedan en solución las sales más solubles, estas pueden ocasionar problemas de toxicidad en algunos cultivos agrícolas y de acumulación de sodio en el suelo. Este indicador (IS_L) corregido por fuerza iónica, muestra la precipitación o la solubilización del CaCO_3 . En este estudio el IS mostró que puede ocurrir precipitación de CaCO_3 en 45.1% de las muestras de agua analizadas (IS_L+).

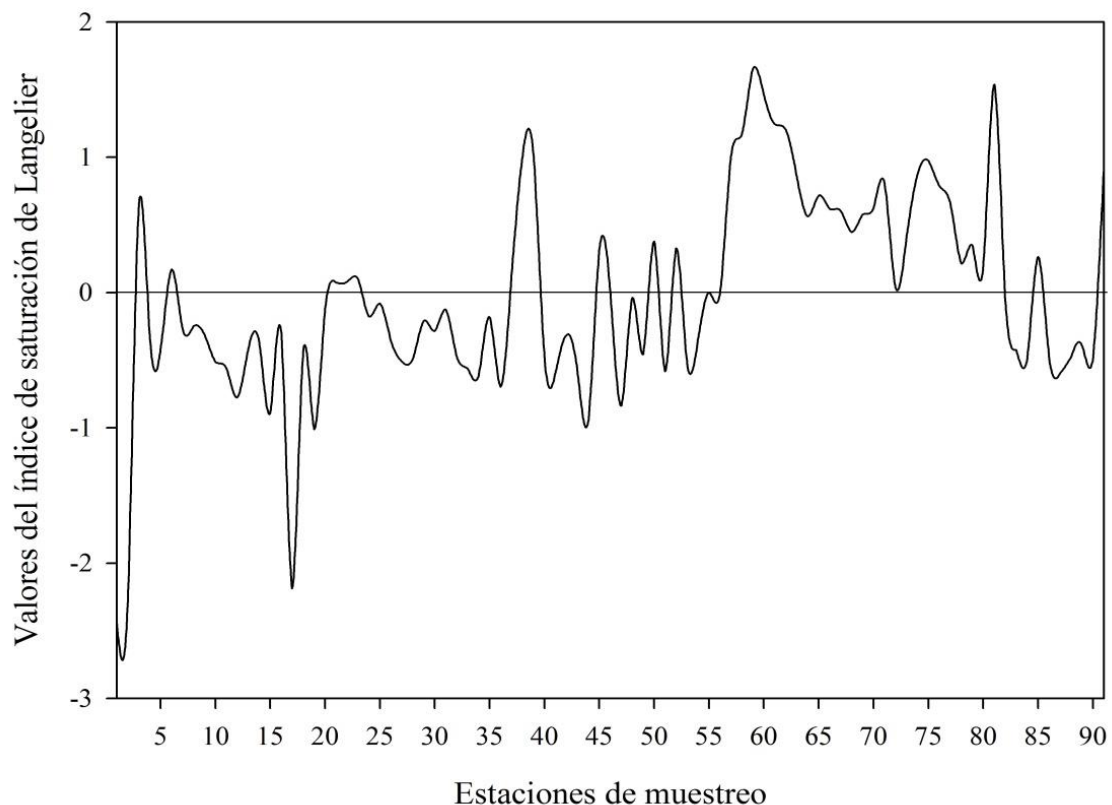


Figura 32. Distribución de los valores del índice de saturación de Langelier en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

Con respecto del índice de carbonato de sodio residual, la **figura 33** muestra la distribución de CSR indicando que 73.6% de las muestras de agua es de buena calidad, 18.7% es de calidad condicionada y solo 7.7% no se recomienda para riego agrícola. Al igual que el índice de saturación, estas muestras de agua con calidad condicionada y no recomendada corresponden en su mayoría al Lago de Chapala, río Santiago y río Juchipila en el trayecto Chapala-Santa Rosa.

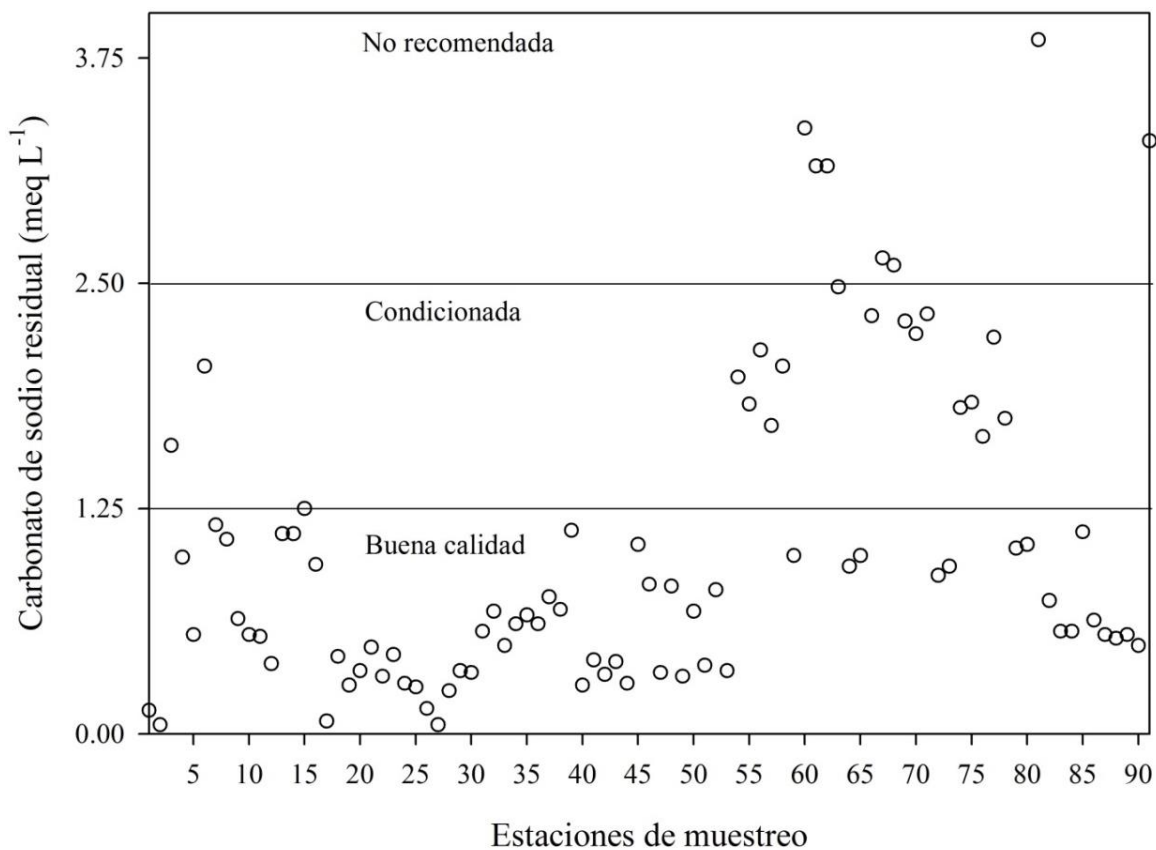


Figura 33. Distribución de los valores del índice de carbonato de sodio residual en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

Los resultados de esta investigación, indicaron que no se tienen problemas de formación y precipitación de CaCO_3 en 54.9% de las muestras de agua analizadas, una de las razones es que el valor de pH, en la mayoría de estos casos, fue de tendencia neutra y en estas condiciones no se encontró CO_3^{2-} . Las demás muestras tuvieron una tendencia hacia la alcalinidad (valores de pH más cercanos a 8.0).

5.1.3. Toxicidad por iones específicos en el agua de riego

Los problemas de toxicidad en los cultivos se presentan cuando hay exceso de nutrientes o de algún otro elemento; aunque algunos de los elementos como el boro, son esenciales en la nutrición de cultivos, existe un límite, cuando se excede este límite, se manifiestan los síntomas de toxicidad.

Estos síntomas se manifiestan de diferentes formas, uno de ellos se observa en el bajo rendimiento de los cultivos, otro de los síntomas es la quemadura de las hojas. Al respecto Sánchez-Bernal *et al.* (2013) indicaron que dicha toxicidad dependerá de la tolerancia de un determinado cultivo a niveles extremos de concentración iónica.

El boro, es necesario para el desarrollo de los cultivos en concentraciones relativamente bajas ($<2 \text{ mg L}^{-1}$), el agua superficiales rara vez contiene niveles tóxicos de boro, pero los manantiales y el agua termal que fluyen cerca de las áreas geotérmicas pueden tener una concentración elevada de B^{3+} .

Mancilla-Villa *et al.* (2014) coincidieron en que la concentración de B^{3+} pueden ser tóxica para los cultivos, al respecto Mendoza-Saldivar (2009) mencionó que, al igual que la salinidad, la tolerancia de los cultivos al boro es amplia.

Para cultivos sensibles, una concentración mayor de 1.25 mg L^{-1} de B^{3+} no es recomendada, mientras que para cultivos tolerantes se aceptan valores de concentración de B^{3+} hasta de 3.75 mg L^{-1} (Wilcox, 1948; Doneen 1975; Velázquez-Machuca *et al.* 2011; Mancilla-Villa *et al.* 2014).

La distribución del boro se ilustra en la **figura 34**, esta clasificación está basada en la propuesta por Doneen (1975), a la clase 1 pertenece el agua cuya concentración sea menor de 0.5 mg L^{-1} de B^{3+} y es recomendada para la mayoría de los cultivos en cualquier condición de suelo y clima.

A la clase 2 pertenece aquella agua cuya concentración de boro se encuentre entre 0.5 mg L^{-1} y 2 mg L^{-1} , esta clase de agua se limita al riego agrícola de cultivos semitolerantes. El agua cuya concentración de boro sea mayor de 2 mg L^{-1} se incluyen en la clase 3 y su uso se recomienda en cultivos tolerantes al boro.

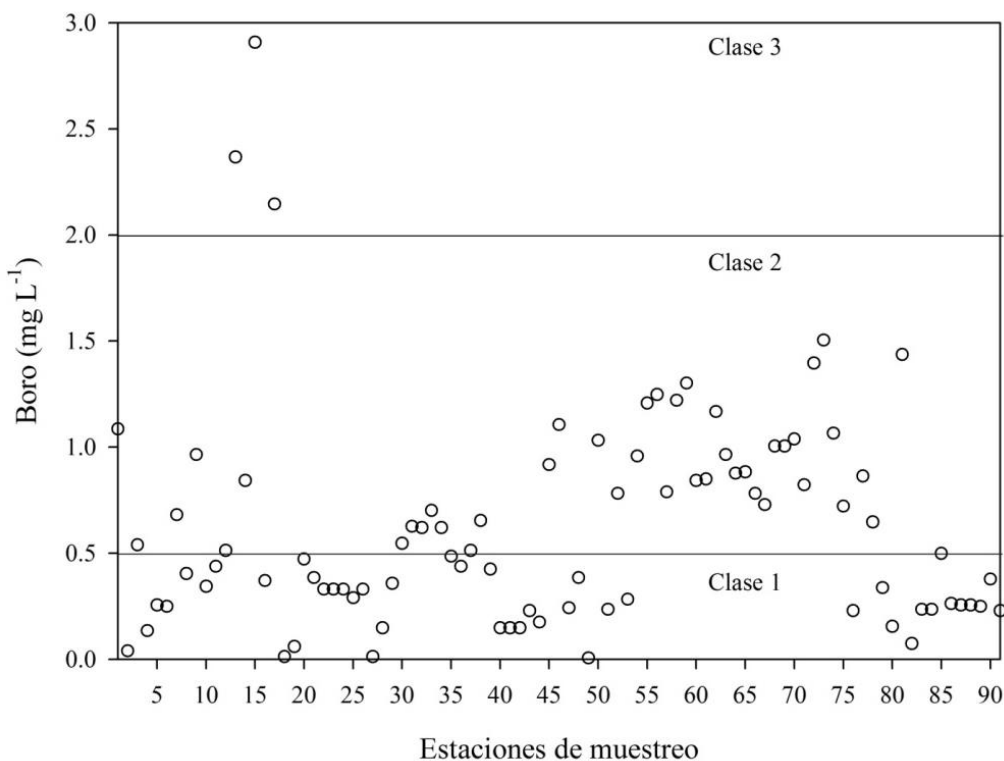


Figura 34. Distribución de la concentración de boro en las muestras de agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

La concentración de boro menor de 1 mg L⁻¹ es esencial para el desarrollo de los cultivos, pero la elevada concentración de este elemento puede ocasionar problemas en cultivos sensibles. La mayoría de los cultivos pueden tener problemas de toxicidad cuando la concentración de boro excede 2 mg L⁻¹. La concentración de B³⁺ en el agua, en la mayoría de los casos, fue menor de 2 mg L⁻¹, el valor de la mediana de la concentración de B³⁺ fue de 0.499 mg L⁻¹, 75% de las muestras de agua tuvo valores menores de 0.884 mg L⁻¹ de B³⁺.

Los valores extremos superiores se encuentran entre 1.437 mg L⁻¹ y 2.907 mg L⁻¹ de B³⁺ y corresponden a las muestras (13, 17, 19, 75 y 83): presa derivadora de Temascalcingo, pozo de riego en Sn. José Ixtapa, río del Fraile en Acámbaro, río Juchipila en Apozol Zac. y Lago cráter de Sta. María de Oro en Nayarit.

La toxicidad puede afectar a todos los cultivos, sin embargo, el nivel de tolerancia es distinto para cada cultivo, por lo cual, Ayers & Westcot (1987) indicaron que la selección del cultivo dependerá de su tolerancia, del tipo de suelo y clima de la zona agrícola.

Cuadro 41. Estadísticos descriptivos de las variables boro, nitrato, fosfato, silicio y cloruro en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

Variable	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV (%)
B ³⁺ (mg L ⁻¹)	0.007	2.907	0.632	0.499	0.510	2.90	80.69
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	0.00	135.55	19.142	9.256	25.71	135.55	134.33
PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	0.064	13.73	3.373	2.610	2.94	13.66	87.17
SiO ₂ (mg L ⁻¹)	44.15	294.51	88.364	86.015	38.473	250.35	43.53
Cl ⁻ (meq L ⁻¹)	0.32	5.87	2.45	2.15	1.34	5.55	54.97

La toxicidad más frecuente es provocada por el ion **cloruro** contenido en el agua de riego, el cloruro no es retenido por las partículas del suelo, por lo cual, se desplaza fácilmente con el agua del suelo, luego, puede ser absorbido por las raíces de los cultivos y, por efecto de la transpiración acumularse en las hojas provocando quemaduras, en la **figura 35** se observa que los valores encontrados fueron menores de 4 meq L⁻¹ e indican que en 85.7% de muestras de agua no hay restricción de uso por la aplicación de esta agua al riego agrícola.

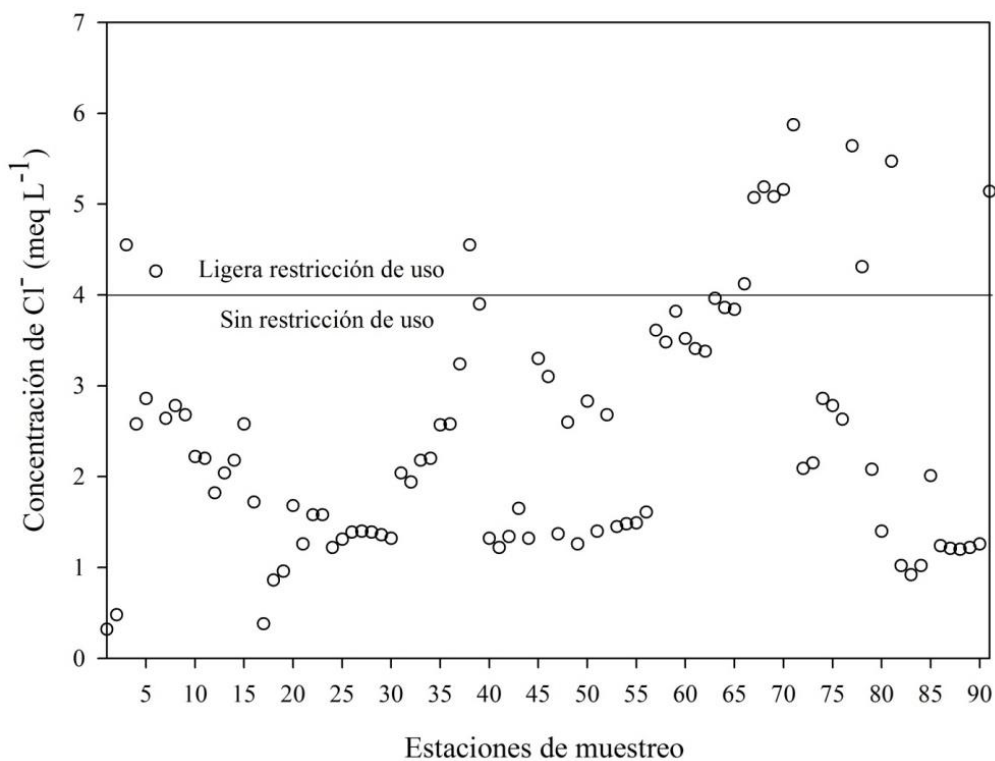


Figura 35. Distribución de cloruro en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

El contenido de **fosfato** generalmente es menor de 2.0 mg L^{-1} en las aguas naturales (**Fig. 36**), este se origina a partir del intemperismo de rocas ígneas y de la lixiviación de suelos que contienen desechos orgánicos. En este estudio, la concentración de fosfato puede atribuirse a los drenajes agrícolas, domésticos e industriales como mencionaron Velázquez-Machuca *et al.* (2010), ya que se trata de agua de origen residual en la mayoría de los casos. La distribución de fosfato presentó una variación muy alta, lo cual, indica la heterogeneidad en la concentración en las diferentes estaciones de muestreo a lo largo de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

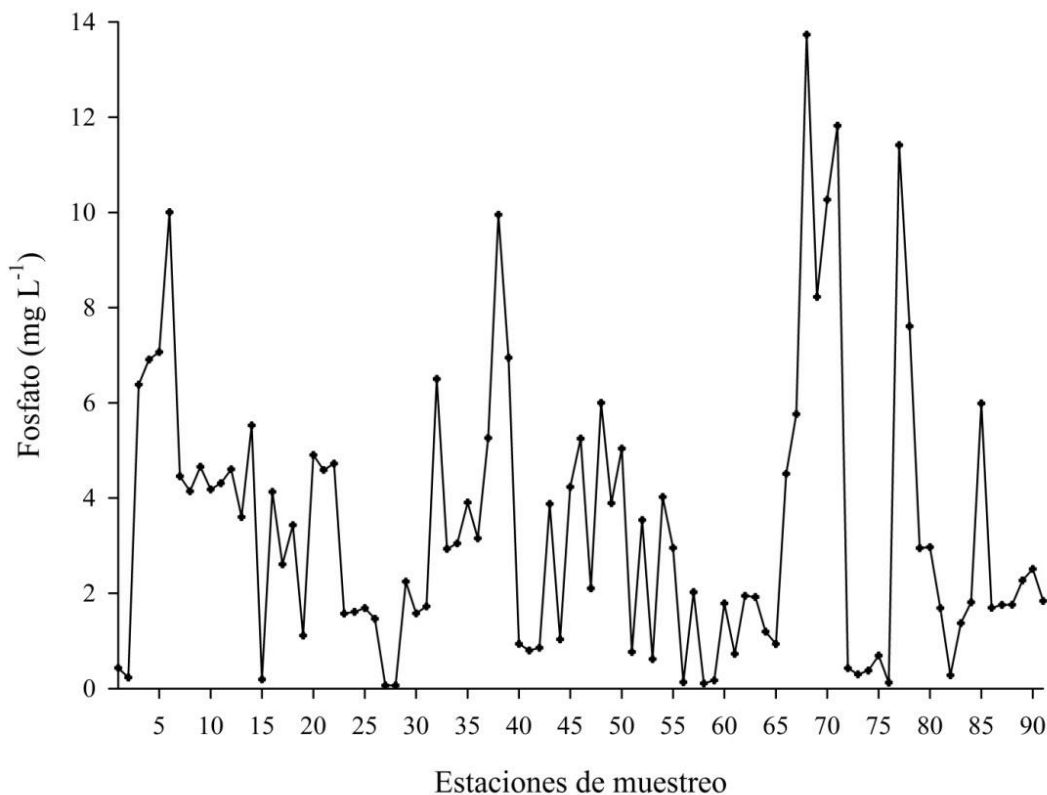


Figura 36. Distribución de la concentración de fosfato en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

La concentración de **nitrito** (**Fig. 37**) en este estudio, al igual que el fosfato, se atribuyó a las descargas de agua de drenaje agrícola, principalmente, debido al uso de fertilizantes nitrogenados, los valores encontrados presentaron una variación muy alta ($CV=134.33\%$); esta variación se atribuyó a la heterogeneidad de concentración de descarga de agua de origen residual doméstica, agrícola e industrial.

La concentración de nitrato encontrada, varía de acuerdo con la ubicación, los primeros valores extremos de concentración ($> 60 \text{ mg L}^{-1}$) corresponden al río Lerma por el área industrial de Toluca e Ixtlahuaca, además en este último municipio se desarrolla la agricultura; otro valor cercano al extremo se encontró en Labor de Peralta, Gto. los dos últimos valores extremos corresponden a las muestras 73 y 79 del río Santiago ubicadas en paso de Guadalupe y Sn. Cristóbal de la Barranca, por lo tanto, se puede atribuir dicha concentración a las descargas de agua residual agrícola e industrial (5.5%). La concentración de NO_3^- cuyo valor fue menor de 30 mg L^{-1} se consideró como buen indicador de la calidad del agua; 78% de las muestras de agua tuvieron una concentración menor.

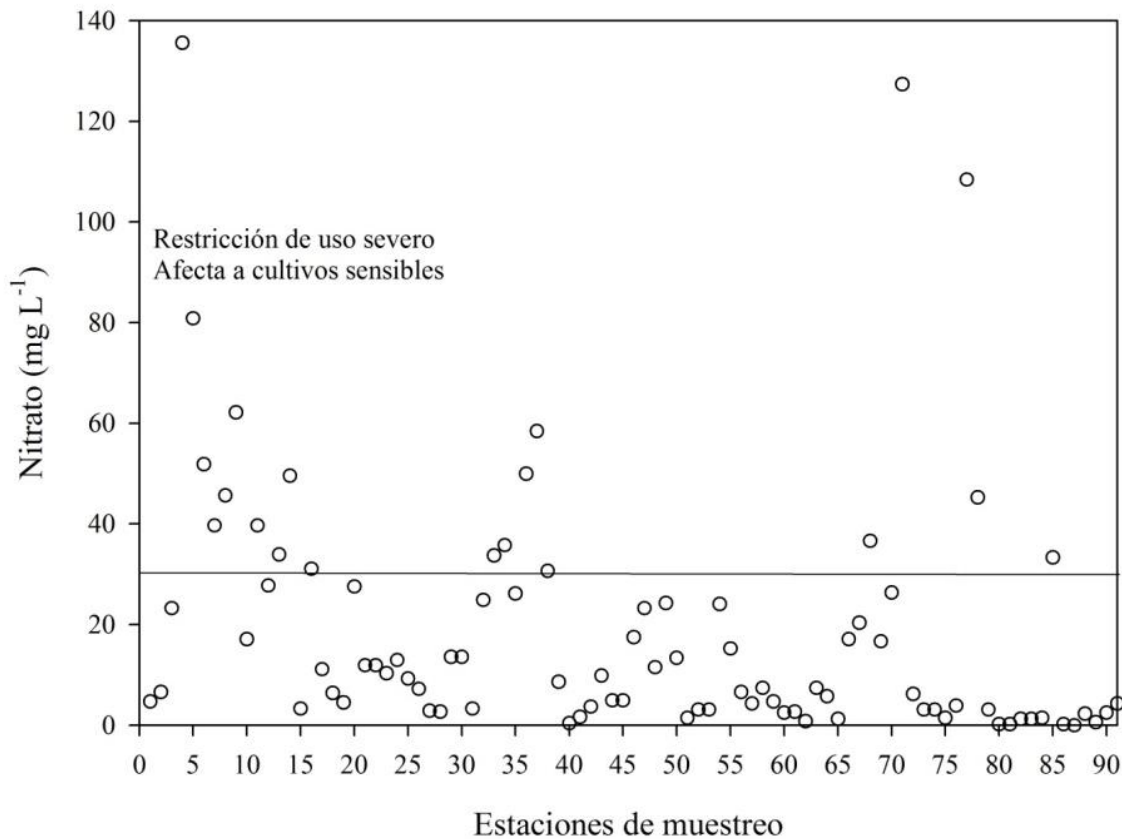


Figura 37. Distribución de la concentración de nitrato en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

Se encontró que 16.5% de muestras de agua tuvieron una concentración entre 30 mg L⁻¹ y 60 mg L⁻¹ de NO₃⁻. Esta concentración afecta a cultivos sensibles. Las zonas de mayor concentración de nitrato se encontraron en el río Lerma por la vía Toluca-Ixtlahuaca-Temascalcingo-Tepuxtepec, caracterizada por su intensa actividad industrial y agrícola; la vía Salamanca-La Piedad contribuye de manera importante con la concentración de nitrato en el río Lerma, pues en esta se realiza una actividad agrícola e industrial muy intensa, luego por la vía Juanacatlán-San Cristóbal de la Barranca se contribuye con la concentración de nitrato en el río Santiago, pues este recibe la descarga de agua residual urbana e industrial de la zona metropolitana de Guadalajara.

Varios autores coinciden en que el agua de origen residual es una fuente importante de nutrientes y que al aplicar esta agua al riego agrícola aportará una cantidad considerable de elementos para la nutrición de los cultivos (Rascón-Alvarado, 2006; Tchobanoglous *et al.*, 2003; Ramalho, 2003; Jiménez-Cisneros, 2001; Zamora *et al.*, 2008). Sin embargo, la elevada concentración de estos iones se atribuyó a la aplicación excesiva de fertilizantes en la agricultura y su concentración en exceso puede ocasionar daños a la salud y al ambiente, así como la eutrofización progresiva de los cuerpos de agua.

Es común encontrar silicio (**Fig. 38**) en todas las fuentes de agua natural dado que es el componente principal en las rocas de origen volcánico, sedimentarias y calizas de origen marino, y debido a las reacciones químicas de intemperismo de los silicatos estos pasan a ser constituyentes del agua (Hem, 1985). En el caso del agua de origen residual, la fuente principal de SiO₂ proviene de los detergentes que contienen silicato de sodio y fosfatos, por lo tanto, su elevada concentración en este estudio es de origen residual doméstico.

La solubilidad del silicio se incrementa con la temperatura, por lo que en este trabajo la concentración más elevada corresponde al agua que se ubica en una zona geotérmica, en el lago de Chapala.

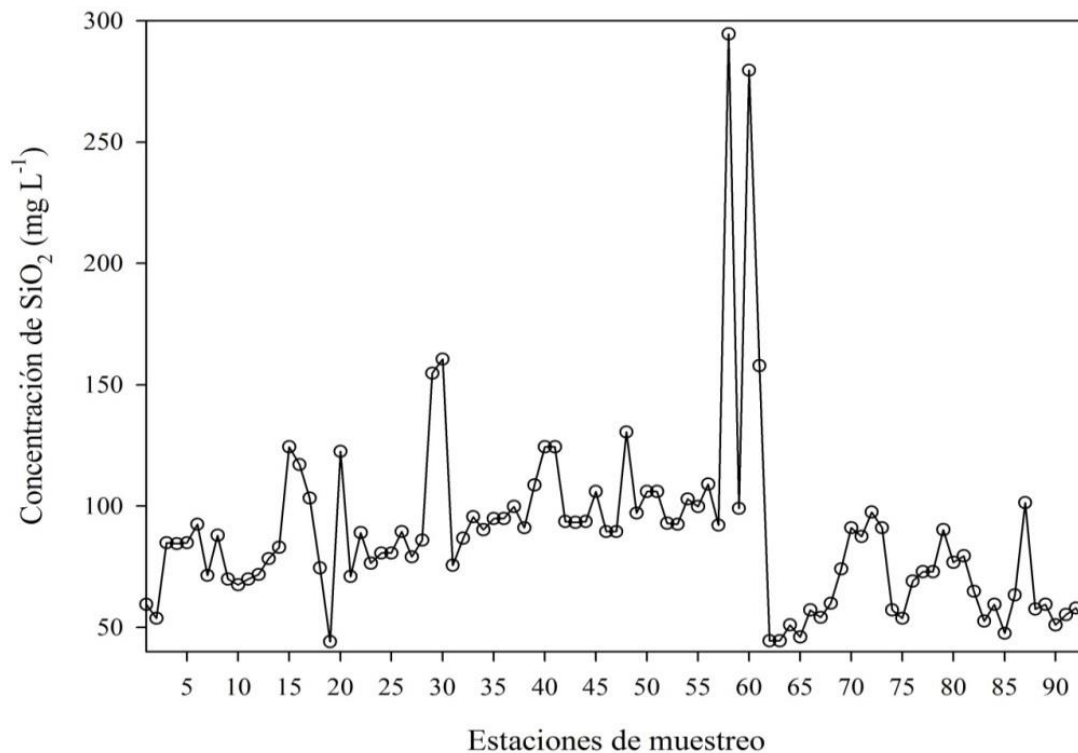


Figura 38. Distribución de la concentración de silicio en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

5.1.4. Estimación del aporte de nutrientes en el agua de riego

El uso de fertilizantes en la agricultura es una alternativa para la obtención de buenos rendimientos de los cultivos, debido a que el aporte nutrimental del suelo es, en la mayoría de los casos, deficiente para cubrir la demanda de los cultivos.

En México, el empleo de fertilizantes no es uniforme en las áreas agrícolas, pues se ha concentrado en las zonas donde se desarrolla una agricultura de riego intensa, tal es el caso de la zona denominada el bajío en Guanajuato, en cuyos suelos (vertisoles) la aplicación de fertilizantes químicos se realiza en dosis cada vez mayores (Peña-Cabriales *et al.*, 2001).

La producción de cultivos, en el bajío, se concentra principalmente en el trigo, sorgo y maíz, cuya demanda de agua y nutrientes es elevada, en este sentido, Peña-Cabriales *et al.* (2001) mencionaron que para la producción de 5.5 toneladas de trigo por hectárea se utilizan 350 kg ha⁻¹ de N, de los cuales, una parte importante (aproximadamente 100 kg.) se pierden por desnitrificación y lixiviación.

Con respecto de lo anterior, se realizaron los cálculos correspondientes para estimar, a partir de la concentración iónica del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, el aporte de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio y boro para una lámina de riego de 1 metro por hectárea.

Los cálculos se realizaron utilizando análisis dimensional (Chang & Goldsby, 2013; Benson, 2014). Los estadísticos descriptivos de estas variables se presentan en el **cuadro 42**. Los datos no siguen una distribución normal, y el coeficiente de variación fue muy elevado para las variables nitrógeno, fósforo y boro.

La distribución de nutrientes es muy heterogénea y considerando el aporte de agua con una lámina de riego de 1 m por hectárea, el valor de la mediana representa mejor el valor central de los datos, en este sentido se puede establecer la secuencia de mayor a menor aporte: calcio > magnesio > potasio > nitrato > fosfato > boro.

Se estimó que la aplicación de una lámina de riego de un metro aportará 92.56 kg ha⁻¹ de nitrato (20.91 kg de N) y 26.10 kg ha⁻¹ de fosfato (8.51 kg de P). Sin embargo, es necesario aclarar que esta concentración se debe a la descarga de agua de origen residual en algunas zonas agrícolas e industriales, dado que en las aguas naturales de manantial no se encontró una concentración elevada de estos iones (como en la laguna de Almoloya).

Cuadro 42. Estadísticos descriptivos de las variables nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio y boro en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV (%)
Nitrógeno	0.00	306.20	43.24	20.91	58.09	306.20	134.33
Nitrato	0.00	1355.50	191.42	92.56	257.15	1356	134.33
Fósforo	0.21	44.78	11.00	8.51	9.59	44.57	87.18
Fosfato	0.64	137.31	33.73	26.10	29.41	136.67	87.17
Potasio	19.55	492.66	188.49	152.49	113.11	473.11	60.01
Calcio	24.05	472.94	203.96	188.38	110.37	448.89	54.11
Magnesio	34.02	464.13	214.56	184.68	107.09	430.11	49.91
Boro	0.07	29.07	6.32	4.99	5.10	29.00	80.69

Prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0.01; \alpha = 0.05$).

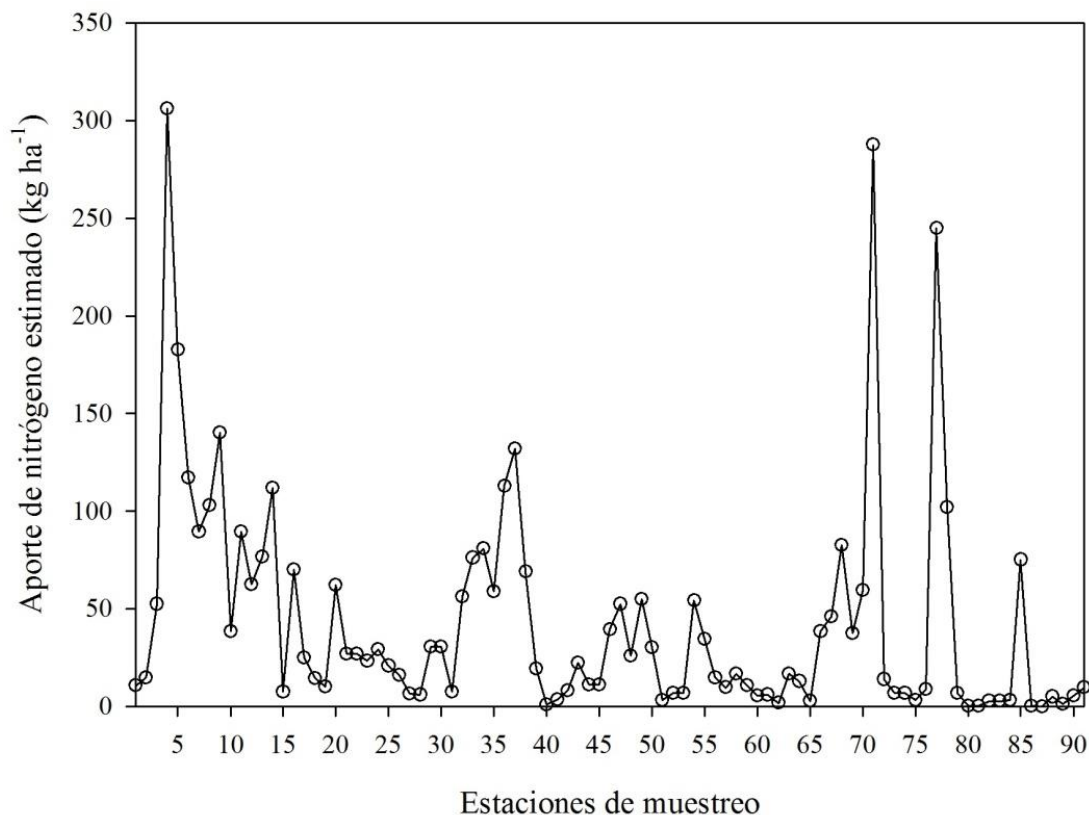


Figura 39. Distribución del aporte de nitrógeno estimado en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

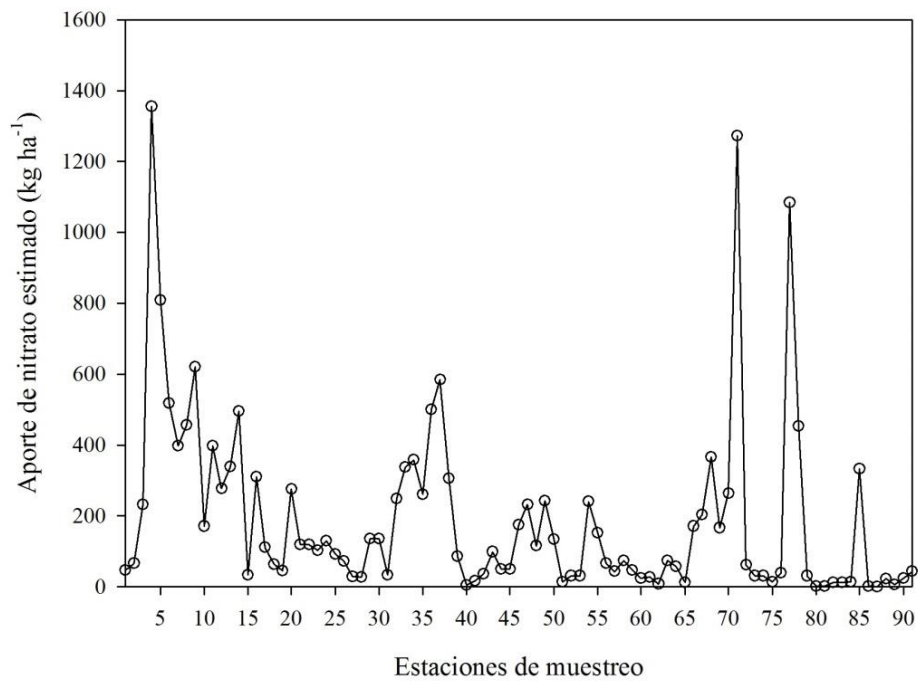


Figura 40. Distribución del aporte de nitrato estimado en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

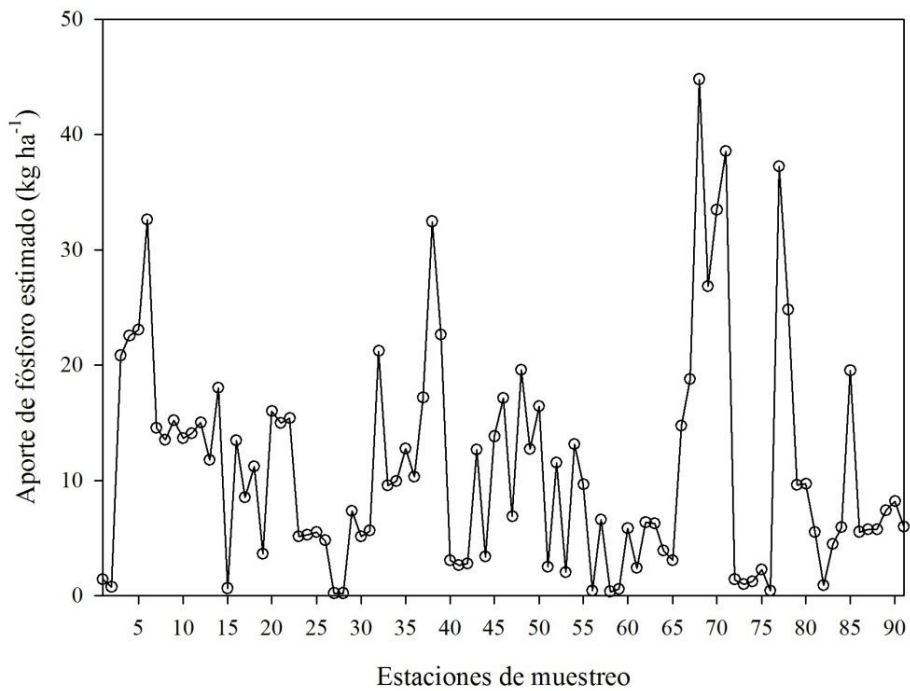


Figura 41. Distribución del aporte de fósforo estimado en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

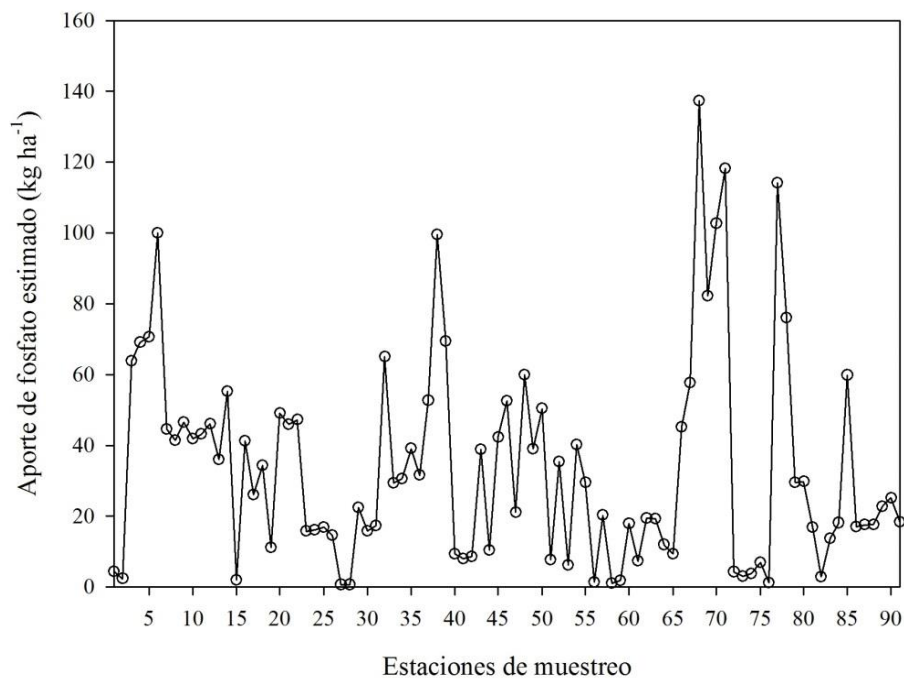


Figura 42. Distribución del aporte de fósforo estimado en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

La **figura 43** muestra que, con respecto del aporte de nitrógeno, el cuartil 1 (Q_1) tiene valores de 6.97 kg ha^{-1} de N; el cuartil 3 (Q_3) tiene un valor de 59.47 kg ha^{-1} de N; lo anterior indica que 75% de las muestras de agua analizadas tienen valores estimados de aporte de nitrógeno menores de 59.47 kg ha^{-1} . Las observaciones extremas, es decir, observaciones mayores que el límite superior corresponden a las estaciones de muestreo 4, 5, 9, 73 y 79, se trata de agua con alta concentración de nitrato, las muestras 4, 5 y 9 pertenecen al río Lerma y se encuentran entre Toluca e Ixtlahuaca, un importante centro industrial y con alta densidad de población en el Estado de México; las muestras 73 y 79 se encuentran en el río Santiago por San Cristóbal de la Barranca a la salida de la zona metropolitana de Guadalajara, una de las ciudades con alta concentración industrial y de población en México.

Con respecto del fósforo (**Fig. 44**), el Q_3 tiene un valor de 15.19, ello indica que 75% de las muestras de agua analizadas aportarán menos de 15.19 kg ha^{-1} de P. Los valores atípicos mayores que el límite superior en este caso corresponden a las muestras: 6 que se encuentra en el río Lerma cerca de Xonacatlán, Estado de México; y, 70, 72, 73 y 79 correspondientes al río Santiago en la vía Juanacatlán-San Cristóbal de la Barranca.

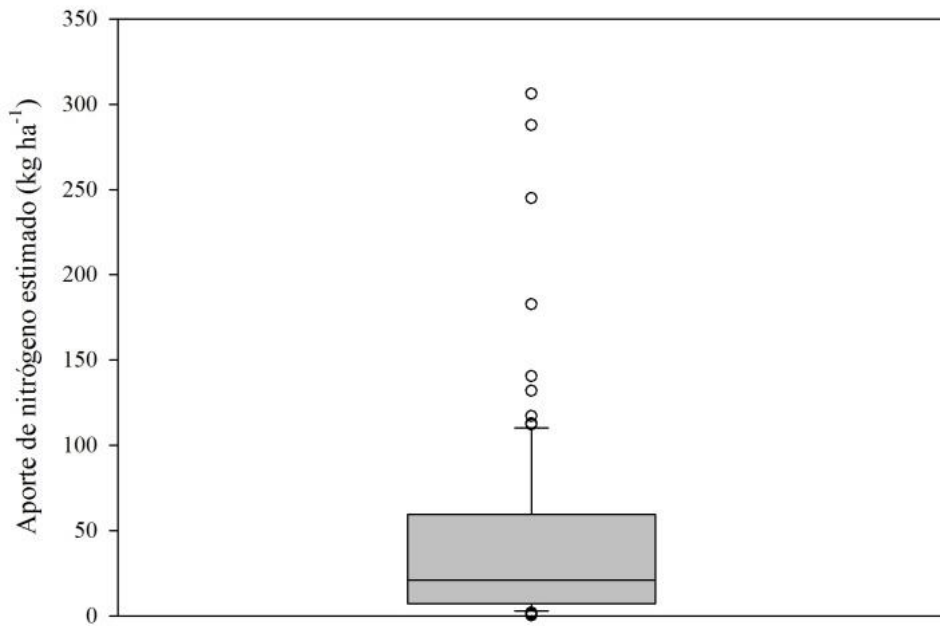


Figura 43. Diagrama de caja de la concentración estimada de nitrógeno en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

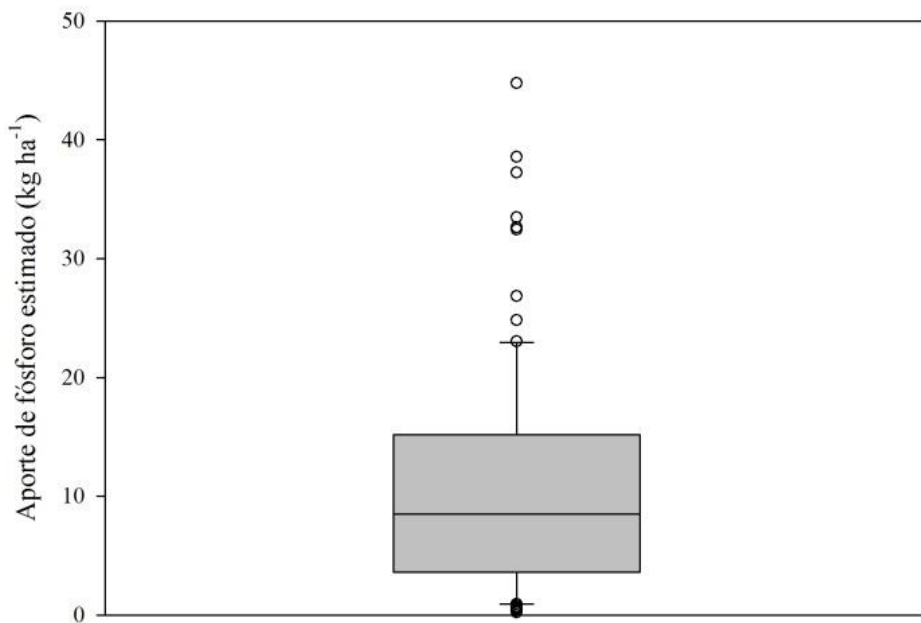


Figura 44. Diagrama de caja de la concentración estimada de fósforo en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

5.1.5. Composición iónica del agua con valores extremos de concentración

Se analizó la concentración iónica del agua que presentó valores extremos de conductividad eléctrica, tanto menores que el límite inferior (0.363 dS m^{-1}) como mayores que el límite superior (1.306 dS m^{-1}), para ello, se utilizaron diagramas de caja elaborados en SigmaPlot[®] 10.0, y los valores extremos fueron calculados mediante análisis estadístico en el programa SAS[®] 9.0. Se utilizó la CE porque es un buen estimador de la concentración iónica total del agua. En la **figura 45** se muestra el diagrama de caja de la CE donde se observan los valores extremos de concentración mayores que el límite superior correspondientes a las muestras: 38, 67, 68, 69, 70, 71, 77, 81 y 91; y menores del límite inferior se encontraron en las muestras 1, 17, 2, 83 y 18.

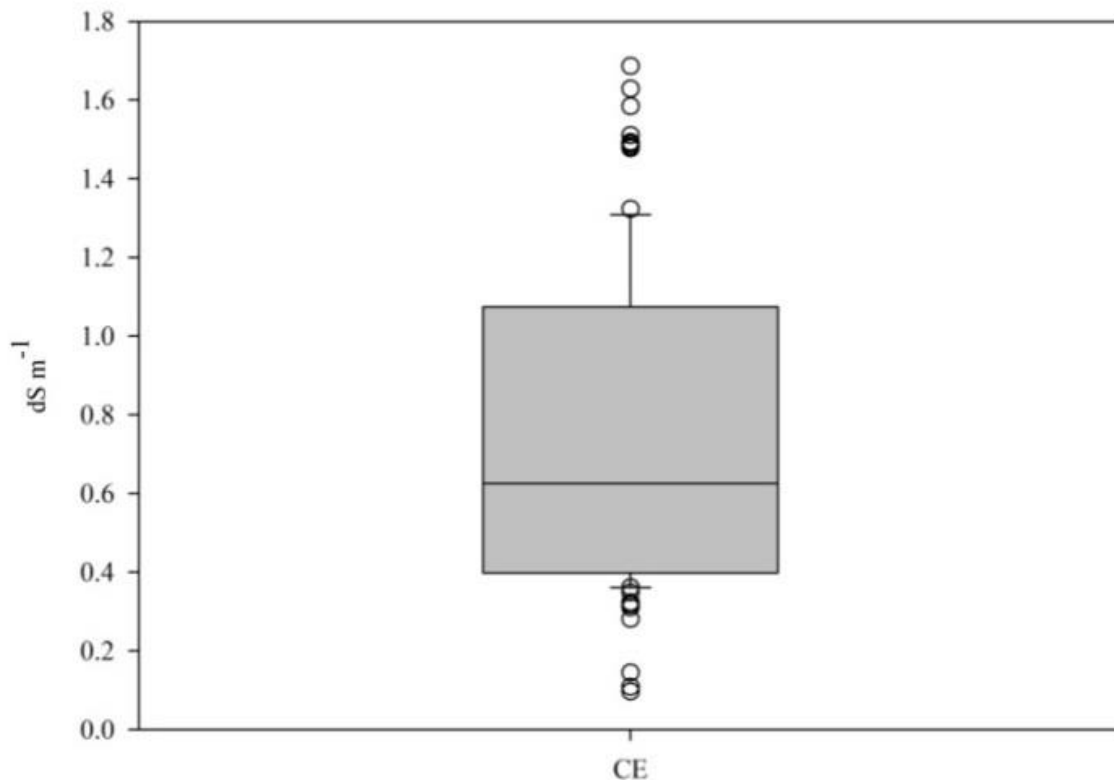


Figura 45. Diagrama de caja de la conductividad eléctrica medida en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

En el **cuadro 43** se muestra la composición iónica de estas muestras de agua. En el primer grupo se encuentran muestras de agua de baja concentración iónica de tipo bicarbonatada-sódica, rica en silicio; en el segundo grupo se encuentran las muestras de agua de elevada concentración iónica de tipo bicarbonatada-sódica, y con alta concentración de nitrato y silicio; con excepción de las muestras 81 y 91 que no contienen alta concentración de nitrato ni fosfato, la elevada concentración de nitrato y fosfato puede atribuirse a las descargas de agua de origen residual y drenaje agrícola.

Las muestras de agua termal encontradas en la estación denominada el borbollón, de alta concentración iónica corresponden al grupo de agua clorurada-sódica, ricas en boro y silicio provenientes del intemperismo de minerales silicatados y de la turmalina, que por efecto del hidrotermalismo, estos minerales forman parte constituyente de las aguas termales (Velázquez-Machuca *et al.*, 2011; Mancilla-Villa *et al.*, 2014).

La elevada concentración del agua del río Lerma en la estación denominada Pastor Ortiz, se debe a su uso agrícola aguas arriba, asimismo, contiene alta concentración de nitrato debido a la aplicación de fertilizantes nitrogenados que son lixiviados y drenados hacia el cauce del río Lerma.

Se detectaron cuatro zonas importantes que inducen la elevada concentración de iones en el agua durante el transcurso del río Lerma: la zona industrial de Toluca, la zona agrícola de Temascalcingo, la zona industrial de Salamanca y la zona agrícola denominada el Bajío.

Con respecto del río Santiago, su alta concentración se atribuyó a la zona urbana e industrial de la ciudad de Guadalajara que descarga su agua de origen residual al cauce del río Santiago propiciando su alta concentración de sodio, bicarbonato, nitrato y silicio derivados del drenaje doméstico e industrial.

Cuadro 43. Composición iónica del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago con valores extremos de concentración.

Valores menores que el límite inferior de CE 0.363 dS m ⁻¹ (agua con baja concentración iónica)														
ID	pH	CE dS m ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	B ³⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SiO ₂
							meq L ⁻¹				mg L ⁻¹			
LI	7.05	0.363	0.32	0.88	1.74	0.25	0	1.88	1.19	0.32	0.14	0.99	0.31	53
1	6.88	0.096	0.16	0.28	0.45	0.05	0	0.57	0.32	0.03	1.08	4.73	0.43	59.5
2	6.72	0.144	0.26	0.44	0.58	0.13	0	0.75	0.48	0.14	0.04	6.52	0.23	53.7
17	7.07	0.108	0.18	0.28	0.52	0.08	0	0.53	0.38	0.12	2.14	11.10	2.61	44.1
18	7.80	0.310	0.54	0.84	1.39	0.26	0	1.81	0.86	0.28	0.01	6.37	3.43	122.4
83	8.26	0.281	0.23	0.71	1.61	0.20	0	1.51	0.92	0.25	0.23	1.23	1.37	47.6
Valores mayores que el límite superior de CE 1.306 dS m ⁻¹ (agua con elevada concentración iónica)														
LS	8.51	1.306	1.90	3.10	7.26	0.91	0.49	6.63	4.55	1.09	1.21	48.61	7.05	123
38	7.95	1.323	2.36	3.66	6.10	0.82	0	6.71	4.55	1.32	0.65	30.64	9.95	124.4
67	7.58	1.488	1.9	3.04	8.33	1.14	0	7.58	5.07	1.37	0.72	20.36	5.76	74.1
68	7.40	1.510	1.96	3.12	8.53	1.16	0	7.68	5.19	1.41	1.00	36.61	13.73	91.0
69	7.55	1.477	1.94	3.22	8.18	1.10	0	7.45	5.08	1.42	1.00	16.66	8.22	87.54
70	7.58	1.493	1.98	3.36	8.14	1.12	0	7.56	5.16	1.49	1.03	26.32	10.26	97.5
71	7.65	1.686	2.24	3.82	9.17	1.26	0	8.39	5.87	1.68	0.82	127.32	11.82	91.0
77	7.55	1.628	2.10	3.78	8.67	1.22	0	8.08	5.64	1.63	0.86	108.39	11.41	90.2
81	8.60	1.584	1.40	3.58	9.17	1.19	1.02	7.81	5.47	0.63	1.43	0.20	1.69	52.6
91	8.00	1.482	1.42	3.38	8.73	0.82	0	8.09	5.14	0.64	0.22	4.32	1.83	50.68
Aguas termales de alta concentración iónica														
15	6.75	14.26	14.80	26.7	97.05	0.90	0	46.20	86.55	2.16	123.95	1.44	0.03	124.4
16	6.73	14.27	14.82	28.8	93.62	0.96	0	47.84	84.60	2.18	127.39	9.66	0.03	117.1
Identificación de las muestras de agua														
1	Manantial, la Marquesa, Toluca, Edo. de México						68	Río Santiago, Juanacatlán, Jalisco						
2	Laguna de la Marquesa, Toluca, Edo. de México						69	Río Santiago, Zapotlanejo, Jalisco						
15	El borbollón, Sn. José Ixtapa, Edo. de México						70	Río Santiago, cuota Guadalajara-Tepic						
16	El borbollón, Sn. José Ixtapa, Edo. de México						71	Río Santiago, Paso de Guadalupe, Jalisco						
17	Río del Fraile, Acámbaro, Guanajuato						77	Río Santiago, Sn. Cristóbal de la barranca, Jalisco						
18	Manantial el fraile, Acámbaro, Guanajuato						81	Lago cráter, Sta. María del Oro, Nayarit						
38	Río Lerma, Pastor Ortiz, Michoacán						83	Río el Chilte, Nayarit						
67	Río Santiago, Atotonilquillo, Jalisco						91	Río Santiago, Boca de Asadero, Nayarit						

LI: límite inferior para cada uno de los iones; **LS:** límite superior para cada uno de los iones

5.1.6. Análisis de la producción de cultivos en algunos Estados de la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico

Con base en información de acceso público consultada en fuentes gubernamentales como SAGARPA e INEGI se realizó el análisis de la producción de cultivos en los Estados de México, Guanajuato, Michoacán, Jalisco y Nayarit, para observar la variación tanto de cultivos como de producción en cada uno de estos Estados que forman parte de la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico, y que en la mayoría de los casos se abastecen del agua de los ríos Lerma y Santiago, mismos que son receptores del agua de origen residual doméstica, industrial y la generada por actividad agropecuaria que se realiza en estos Estados.

Se analizó la producción de cultivos bajo la modalidad de riego y temporal, y se concluyó que la diferencia de producción se debe, fundamentalmente, a la disponibilidad y al acceso al recurso hídrico, además, a la aplicación de fertilizantes.

Se consideró que existe desigualdad entre la producción agrícola de riego y de temporal, dicha desigualdad es de tipo técnico, económico, de maquinaria, equipos varios y mano de obra.

En el **cuadro 44** se observa que en cada Estado (México, Guanajuato, Michoacán, Jalisco y Nayarit) se producen diferentes cultivos agrícolas y al mismo tiempo contribuyen de manera diferenciada en la producción total nacional.

El Estado de México se caracteriza por la producción de ornamentales, pero contribuye de manera importante con el cultivo de haba y chícharo.

El mayor aporte del Estado de Guanajuato corresponde a los cultivos de brócoli y fresa; mientras que Michoacán contribuye mayormente con zarzamora, aguacate y fresa.

La frambuesa y el agave en Jalisco representan 62% y 56% respectivamente, y el Estado de Nayarit contribuyó mayormente con tabaco (81%).

Cuadro 44. Principales cultivos en los Estados de México, Guanajuato, Michoacán, Jalisco y Nayarit y su contribución en el total de la producción nacional.

	Cultivos	Porcentaje en el total nacional (2010)
Estado de México	Crisantemo	94
	Lilium	100
	Haba verde	55.4
	Chícharo	58.1
	Rosa de invernadero	97.3
	Clavel	100
	Tuna	36
	Maíz grano	6.6
	Avena forrajera	13.7
	Durazno	13.3
Estado de Guanajuato	Fresa	54.9
	Cebada grano	33.6
	Brócoli	56.2
	Esparrago	22.0
	Sorgo grano	19.5
	Agave	7.5
	Trigo grano	8.3
Alfalfa verde	12.7	
Estado de Michoacán	Fresa	57.4
	Zarzamora	94.7
	Guayaba	41.9
	Aguacate	85.9
	Melón	20.9
	Limón	22.9
Jitomate	6.8	
Estado de Jalisco	Frambuesa	62.1
	Agave	56.3
	Maíz forrajero	26.6
	Sandía	12.2
	Caña de azúcar	12.3
	Aguacate	2.7
	Tomate	9.0
Maíz grano	14.6	
Estado de Nayarit	Tabaco	81.5
	Arroz	19.6
	Jícama	29.8
	Caña de azúcar	14.4
	Mango	17.9

Fuente: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Con base en la información obtenida referente a la producción de los principales cultivos, la situación cambia si se analiza la superficie dedicada a la siembra y la superficie cosechada, independientemente del tonelaje producido, es interesante analizar la superficie dedicada a la siembra bajo sus dos modalidades principales: riego y temporal; la CONAGUA (2013) argumenta que a pesar de su menor superficie, la agricultura de riego produce tres veces más que la agricultura de temporal, esto es cierto si se toma en cuenta el acceso y buena distribución del agua, maquinaria y fertilizantes, por lo cual, la comparación entre la agricultura de riego y temporal es inadecuada dadas las enormes diferencias de trabajo y capital.

Debido a esta comparación sesgada entre la agricultura de riego y temporal, los recursos federales se destinan mayormente a la agricultura de regadío y se relega la producción de temporal argumentando que estas últimas son tierras de muy baja eficiencia productiva, pues ya sin los apoyos técnicos y económicos los temporaleros abandonan sus tierras y estas son finalmente acaparadas por grandes capitalistas, luego, estas mismas tierras que antes fueron de muy baja eficiencia en su producción, emergen desde el olvido y resulta ahora que son las más altamente productivas.

De lo anterior puede decirse que la producción depende de varios factores, pero los tres más importantes son la tierra, el trabajo y el capital; los temporaleros poseen solo la tierra y el trabajo, de alguna manera siempre les falta el capital; y es que los asesores en política agrícola están educados dentro del sistema capitalista donde lo que interesa es la ganancia, argumentan ganar más con menos, y ello se traduce en la explotación del hombre y los recursos de que dispone una nación. Devienen entonces las grandes crisis alimentarias, no por falta de producción de alimentos, pues la producción mundial de alimentos es muy elevada, sino por el control económico que ejercen los grandes capitalistas; controlan la distribución y el acceso a los bienes de consumo, es decir, tienen el control del mercado, de la producción y los precios.

Retomando el análisis de la superficie dedicada a la agricultura y a la ganadería, la mayor cantidad de unidades de producción en México se destinan a los cultivos de maíz, café, frijol, caña de azúcar, naranja, sorgo y alfalfa, y las unidades de producción de mayor representación en el sector pecuario corresponden a la explotación de bovinos para carne, porcinos en traspatio, ovinos, bovinos para leche y caprinos (INEGI).

En el **Estado de México** la agricultura de riego, en el año de 2011, tuvo una superficie sembrada de 124 830.17 hectáreas, aproximadamente, de las cuales, se cosecharon 104 899.17 hectáreas; 68.35% de la superficie total bajo riego se destinó al cultivo de cereales, de estas, la mayor superficie (93.94%) corresponde al cultivo de maíz de grano blanco; seguido en superficie sembrada y cosechada se encuentra el área destinada al forraje (20.72% de la superficie total), de estas, se destinaron al maíz forrajero 16 279.50 hectáreas (62.93%) y a la avena forrajera 7 368.27 hectáreas (28.48%); la superficie agrícola dedicada a cereales y forrajes bajo riego en el Estado de México suma 89.07%; 6.75% de la superficie total se destinó a las hortalizas: chícharo(2 444 hectáreas), haba(1 568 hectáreas), tomate (1 372 hectáreas) y elote (1 051 hectáreas).

Con respecto de la agricultura de temporal, que depende básicamente del agua de lluvia, se destinaron 611 296.58 hectáreas, de las cuales fueron cosechadas 433 552.28, es decir, hubo pérdidas que representan 29.08%, mientras que la pérdida en la agricultura de riego fue de 15.97% (diferencia entre la superficie sembrada y la cosechada).

De la superficie total dedicada a la agricultura de temporal, se estima que 66% se destinó al cultivo de maíz, 8.25% al cultivo de cebada grano, 7.06% al cultivo de avena forrajera y 2.98% a las hortalizas (haba y chícharo, principalmente).

En el **Estado de Guanajuato** se destinaron aproximadamente 997 472.88 hectáreas a la agricultura, de las cuales, se estimó que 47.38% fueron de riego y 52.61% bajo condiciones de temporal; de la superficie sembrada bajo riego, 30.65% se destinó al cultivo de sorgo, 23.50% al cultivo de maíz y 17.95% al cultivo de trigo. Las hectáreas perdidas (diferencia entre superficie sembrada y cosechada) representan solo 0.50%. Para la agricultura de temporal se destinaron 524 841.30 hectáreas (52.61% de la superficie agrícola total).

De la superficie de temporal, 54.53% se destinó al cultivo de maíz, 22.09% al cultivo de sorgo y 15.49% a leguminosas, principalmente frijol. Bajo estas condiciones de temporal hubo pérdidas en 63.04% de la superficie sembrada, la mayor pérdida se presentó como sigue: en el cultivo de maíz (65.96%), legumbres (65%) y sorgo (50.44%).

Y es que para garantizar el abastecimiento de agua a la agricultura de riego, se captan los principales flujos de agua de ríos en las presas, de esta manera, se interrumpe el flujo y la distribución natural del agua; una vez retenida el agua en las presas, el caudal natural de los ríos se modifica, ello trae como consecuencia la desecación de algunos cuerpos de agua dependientes del flujo de los ríos, generando condiciones de aridez y alterando la duración e intensidad de las lluvias. Lo anterior ocasiona las altas pérdidas en la agricultura de temporal, debido a la variación interanual en el régimen hidrológico.

En el **Estado de Michoacán**, la mayor superficie bajo riego se destinó al cultivo de cereales, forrajes, frutales, legumbres y hortalizas. Con respecto de los cereales, se destinaron 100 082.50 hectáreas al cultivo de maíz de grano blanco y 19 920.08 hectáreas al cultivo de trigo. 54 442 hectáreas se dedicaron al cultivo de sorgo; las pérdidas en estos cultivos representan menos de 1%. La superficie de temporal destinó 359 104 hectáreas al cultivo de maíz blanco, 69 670 hectáreas al cultivo de sorgo, 16 346.50 hectáreas a legumbres secas (frijol principalmente).

La superficie dedicada a las hortalizas fue de 7 490 hectáreas aproximadamente. La mayor pérdida se tuvo en los cultivos de maíz y sorgo, 9.6% y 7.3% respectivamente. Se cosecharon 104 808.74 hectáreas aguacate, 37 844.86 hectáreas de limón y 9 188.63 hectáreas de guayaba, se destaca la producción de aguacate en Michoacán con 1 092 344.21 de toneladas en el año 2011.

La producción de cultivos en el **Estado de Jalisco**, con respecto de la superficie sembrada y cosechada, la mayor proporción corresponde al área agrícola destinada a los cereales y forrajes bajo riego y temporal. Se destaca la producción de maíz blanco, maíz amarillo, trigo y elote en la superficie bajo riego, mientras que la superficie de temporal se dedicó principalmente a los cultivos de maíz blanco, maíz amarillo, sorgo, tomate verde y frijol. La agricultura bajo riego tuvo pérdidas menores de 1%; la superficie agrícola de temporal tuvo pérdidas en legumbres secas de 62%, en forrajes tuvo pérdidas de 36% y en cereales de 15%.

La producción de cultivos en el **Estado de Nayarit**, bajo condiciones de riego, concentra la mayor superficie de siembra en los cultivos de frijol, sorgo, arroz y maíz blanco; la agricultura de temporal destinó la mayor superficie a los cultivos de sorgo, frijol y maíz blanco. Las pérdidas de cultivo en ambos casos son menores de 1%. Lo anterior se explica porque la lluvia en el Estado de Nayarit tiene un promedio de 1 100 mm anuales y se presenta entre mayo y septiembre, y el

clima cálido subhúmedo favorece los cultivos de maíz, frijol, sorgo, tabaco, arroz, sandía, [3]. Jalisco tiene un promedio de precipitación anual de 1 000 mm; el Estado de México la media de precipitación es de 900 mm anuales; en Michoacán es de 850 mm y en Guanajuato es de 650 mm anuales (INEGI); considerando lo anterior, la agricultura de temporal en el Estado de Guanajuato tuvo la mayor pérdida en los cultivos y puede atribuirse a la variación interanual del patrón de lluvias, entre otros factores (técnicos y económicos).

Cuadro 45. Superficie sembrada, cosechada y volumen de producción de los cultivos con mayor superficie de siembra bajo condiciones de riego y temporal.

Edo. de México		Modalidad: Riego			Modalidad: Temporal		
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Volumen de producción (toneladas)	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Volumen de producción (toneladas)
Cereales		85330.20	65752.20	171536.19	438226.90	284582.60	517674.14
	Maíz	84568.20	64990.20	169994.59	403494.40	255211.10	474804.10
Forrajes		25865.27	25536.27	1082823.11	94105.70	92264.20	1373426.73
	Maíz	16279.50	15962.50	919976.40	22148.3	21692.8	589222.43
	Avena	7368.27	7356.27	140492.61	43174.9	42673.9	617416.5
Hortalizas		8428	8409.25	134427.17	18245.88	17077.88	193307.77
	Chícharo	2444	2434	13169.9	3630.3	3601.55	15978.13
	Haba	1568	1568	12194.41	4564	4001.75	21450.2
	Tomate	1372.5	1371	21140.19	1508.13	1506.13	24492.79
	Elote	1051	1051	9227.2	3003.8	2653.8	36589.29
Cebada grano		165	165	243.5	50450	31001	20451.24
Frijol		820	815.75	784.85	7124.55	5639.05	3907.53
Tubérculos		594	594	11474.85	6949	3739.80	94628.80
	Papa	562	562	10850.85	6904	3695	93988

Cuadro 45. Continuación

Edo. de Guanajuato		Modalidad: Riego			Modalidad: Temporal		
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Volumen de producción (toneladas)	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Volumen de producción (toneladas)
Cereales		196100.21	195024.21	1457002.30	298673.50	100469.25	155523.25
	Maíz	111106.05	110100.05	863209.20	286233.50	97430.25	152451.25
	Trigo	84869.16	84799.16	593148.10	-	-	-
Forrajes		161765.30	160978.73	1778710.89	130544.50	62621.88	129621.99
	Sorgo grano	144871.50	144084.93	1251364.64	115944.50	57454.88	109123.19
Hortalizas		42747.07	42260.57	715726.90	-	-	-
	Brócoli	15948	15856	200045.50	-	-	-
Legumbres		15621.50	15261.50	28840.45	81317.80	28053.38	19199.65
Cebada grano		48502	48487	299428.80	12946	2670	2670

Cuadro 45. Continuación

Edo. de Michoacán		Modalidad: Riego			Modalidad: Temporal		
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Volumen de producción (toneladas)	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Volumen de producción (toneladas)
Cereales		136489.08	136054.22	809972.39	361328	326577.43	797540.62
	Maíz	100082.50	99647.64	589557.95	359104	324360.43	793140.42
	Trigo	19920.08	19920.08	118175.48	-	-	-
Forrajes		67260.67	67250.17	626593.81	122407.50	113216.90	926435.10
	Sorgo grano	54442	54431.50	347329.37	69670	64543.81	230390.63
Hortalizas		24144.90	24144.90	599912.65	7490	7305	158982.62
Legumbres		3154.93	3145.93	4459.91	16346.50	16285.50	19308.20
		Superficie cosechada (hectáreas)			Volumen de producción (toneladas)		
	Aguacate			104808.74			1092344.21
	Limón			37844.86			463396.94
	Guayaba			9162.63			131092.73

Cuadro 45. Continuación

Edo. de Jalisco		Modalidad: Riego			Modalidad: Temporal		
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	volumen de producción (toneladas)	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	volumen de producción (toneladas)
Cereales		74139.46	73646.86	452957.17	570936.31	481226.17	2261452.45
	Trigo	31721.50	31713.90	181447.92	-	-	-
	Maíz blanco	26231.66	25846.66	192799.20	523120.96	444786.27	2092856.33
	Maíz amarillo	13363.30	13263.30	65536.90	39643.65	36255.10	168059.30
Forrajes		35487.91	35432.91	1070487.40	193959.76	123756.10	1372584.03
	Maíz	19601.08	19601.08	832665.84	139900.88	73294.08	876259.24
	Sorgo	-	-	-	39871.94	37819.54	408411.84
Hortalizas		19020.27	18827.77	462566.97	6804	6764	82869.22
Legumbres		-	-	-	17293.87	6449.87	7234.89

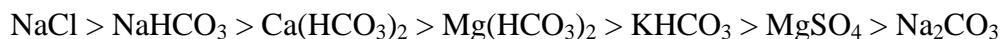
Cuadro 45. Continuación

Edo. de Nayarit		Modalidad: Riego			Modalidad: Temporal		
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	volumen de producción (toneladas)	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	volumen de producción (toneladas)
Legumbres	Frijol	19073	19067	27840.28	39655	39474	51207.89
Cereales		9846	9838.94	67450.35	39922	39522	156697.07
	Arroz	5064.94	5064	30459.57	-	-	-
	Maíz blanco	4782	4774	36990.78	36623	36223	138863.03
Forrajes		6620	6619	49412.45	66959	66795.50	464925.03
	Sorgo	5899	5899	30699.16	57261	57111	272726.85
Hortalizas		4995.50	4984.50	103213.22	9528	9528	154972.31
Industriales		2836	2836	7272.62			
	Tabaco	2564	2564	6949.19	629	629	1013
Frutales		1908.50	1908.50	37260.12	3534.50	3116.50	45669.90

Fuente: SIAP-SAGARPA.

5.1.7. Síntesis de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago

Los resultados obtenidos bajo las condiciones en que se realizó ésta investigación mostraron una variación media en la composición iónica del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago durante la primavera de 2015. El tipo de agua dominante fue bicarbonatada-sódica, y la distribución hipotética de sales presentó la siguiente secuencia:



La concentración iónica del agua, considerando el valor de la mediana fue la siguiente: Cationes: 6.29 meq L⁻¹; Aniones: 6.12 meq L⁻¹; suma de iones: 12.41 meq L⁻¹; sólidos totales disueltos: 438.75 mg L⁻¹. Se trata de aguas naturales que se mezclan con agua residual de origen diverso (doméstico, agrícola e industrial) con baja concentración iónica y de calidad medianamente aceptable para su uso en la irrigación de la mayoría de cultivos. La concentración de sólidos totales fue de 592 mg L⁻¹, sólidos fijos 368 mg L⁻¹ y residuo orgánico estimado de 168 mg L⁻¹, en estos casos el coeficiente de variación fue medio.

La mediana del pH fue de 7.65 y de la CE fue de 0.643 dS m⁻¹. Respecto de lo anterior, las condiciones del agua fueron de tendencia neutro-alcalina, y la CE baja, estos valores se modificaron a su paso por las principales ciudades con mayor concentración poblacional y con mayor actividad económica agrícola e industrial, tales como Toluca, Salamanca y Guadalajara.

El efecto de dilución se observó cuando el agua de los ríos Lerma y Santiago reciben un volumen importante de corrientes tributarias de baja concentración.

Los objetivos del estudio se cumplieron, la hipótesis general de la investigación, para este caso en particular no puede aceptarse totalmente ya que la concentración iónica presentó una variación media y asimismo, el cumplimiento de los criterios establecidos para la utilización del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago en la irrigación de cultivos agrícolas fue variable, a pesar de ello el uso de este recurso en la irrigación es una práctica extendida en el curso alto, medio y bajo de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

La hipótesis nula de correlación se rechazó, por lo tanto, la concentración iónica influyo en la salinidad, sodicidad y toxicidad del agua, es decir, a mayor concentración iónica se encontró mayor riesgo de salinidad, sodicidad y toxicidad.

La hipótesis nula de regresión también se rechazó, por lo tanto, se observó una relación lineal entre la concentración iónica y la conductividad eléctrica, fuerza iónica y presión osmótica, en este caso, la relación fue de tipo estadística concluyéndose que la conductividad eléctrica, la fuerza iónica y la presión osmótica dependen, fundamentalmente, de la concentración de iones en solución.

La relación de adsorción de sodio, calculada con diferentes fórmulas, presentó diferencia significativa entre cada una de las ecuaciones con las que se calculó la RAS, se encontró que los valores de RAS más bajos se obtuvieron con la ecuación propuesta por el USDA ($Me=2.92$), siguiendo en orden ascendente: $RAS^{\circ} Me=3.53$, $RAS_{aj} Me= 4.73$, $RAS_{or} Me=4.77$ y la RAS_{aj}' 6.69. Esta amplitud de valores de RAS permitió estimar el PSI; se encontró que el PSI depende del valor de RAS y del valor de K_G . Este último valor (K_G) se determina experimentalmente para cada tipo de suelo en particular, sin embargo, el PSI estimado ofrece una aproximación al valor del PSI del suelo irrigado con este tipo de agua, y para suelos arcillosos el PSI estimado fue mayor.

El riesgo de salinización y toxicidad, para el suelo y los cultivos irrigados con el agua de los ríos Lerma y Santiago, aunque presentó una variación media, en todos los casos el riesgo fue de medio a bajo, por lo cual, la restricción de uso fue moderada, al igual que la restricción de uso por el riesgo de reducción de la infiltración del agua en el suelo.

La concentración de B^{3+} , NO_3^- y PO_4^{3-} presentó una variación media-alta, el incremento de estas iones se atribuyó al efecto de concentración por la descarga de agua residual doméstica, industrial y drenaje agrícola, mientras que la disminución de su concentración se atribuyó al efecto de dilución por el aporte de agua de corrientes tributarias de baja concentración iónica, esta variación es longitudinal, y las fuentes de mayor concentración son puntuales encontrándose en Toluca, Salamanca y Guadalajara, aunque también existen fuentes difusas.

Se destacó la superficie dedicada a los cultivos de maíz, sorgo, trigo y frijol, en este sentido, la aplicación del agua a la irrigación de estos cultivos no representa problemas serios de salinidad, sodicidad y toxicidad por la concentración iónica del agua.

Finalmente, es necesario contribuir con información confiable acerca de la composición del agua de los ríos Lerma y Santiago para evaluar los posibles riesgos que representa su aplicación al riego agrícola. Aunque no fue objetivo de esta investigación, el monitoreo de los niveles de concentración iónica permite identificar descargas de agua de origen residual que posiblemente contribuyan con altos niveles de concentración de metales tóxicos como plomo, cadmio, cromo, que por su carácter tóxico y bioacumulativo pueden ocasionar serios problemas de salud pública y ambiental, asimismo, se recomienda evaluar los indicadores microbiológicos para conocer los posibles riesgos de salud pública por el contacto con el agua de origen residual. Lo anterior bajo diferentes enfoques: hidroquímico, toxicológico, microbiológico, agronómico y de salud pública.

5.2. Caracterización hidroquímica y calidad agronómica de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital durante el otoño 2015

5.2.1. Hidroquímica de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital

En este trabajo de investigación se analizó la concentración iónica del agua, que en la mayoría de los casos es utilizada para la irrigación de cultivos agrícolas en Valle del Mezquital. La temperatura del agua tiene variaciones debido a la época de muestreo y la hora del día en que se realiza, sin embargo, el coeficiente de variación fue bajo (7.6%) e indica que la temperatura del agua es similar y varía poco a lo largo de su trayecto, la mediana fue de 21°C.

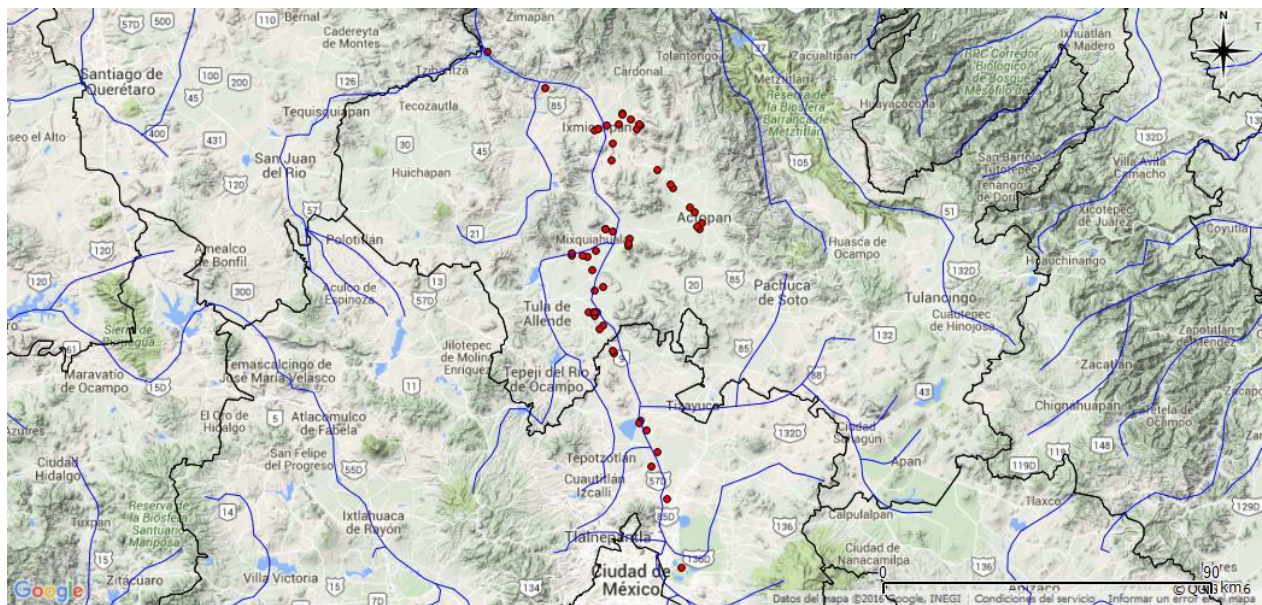


Figura 46. Localización de las estaciones de muestreo en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Con respecto del tipo de agua se encontró que es bicarbonatada-sódica (**Fig. 47**) y por su concentración no se recomienda para riego agrícola debido al riesgo de salinización y sodificación que representa su aplicación.

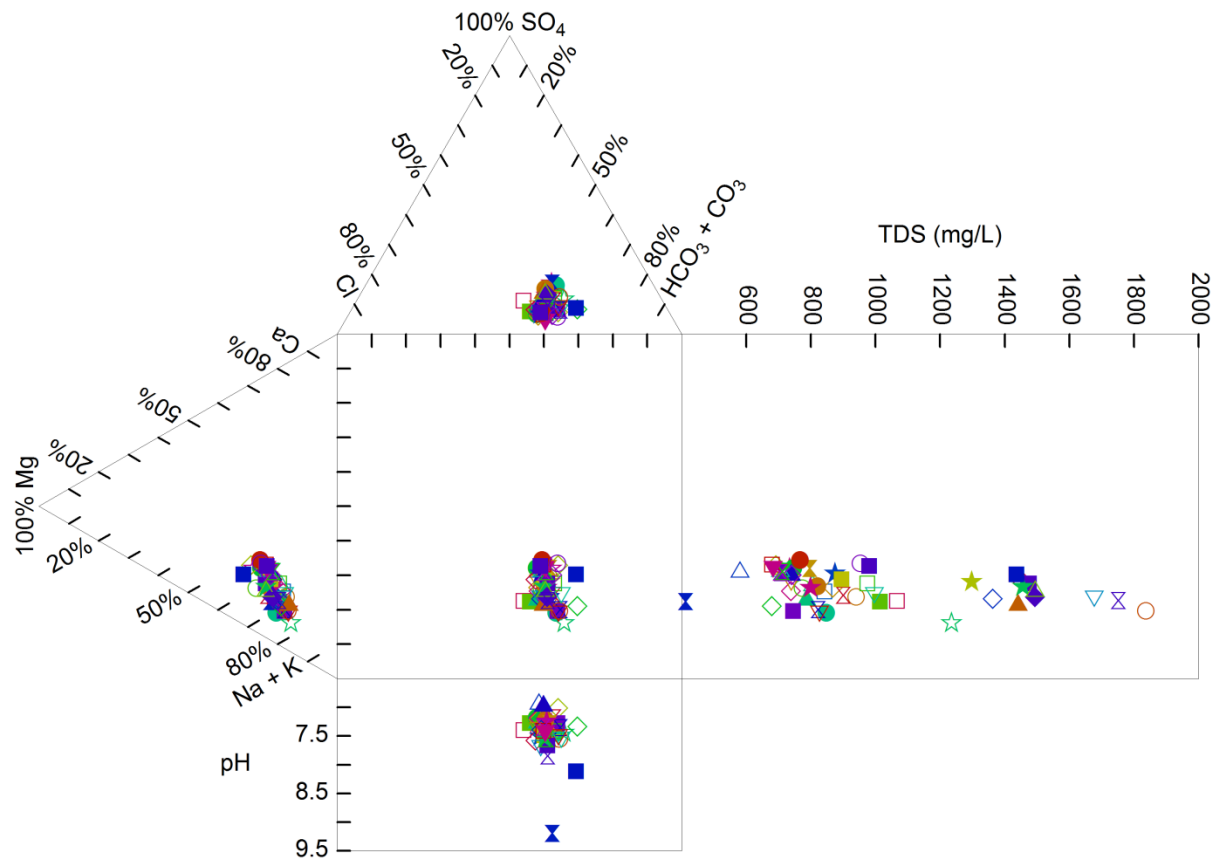


Figura 47. Diagrama de la composición iónica relativa del agua residual en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Con respecto del pH, el valor mínimo fue 6.95 y se encontró en el canal de desagüe Pemex por la vía Atitalaquia-Tula, el máximo fue 9.20 y corresponde a la laguna de Zumpango; el promedio fue de 7.44 y la mediana fue 7.41, estos valores de pH encontrados indican que el agua tuvo una tendencia neutro-alkalina. El coeficiente de variación fue bajo e indica que los valores de pH encontrados no tuvieron una alta variación, los valores extremos en el límite inferior (6.95 y 6.98) corresponden al agua del canal de desagüe que se encuentra cerca de la refinería de Pemex en Tula, y al agua del río Tula cerca de Mixquiahuala; los valores en el límite superior (8.12 y 9.20) corresponden al agua de infiltración que se colecta en pequeñas albercas para uso recreativo, ésta agua de infiltración tuvo un valor de pH ligeramente alcalino y puede atribuirse a la composición de los sedimentos por donde fluye ricos en carbonato cálcico-magnésico; la laguna de Zumpango presentó el valor más elevado de pH (**Fig. 48**) y puede atribuirse a la actividad microbiológica y fotosintética, sin embargo, este cuerpo de agua es un vaso regulador de agua de origen residual proveniente de la Ciudad de México.

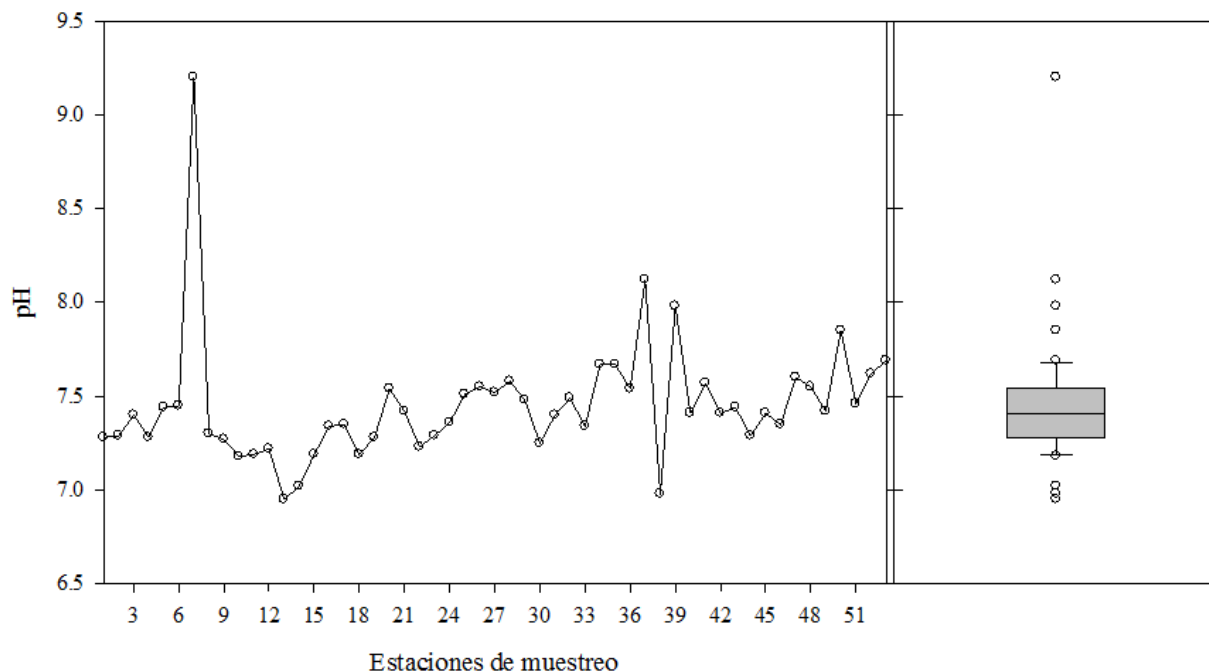


Figura 48. Distribución del pH en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Dado que el pH está regulado por el sistema del ácido carbónico, puede generalizarse que la concentración de CO₂ influye en el pH de los cuerpos de agua, pues la actividad fotosintética de los organismos acuáticos disminuye la concentración de CO₂ e incrementa el pH.

La conductividad eléctrica proporciona una buena estimación de la concentración iónica del agua, los valores encontrados se presentan en el **cuadro 49**, el mínimo fue 0.592 dS m^{-1} , el máximo 2.415 dS m^{-1} , la mediana 1.09 dS m^{-1} , el valor de CE de 0.98 dS m^{-1} se encontró en el cuartil 1 y en el cuartil 3 se encontró una CE de 1.57 dS m^{-1} . El coeficiente de variación fue medio e indica la heterogeneidad en los valores de CE encontrados (**Fig. 49**).

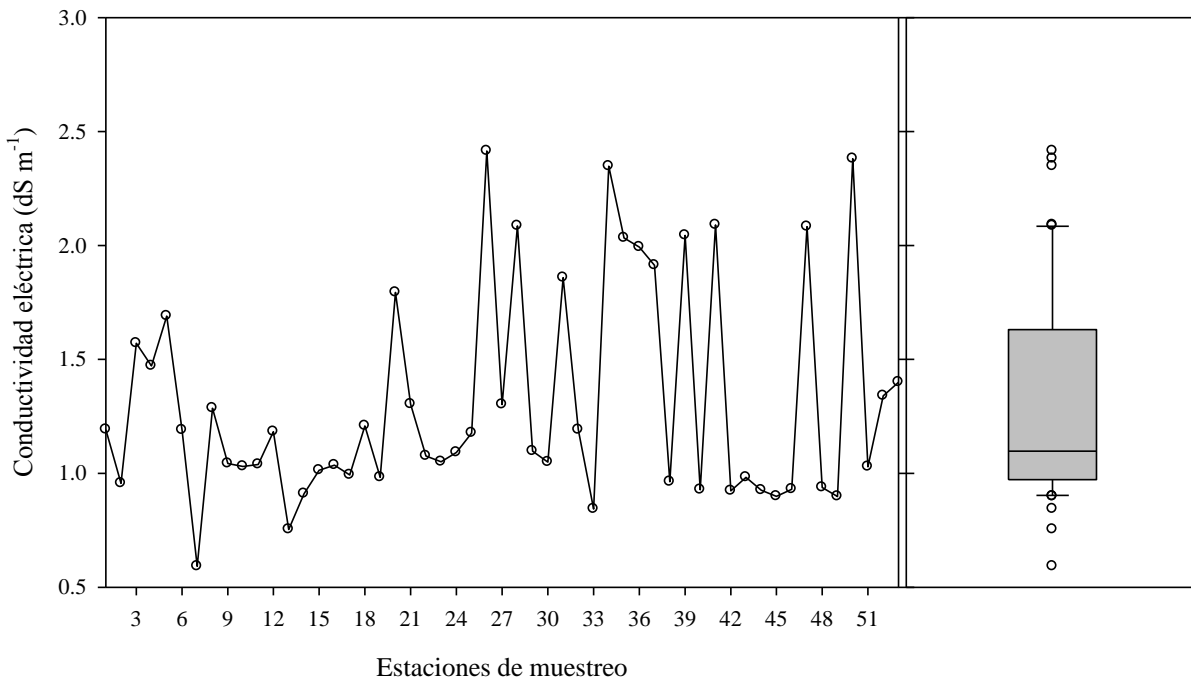


Figura 49. Distribución de la conductividad eléctrica en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Los valores extremos de CE, expresada en dS m^{-1} , en el límite inferior fueron los siguientes: 0.592 , 0.754 , 0.843 , 0.898 , 0.899 , estos corresponden a las muestras 7-Laguna de Zumpango, 13-Pemex, 33-río Tula Tezontepec, 49-río Tula Ixmiquilpan y 45-canal de riego el Tepe la peña. Y los valores extremos de CE, expresada en dS m^{-1} , en el límite superior, y que fueron los más elevados (2.086 , 2.090 , 2.348 , 2.381 , 2.415) corresponden a las siguientes muestras de agua: 28-canal de agua residual Actopan, 41-presa Debodhé, 34-canal Boxaxni, 50-canal mercado Ixmiquilpan y 26-canal Boxtha. 75% de las muestras de agua tuvieron una CE entre 0.592 dS m^{-1} y 1.57 dS m^{-1} . Considerando que los valores extremos de CE fueron los menores de 0.900 dS m^{-1} y mayores de 2.00 dS m^{-1} , 81.13% de las muestras de agua analizadas tuvieron valores de CE distribuidos entre 0.9 dS m^{-1} y 2 dS m^{-1} .

La cuantificación de la salinidad se ha realizado de diversas formas, ésta se inició mediante la evaporación, luego pasó a la titulación tomando como base la proporcionalidad constante, y actualmente se realiza su estimación mediante la conductividad eléctrica cuyo fundamento se basa en la ley de la disociación iónica y la propiedad de orientarse en un campo eléctrico (De la Lanza Espino, 2006).

En este trabajo se utilizaron los tres métodos para la determinación de la salinidad del agua; la evaporación de un volumen conocido de agua proporcionó una medición directa de la concentración total de sales en solución, pero se desconoce el tipo de iones presentes; mediante titulación se calculó la concentración mayoritaria de iones en el agua; considerando que en la solución existen iones y que estos tienen la propiedad de conducir corriente eléctrica, se estimó su concentración total mediante la CE. En este sentido, se complementan los tres métodos aplicados en la cuantificación y estimación de la salinidad dado que existe una estrecha relación positiva entre la CE, STD y suma de iones.

Cuadro 46. Estadísticos descriptivos de la composición iónica del agua en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

		K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv. Est.	Ampl.	CV (%)	Q ₁	Q ₃	95%
T	°C	0.01	19	28	21.67	21	1.64	9	7.61	21	22	24
pH		0.01	6.95	9.20	7.44	7.41	0.32	2.25	4.40	7.28	7.54	7.98
CE	dS m ⁻¹	0.01	0.592	2.415	1.31	1.09	0.47	1.82	35.99	0.98	1.57	2.34
Ca ²⁺		0.01	0.64	3.60	1.97	1.85	0.63	2.96	32.38	1.60	2.40	3.06
Mg ²⁺		0.01	1.29	5.90	2.74	2.45	1.01	4.61	37.03	2.05	3.22	4.75
Na ⁺		0.01	3.29	16.38	7.39	6.36	3.20	13.09	43.27	5.09	9.34	14.54
K ⁺		0.15	0.38	0.97	0.66	0.64	0.15	0.59	23.09	0.53	0.80	0.93
Σ		0.01	5.76	23.56	12.77	10.78	4.58	17.80	35.87	9.51	15.36	22.96
CO ₃ ²⁻	meq L ⁻¹	0.01	0	0.72	0.01	0	0.09	0.72	728	0	0	0
HCO ₃ ⁻		0.01	2.30	13.41	6.97	6.20	2.52	11.11	36.21	5.24	7.73	12.31
Cl ⁻		0.01	1.63	8.26	4.24	3.68	1.53	6.63	36.22	3.20	4.95	7.50
SO ₄ ²⁻		0.01	0.41	2.84	1.20	0.98	0.62	2.43	51.93	0.69	1.57	2.62
Σ		0.01	5.60	22.98	12.43	10.42	4.46	17.38	35.89	9.26	14.94	22.34
Iones		0.01	11.36	46.54	25.21	21.17	9.04	35.18	35.88	18.77	30.30	45.30
STD	mg L ⁻¹	0.01	390	1694	903	774	324	1304	35.87	676	1056	1614

K-S: Prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con $\alpha=0.05$; n=53

La concentración de cationes, considerando el valor de la mediana, presentó la siguiente secuencia: Na⁺ > Mg²⁺ > Ca²⁺ > K⁺, y respecto de los aniones: HCO₃⁻ > Cl⁻ > SO₄²⁻ > CO₃²⁻. Se trata de aguas con predominancia de sodio y bicarbonato, característica principal del agua de origen residual urbano e industrial. La mediana de concentración de iones fue de 21.17 meq L⁻¹ y 774 mg L⁻¹.

En la **figura 50** se ilustra la distribución de cationes y aniones, el área bajo la curva indica la concentración de cada uno de los iones, se observa que predomina el bicarbonato y el sodio. Por lo tanto, la concentración de estos iones en el agua aplicada al riego agrícola puede ocasionar problemas de sodicidad que se manifiestan en la pérdida de permeabilidad y dispersión de las partículas del suelo.

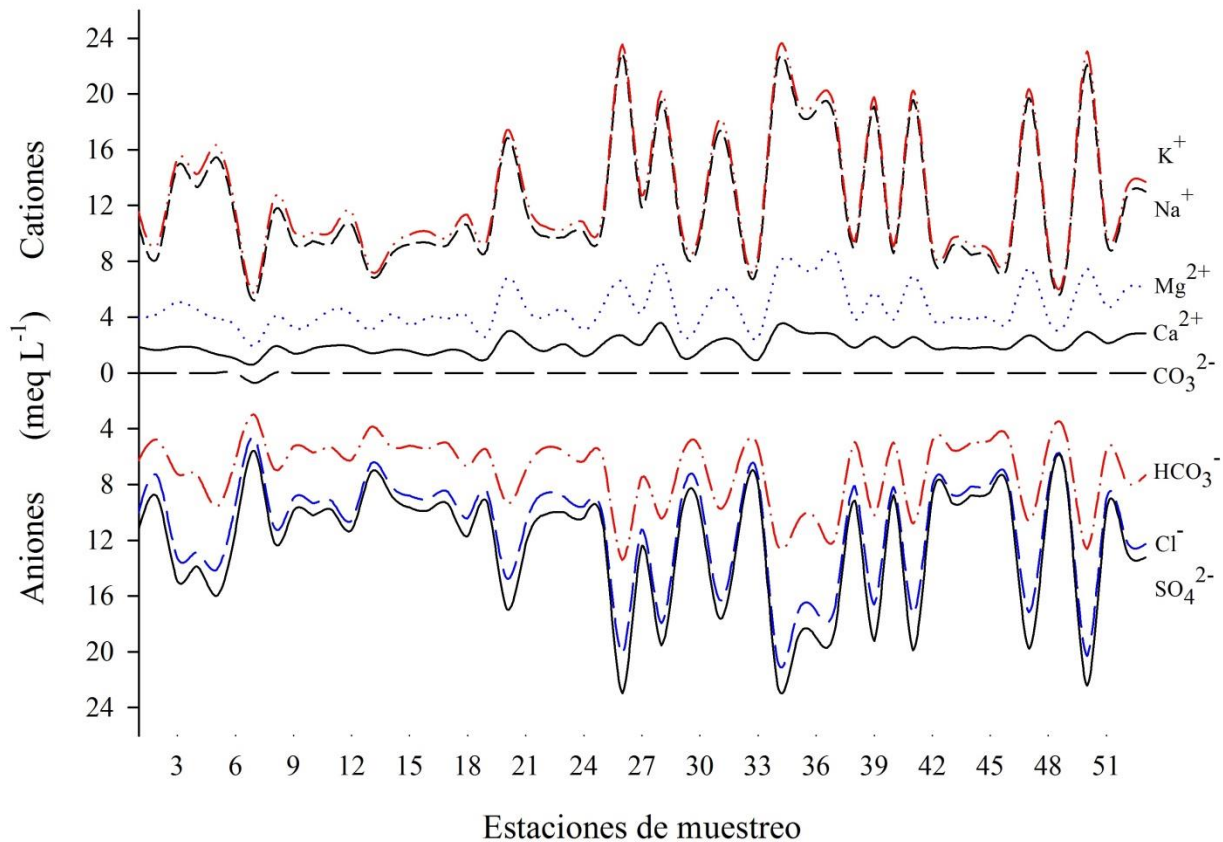


Figura 50. Diagrama de distribución de cationes y aniones en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Para observar la influencia de la concentración iónica en la CE se realizó el análisis de correlación de Spearman, la hipótesis de correlación fue la siguiente: no existe influencia de los iones en la conductividad eléctrica ($H_0: r_{xy}=0$), de acuerdo con los resultados (**Cuadro 47**) se comprobó que los iones, expresados en unidades meq L⁻¹ y mg L⁻¹, influyen en la CE de manera diferenciada.

Cuadro 47. Matriz de correlación de Spearman para las variables medidas en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Iones	STD
CE	1											
Ca ²⁺	0.67	1										
Mg ²⁺	0.80	0.75	1									
Na ⁺	0.95	0.52	0.65	1								
K ⁺	0.59	0.23	0.37	0.53	1							
Σ	0.97	0.68	0.80	0.95	0.58	1						
HCO ₃ ⁻	0.96	0.65	0.77	0.94	0.52	0.96	1					
Cl ⁻	0.93	0.76	0.81	0.86	0.54	0.93	0.89	1				
SO ₄ ²⁻	0.82	0.39	0.63	0.81	0.47	0.81	0.74	0.66	1			
Σ	0.99	0.67	0.80	0.95	0.57	0.99	0.97	0.93	0.82	1		
Iones	0.99	0.67	0.80	0.95	0.57	0.99	0.96	0.93	0.82	0.99	1	
STD	0.99	0.66	0.79	0.95	0.59	0.99	0.97	0.92	0.82	0.99	0.99	1

p-valor: < 0.001, α=0.05; las variables están expresadas en unidades meq L⁻¹ excepto CE dS m⁻¹ y STD mg L⁻¹; n=53

Se puede establecer la siguiente secuencia en orden de mayor a menor influencia por parte de los cationes: Na⁺ > Mg²⁺ > Ca²⁺ > K⁺; y con respecto de los aniones: HCO₃⁻ > Cl⁻ > SO₄²⁻, el CO₃²⁻ no tuvo influencia en la CE porque no se encontró este ión en las muestras de agua (excepto en una con 0.72 meq L⁻¹).

Las correlaciones anteriores que muestran la influencia de los iones en la CE tuvieron valores en el estadístico de prueba menores que el estadístico de comparación, por lo tanto, se rechazó la hipótesis nula (H₀: r_{xy}=0), se encontró que cada ión influyo de manera diferente en la CE, no obstante, se estableció la secuencia de mayor a menor influencia, es decir, los iones que se encontraron con menor concentración son también los iones que tuvieron menor influencia en la CE.

La secuencia de mayor a menor influencia coincidió con la secuencia de mayor a menor concentración iónica. Los iones monovalentes influyeron más en la CE que los iones divalentes, lo anterior puede explicarse debido a que la disociación de iones monovalentes es completa, es decir, que las características fisicoquímicas de cada ión son diferentes.

Para comprobar la relación estadística que existe entre X y Y se realizó el análisis de regresión lineal partiendo de la siguiente hipótesis: H₀: β₁ = 0; H₁: β₁ ≠ 0, para las siguientes relaciones: suma de cationes = β₁ × CE; suma de aniones = β₁ × CE; suma de iones = β₁ × CE; STD = β₁ × CE.

En el **cuadro 48** se muestra el análisis de varianza de la regresión de las variables CE y suma de cationes, se observa que el estadístico de prueba es menor que el estadístico de comparación, por lo tanto, se rechazó H_0 y la suma de cationes (meq L^{-1}) puede estimarse a partir de la CE (dS m^{-1}) mediante la siguiente relación estadística:

$$\text{suma de cationes} = (9.7082 \times \text{CE}) + 0.044 \quad (64)$$

Cuadro 48. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión suma de cationes y conductividad eléctrica.

Variable dependiente Y: suma de cationes (meq L^{-1}), independiente X: CE (dS m^{-1})					
Predictor	Coefficiente	Error estándar	Valor de t	Pr>t	
Constante	0.044	0.037	1.19	0.237	
CE	9.7082	0.026	364.35	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor de F	Pr>F
Regresión	1	1092.45	1092.45	132752	<0.0001
Error	51	0.419	0.0082		
Total	52	1092.87			
$R^2=0.99$; $CV=0.70$; $\alpha=0.05$					

En la **figura 51** se muestra la relación lineal entre las variables CE y suma de cationes. En la suma de cationes se consideraron únicamente cuatro iones: calcio, magnesio, sodio y potasio, de los cuales, el que se encontró con mayor concentración fue el sodio.

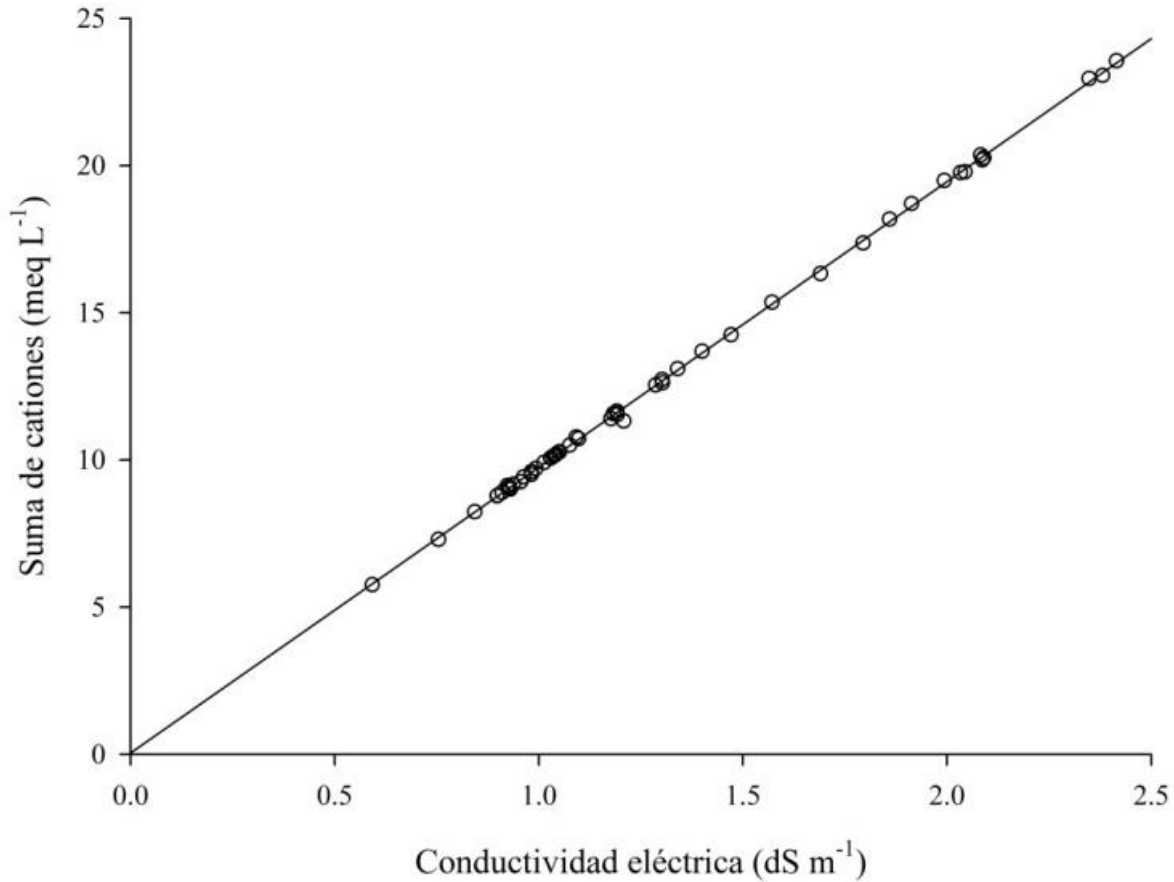


Figura 51. Diagrama de dispersión de la suma de cationes y su relación con la conductividad eléctrica.

El análisis de varianza de la regresión que relaciona las variables conductividad eléctrica y suma de aniones se muestra en el **cuadro 49**, y en la **figura 52** se ilustra la relación lineal mediante el diagrama de dispersión. De acuerdo con la prueba estadística se rechazó la hipótesis nula ($H_0: \hat{\beta}_1 = 0$), por lo cual, puede estimarse la suma de aniones (meq L^{-1}) a partir de la CE (dS m^{-1}) mediante la siguiente ecuación:

$$\text{suma de aniones} = (9.4499 \times \text{CE}) + 0.039 \quad (65)$$

En la concentración de aniones se consideraron únicamente carbonato, bicarbonato, cloruro y sulfato, de los cuales, el de mayor concentración fue el bicarbonato. Las ecuaciones anteriores corresponden a agua bicarbonatada sódica cuya concentración de cationes se encontró entre 5 meq L⁻¹ y 24 meq L⁻¹. La conductividad eléctrica se encontró entre 0.59 dS m⁻¹ y 2.41 dS m⁻¹.

Cuadro 49. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión suma de aniones y conductividad eléctrica.

Variable dependiente Y: suma de aniones (meq L ⁻¹), independiente X: CE (dS m ⁻¹)					
Predictor	Coficiente	Error estándar	Valor de t	Pr>t	
Constante	0.039	0.039	1.00	0.321	
CE	9.4499	0.028	322.12	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor de F	Pr>F
Regresión	1	1035.10	1035.10	110302	<0.0001
Error	51	0.4785	0.0093		
Total	52	1035.57			

R²=0.99; CV=0.77; α=0.05

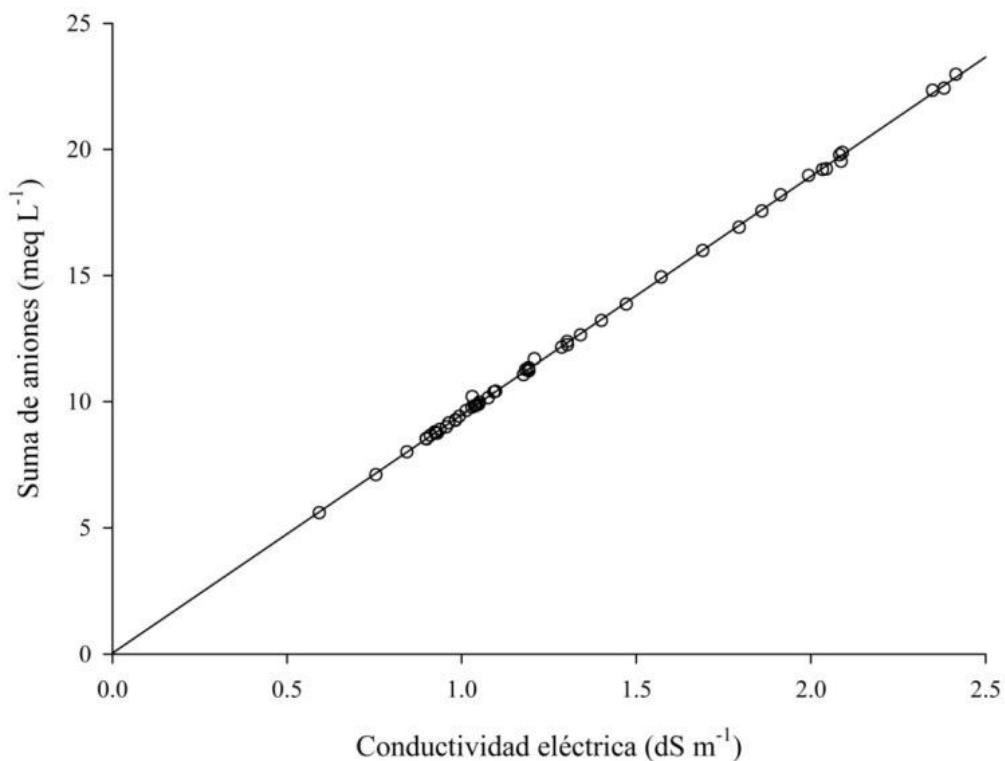


Figura 52. Diagrama de dispersión de la suma de aniones y su relación con la conductividad eléctrica.

La relación entre la conductividad eléctrica y suma de iones expresados en unidades meq L^{-1} , fue positiva con un coeficiente de correlación de 0.99, en la **figura 53** se muestra la relación lineal entre estas variables, y en el **cuadro 50** se muestra el análisis de varianza de la regresión lineal. Debido a que el estadístico de prueba fue menor que el estadístico de comparación, se rechazó la hipótesis nula, por lo tanto, existe una relación lineal entre las variables CE (dS m^{-1}) y suma de iones (meq L^{-1}) explicada por la siguiente ecuación:

$$\text{suma de iones}_{\text{meq L}^{-1}} = (19.1582 \times \text{CE}) + 0.084 \quad (66)$$

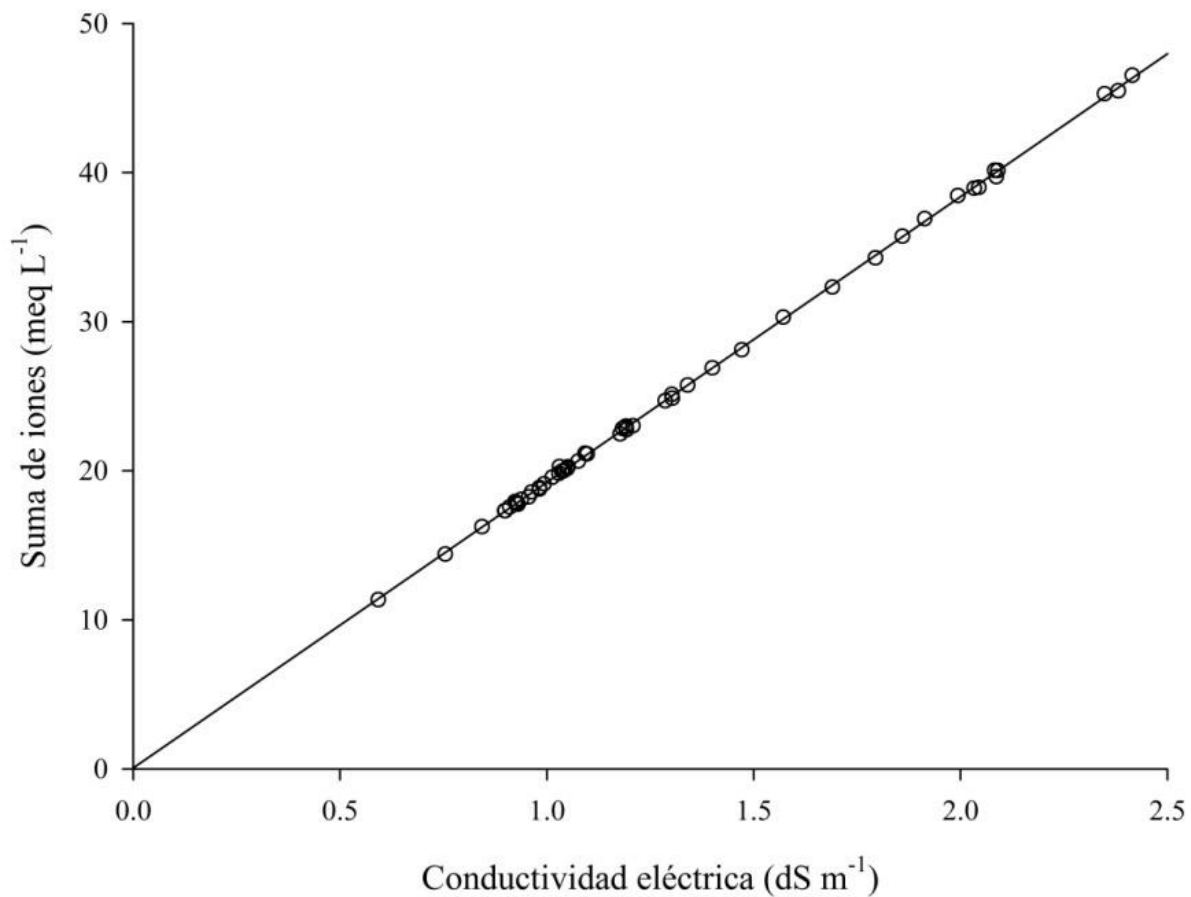


Figura 53. Diagrama de dispersión de la suma de iones y su relación con la conductividad eléctrica.

Cuadro 50. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión suma de iones y conductividad eléctrica.

Variable dependiente Y: suma de iones (meq L ⁻¹), independiente X: CE (dS m ⁻¹)					
Predictor	Coefficiente	Error estándar	Valor de t	Pr>t	
Constante	0.084	0.057	1.47	0.1469	
CE	19.1582	0.040	467.77	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor de F	Pr>F
Regresión	1	4254.33	4254.33	218809	<0.0001
Error	51	0.9916	0.0194		
Total	52	4255.33			
R ² =0.99; CV=0.55; α=0.05					

La suma de iones expresada en unidades mg L⁻¹ (STD) está relacionada con la CE (**Fig. 54**), dicha relación se explica con el modelo de regresión lineal (**Cuadro 51**), de manera que la concentración total de sales solubles expresadas en unidades mg L⁻¹ puede estimarse a partir de la CE (dS m⁻¹) mediante la ecuación siguiente:

$$\text{STD} = (685.7288 \times \text{CE}) + 3.7769 \quad (67)$$

López-García *et al.* (2016) en esta misma área de estudio, pero con un diferente tamaño de muestra y en diferente periodo de estudio, encontraron la siguiente ecuación de regresión:

$$\text{STD} = (698 \times \text{CE}), \text{ con un coeficiente de determinación (R}^2\text{) de 0.9969.}$$

Se muestran a continuación algunas ecuaciones de regresión propuestas por diferentes autores para la estimación de la suma de cationes, aniones y suma de iones. Richards *et al.* (1954) propusieron las siguientes ecuaciones para estimar la suma de cationes y suma de iones:

$$\text{suma de cationes}_{\text{meq L}^{-1}} = \text{CE}_{\text{dS m}^{-1}} \times 10 ; \text{ suma de iones}_{\text{mg L}^{-1}} = \text{CE}_{\text{dS m}^{-1}} \times 640$$

Pizarro (1985) propuso la siguiente ecuación para estimar la suma de cationes:

$$\text{suma de cationes}_{\text{meq L}^{-1}} = \text{CE}_{\text{dS m}^{-1}} \times 12$$

Rhoades *et al.* (1992) indicaron que para una CE mayor de 5 dS m⁻¹, la concentración de iones puede estimarse mediante la ecuación: suma de iones $\text{mg L}^{-1} = \text{CE}_{\text{dS m}^{-1}} \times 800$

Las diferencias encontradas en este trabajo se atribuyeron, principalmente, al tipo de agua y a la diferente concentración iónica.

Cuadro 51. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión sólidos totales disueltos y conductividad eléctrica.

Variable dependiente Y: STD (mg L ⁻¹), independiente X: CE (dS m ⁻¹)					
Predictor	Coefficiente	Error estándar	Valor de t	Pr>t	
Constante	3.7769	5.614	0.67	0.5042	
CE	685.7288	4.032	170.07	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor de F	Pr>F
Regresión	1	5450352.82	5450352.82	28922.2	<0.0001
Error	51	9610.89	188.449		
Total	52	5459963.72			

R²=0.99; CV=1.51; α=0.05

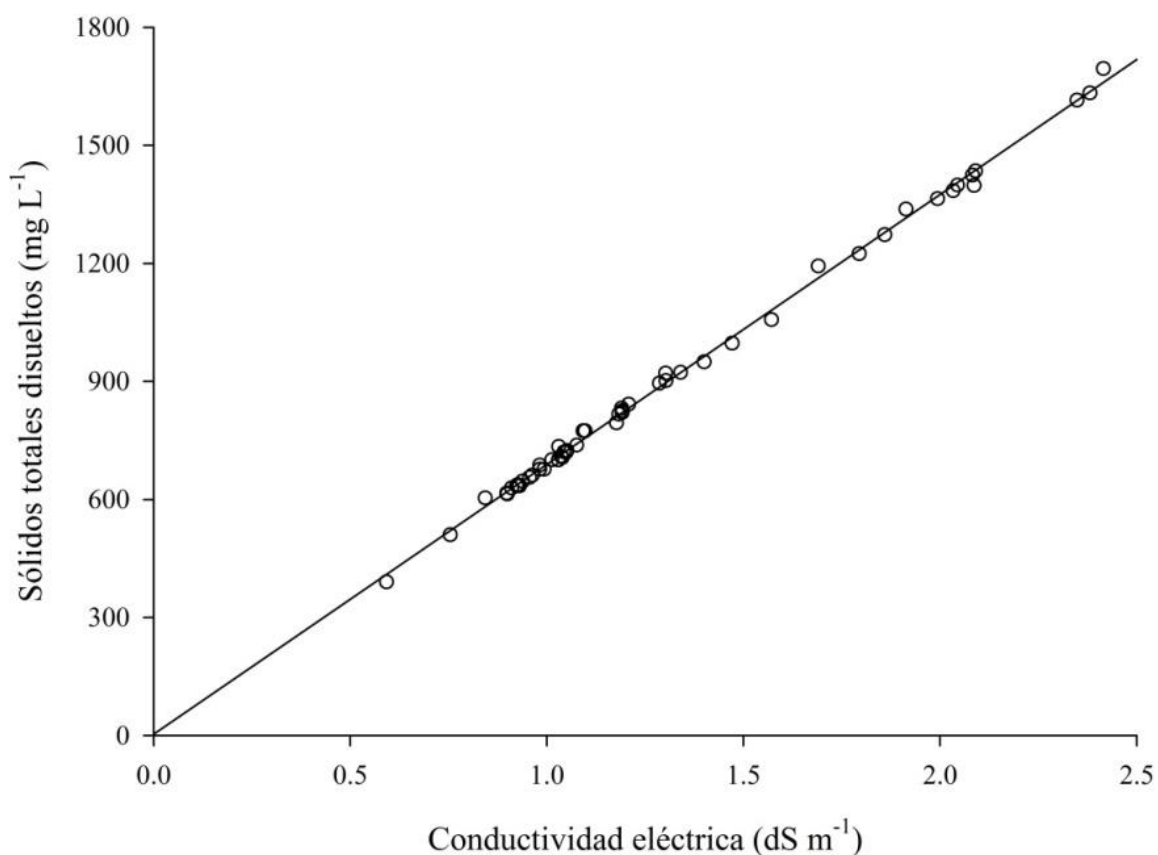


Figura 54. Diagrama de dispersión de la concentración de sólidos totales disueltos y su relación con la conductividad eléctrica.

La concentración de sólidos totales, sólidos fijos y residuo orgánico se muestra en el **cuadro 52**; la distribución de estos es asimétrica, la mediana de sólidos totales fue 772 mg L⁻¹, la mediana de sólidos fijos fue 596 mg L⁻¹ y la mediana del residuo orgánico (RO) estimado fue 168 mg L⁻¹. La estimación del residuo orgánico es igual a la diferencia entre sólidos totales y sólidos fijos, la mediana de RO fue 168 mg L⁻¹. La diferencia entre los valores máximo y mínimo es igual al valor de la amplitud de los datos y se observó que la variación es media e indica que estos datos son muy heterogéneos.

Cuadro 52. Estadísticos descriptivos de las variables sólidos totales, sólidos fijos y residuo orgánico estimado en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

	K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv.Est.	Amplitud	CV (%)	Q ₁	Q ₃	95%
ST	0.01	432	1524	837.96	772	285.08	1092	34.02	624	928	1380
SF	0.01	296	1436	659.69	596	254.76	1140	38.61	472	704	1080
RO	0.01	88	324	178.26	168	46.28	236	25.96	148	200	260

n=53; K-S: prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov; $\alpha=0.05$

Se considera que la determinación de sólidos totales es una forma de medición de la salinidad total del agua, sin embargo, se desconoce el tipo y la concentración de iones; en este caso, se encontró que el agua es bicarbonatada-sódica y la mediana de sólidos totales (772 mg L⁻¹) es similar a la mediana de la suma de iones (774 mg L⁻¹).

La proporción de sólidos totales con respecto de la suma de iones fue de 0.93, ello indica que aunque los valores son muy cercanos entre sí, la determinación de sólidos totales mediante la evaporación de un volumen conocido de agua fue poco menor que la medición y posterior suma de cada uno de los iones.

Se estimó la conductividad eléctrica a partir de la concentración iónica expresada en unidades meq L⁻¹ y mg L⁻¹ mediante los criterios propuestos por APHA (1995).

En el **cuadro 53** se observan los valores de CE medidos y estimados. En la **figura 55** se muestra la distribución de la CE mediante diagramas de caja, y no se observa diferencia entre la CE medida y estimada.

Cuadro 53. Estadísticos descriptivos de la conductividad eléctrica medida y estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015

	K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv.Est.	Ampl.	CV(%)	Q ₁	Q ₃	95%
CE ₁	0.01	0.592	2.415	1.31	1.09	0.47	1.82	35.99	0.98	1.57	2.34
CE ₂	0.01	0.648	2.471	1.35	1.12	0.48	1.82	35.56	1.00	1.65	2.43
CE ₃	0.01	0.648	2.472	1.35	1.12	0.48	1.82	35.56	1.00	1.65	2.43

K-S: Prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con $\alpha=0.05$; $n=53$; CE₁: CE medida; CE₂: CE estimada con meq L⁻¹; CE₃: CE estimada con mg L⁻¹. Unidades de CE (dS m⁻¹).

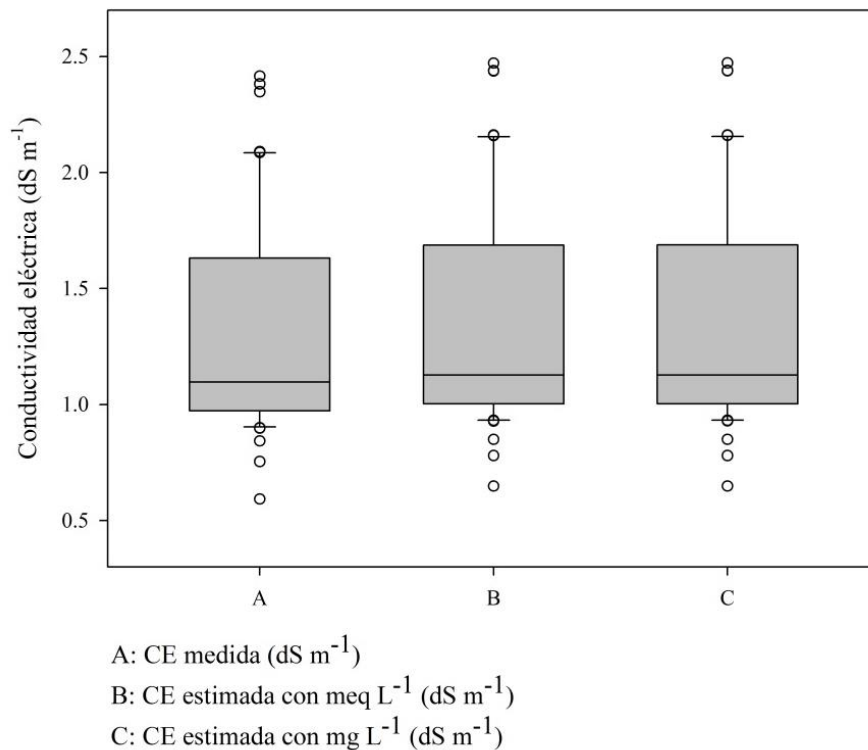


Figura 55. Diagramas de caja de la conductividad eléctrica medida y estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Dado que no se observa, en los diagramas, diferencia entre la CE medida y estimada, se realizó el análisis de varianza para la variable CE clasificada por grupo (A, B, C) para comprobar la siguiente hipótesis: $H_0: Me_A = Me_B = Me_C$; de acuerdo con los resultados del ANOVA (**Cuadro 54**), el estadístico de prueba es mayor que el estadístico de comparación, por lo tanto, no se rechaza H_0 , ello implica que no existe diferencia estadística significativa entre las medianas de CE y se distribuyen de manera similar, así lo demuestra la prueba de la mediana y la prueba de Kruskal-Wallis.

Tanto la CE medida como la CE estimada son similares, lo anterior se debe a que la CE medida corresponde a la disociación de iones en la solución, mientras que la CE estimada se calculó a partir de la concentración de iones medidos. De esta manera, debido a que no hubo diferencia entre la medición y la estimación de CE, puede decirse que los iones que se encuentran en disolución corresponden a los iones medidos que se reportan en este trabajo de investigación, excepto por un error máximo permisible de 2% donde se pueden encontrar algunos elementos potencialmente tóxicos disueltos en el agua.

Cuadro 54. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis para la conductividad eléctrica.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F-valor	Pr>F
Entre grupos	2	0.070	0.035	0.154	0.857
Dentro de grupos	156	35.791	0.229		
Prueba de la mediana para muestras independientes: p-valor = 0.9753					
Prueba de Kruskal-Wallis: p-valor = 0.5753; $\alpha=0.05$					

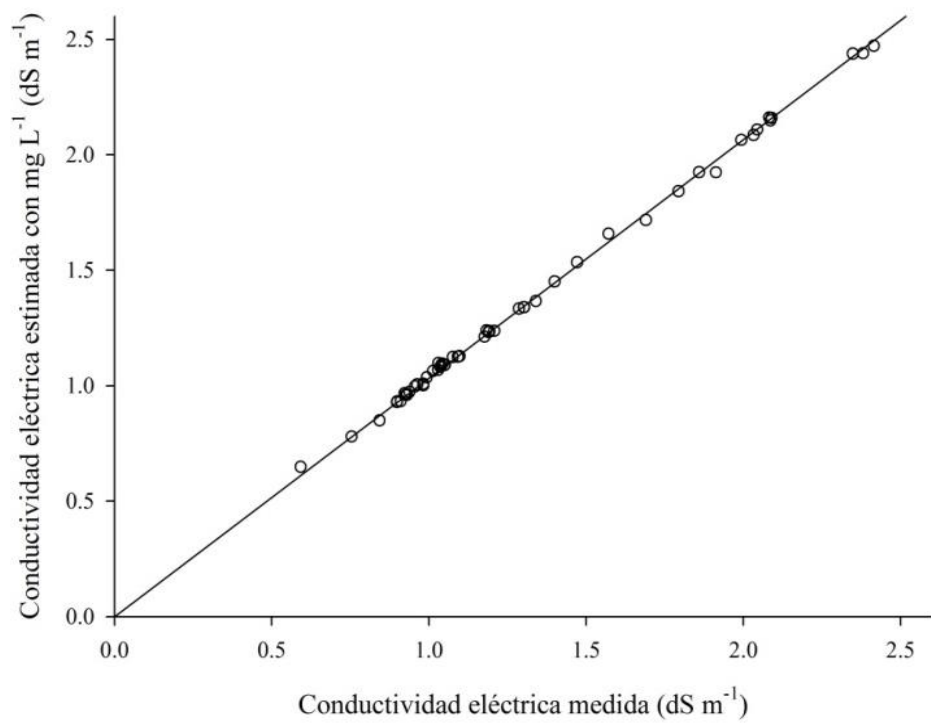
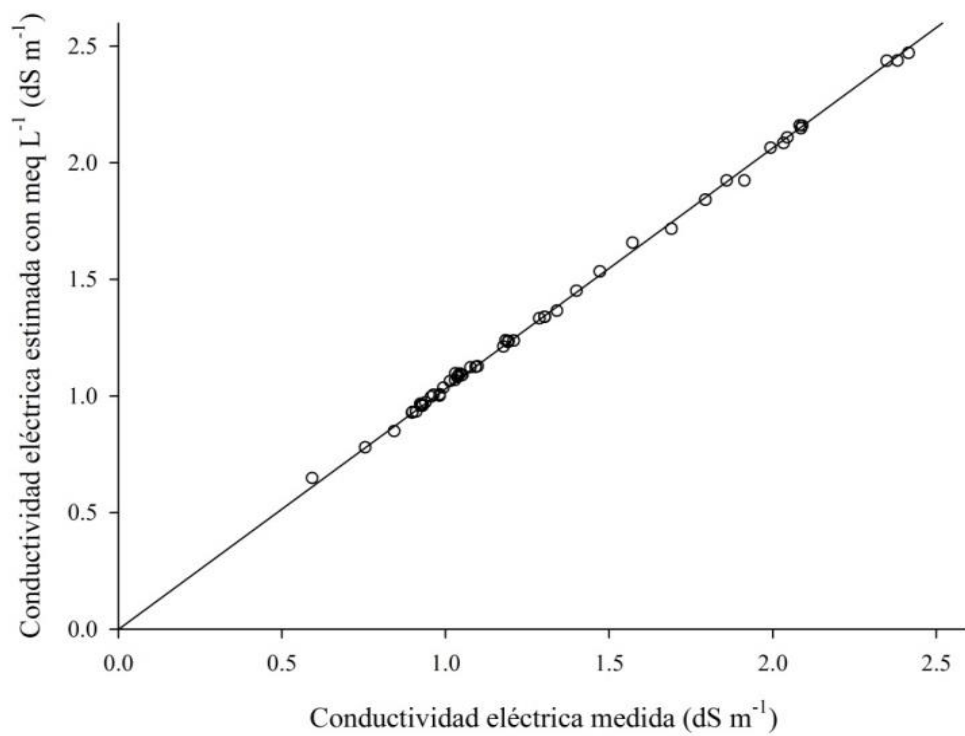


Figura 56. Diagramas de dispersión de conductividad eléctrica estimada y su relación con la conductividad eléctrica medida.

La proporción de la CE medida con respecto de la CE estimada fue de 0.97, esto quiere decir que la CE medida fue un poco menor que la CE estimada, estos errores pueden atribuirse al manejo de las soluciones y al manejo de los aparatos de medición.

La fuerza iónica del agua del sistema hidrográfico en Valle del Mezquital se estimó con diferentes fórmulas propuestas por diversos autores: Bower, 1965; Ponnampereuma, 1966; Griffin, 1973; Leffelaar, 1983; Pasricha, 1987; APHA, 1995. En el **cuadro 55** se muestran los estadísticos descriptivos de esta variable.

Cuadro 55. Estadísticos descriptivos de la fuerza iónica en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

	K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv.Est	Amplitud	CV
I experimental	0.01	0.00748	0.02797	0.01557	0.01312	0.0054	0.0204	35.23
I (Bower, 1965)	0.01	0.00830	0.03229	0.01775	0.01506	0.0061	0.0239	34.79
I (Ponnampereuma, 1966)	0.01	0.00947	0.03864	0.02098	0.01755	0.0075	0.0291	35.99
I (Griffin, 1973)	0.01	0.00752	0.03067	0.01665	0.01393	0.0060	0.0231	35.99
I (Leffelaar, 1983)	0.01	0.00852	0.03478	0.01888	0.01580	0.0068	0.0262	35.99
I (Pasricha, 1987)	0.01	0.00687	0.02801	0.01521	0.01273	0.0054	0.0211	35.99
I (APHA, 1995)	0.01	0.00977	0.04237	0.02257	0.01937	0.0081	0.0326	35.87

n=53; K-S: prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov; $\alpha=0.05$

Los datos no siguen una distribución normal, su distribución es sesgada hacia la izquierda, el coeficiente de asimetría fue 0.98 e indica que los datos se concentran hacia el lado izquierdo de la media, el coeficiente de curtosis tuvo valores entre -0.14 y -0.30 e indican que la curva es platicúrtica (más plana que la normal). La importancia de considerar la distribución de los datos es porque las pruebas en estadística paramétrica requieren que los datos se distribuyan normalmente, es decir que su distribución sea simétrica. La distribución normal de los datos considera que aproximadamente 68% de los valores se encuentra entre la media y una desviación estándar ($68\% = \bar{x} \pm s$); de la misma manera 95% de los valores se encontrará a dos desviaciones estándar respecto de la media ($95\% = \bar{x} \pm 2s$).

Por esta razón, en este trabajo se considera el análisis estadístico mediante pruebas no paramétricas porque los datos no cumplen el supuesto de normalidad. En la **figura 57** se muestra la distribución de los datos ilustrada en diagramas de caja.

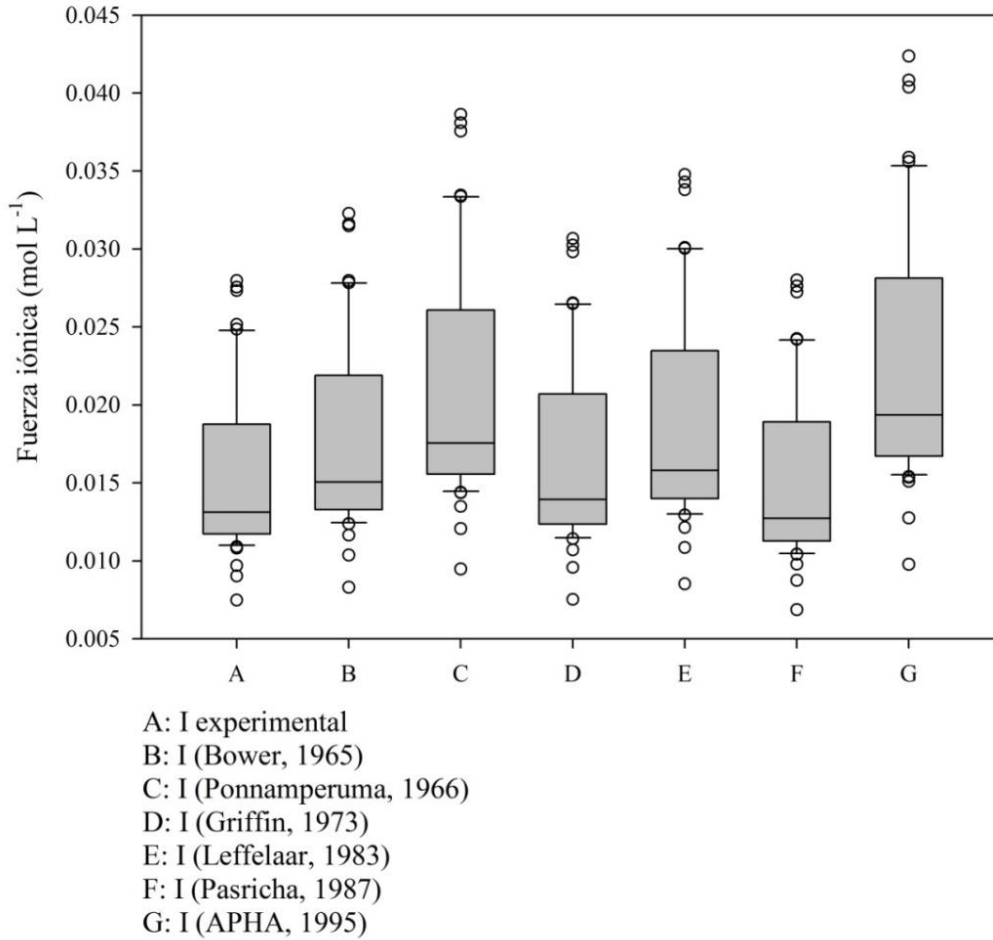


Figura 57. Diagrama de caja de la fuerza iónica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Se observa que los datos están más dispersos en la parte superior de la mediana, asimismo, el valor de la mediana de fuerza iónica es diferente para cada estimación. Para comprobar si existe o no diferencia estadística significativa entre la fuerza iónica, se realizó la prueba de la mediana. La hipótesis nula fue la siguiente: la mediana de la fuerza iónica es similar entre grupos:

$$H_0: Me_A = Me_B = Me_C = Me_D = Me_E = Me_F = Me_G$$

El **cuadro 56** muestra el análisis de varianza, la prueba de la mediana y la prueba de Kruskal-Wallis. El estadístico de prueba es menor que el estadístico de comparación ($p\text{-valor } 0.0001 < \alpha < 0.05$), por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula.

Cuadro 56. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis de la fuerza iónica en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F-valor	Pr>F
Entre grupos	6	0.002427	0.000405	9.3424	<0.0001
Dentro de grupos	364	0.015762	0.000043		

Prueba de la mediana para muestras independientes: p-valor = 0.0001

Prueba de Kruskal-Wallis: p-valor = 0.0001; $\alpha=0.05$

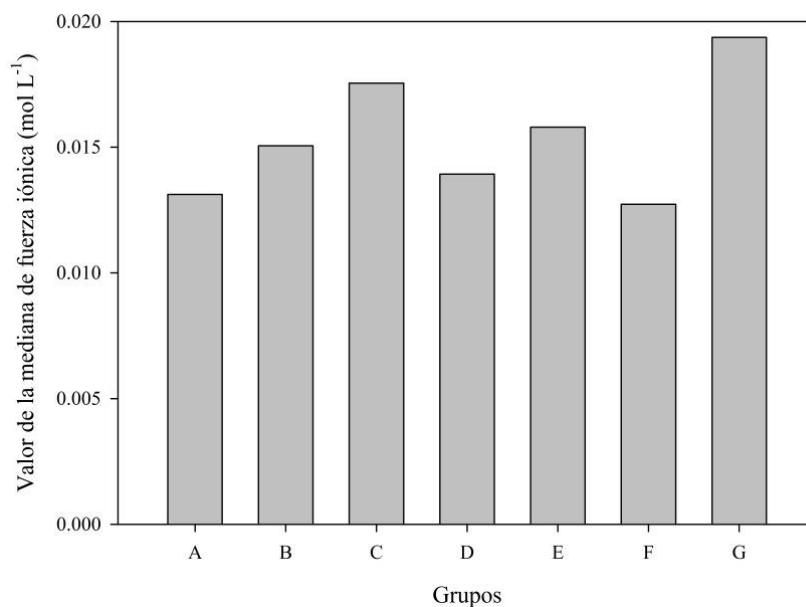


Figura 58. Comparación de medianas de fuerza iónica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Se observa que la fuerza iónica calculada con las ecuaciones propuestas por Ponnamparuma (1966) y APHA (1995) son notoriamente diferentes (C y G) de la fuerza iónica calculada con la ecuación original (A); A y F son similares, es decir, estimar la fuerza iónica con la fórmula original y con la ecuación propuesta por Pasricha (1987) no difieren significativamente, al igual que con la ecuación propuestas por Griffin (1973). En su trabajo de investigación, López-García *et al.* (2016) encontraron que la fuerza iónica puede estimarse a partir de la CE mediante la siguiente ecuación: $I = 0.0116 \times CE$.

Dado que existe relación estadística entre las variables CE y fuerza iónica de acuerdo con el coeficiente de correlación de Spearman ($Rho=0.9879$, nivel de significancia < 0.0001 ; $\alpha=0.05$), en la **figura 59** se muestra el diagrama de dispersión de estas variables y en el **cuadro 57** se muestra el análisis de varianza de la regresión lineal. El modelo de regresión fue el siguiente: $\hat{y} = \hat{\beta}_1x + \hat{\beta}_0$; la hipótesis nula : $H_0: \hat{\beta}_1 = 0$. Dado que el estadístico de prueba fue menor que el estadístico de comparación se rechazó la hipótesis nula, por lo cual, la regresión es válida para explicar la fuerza iónica a partir de la conductividad eléctrica. La ecuación de regresión en este caso fue:

$$\hat{I} = (0.01159 \times CE) + 0.00036 \quad (68)$$

El coeficiente de determinación fue muy alto ($R^2=0.99$) y el coeficiente de variación del modelo fue muy bajo ($CV=2.33$), por lo tanto, el modelo de regresión lineal es confiable para estimar la fuerza iónica a partir de la conductividad eléctrica en este conjunto de datos.

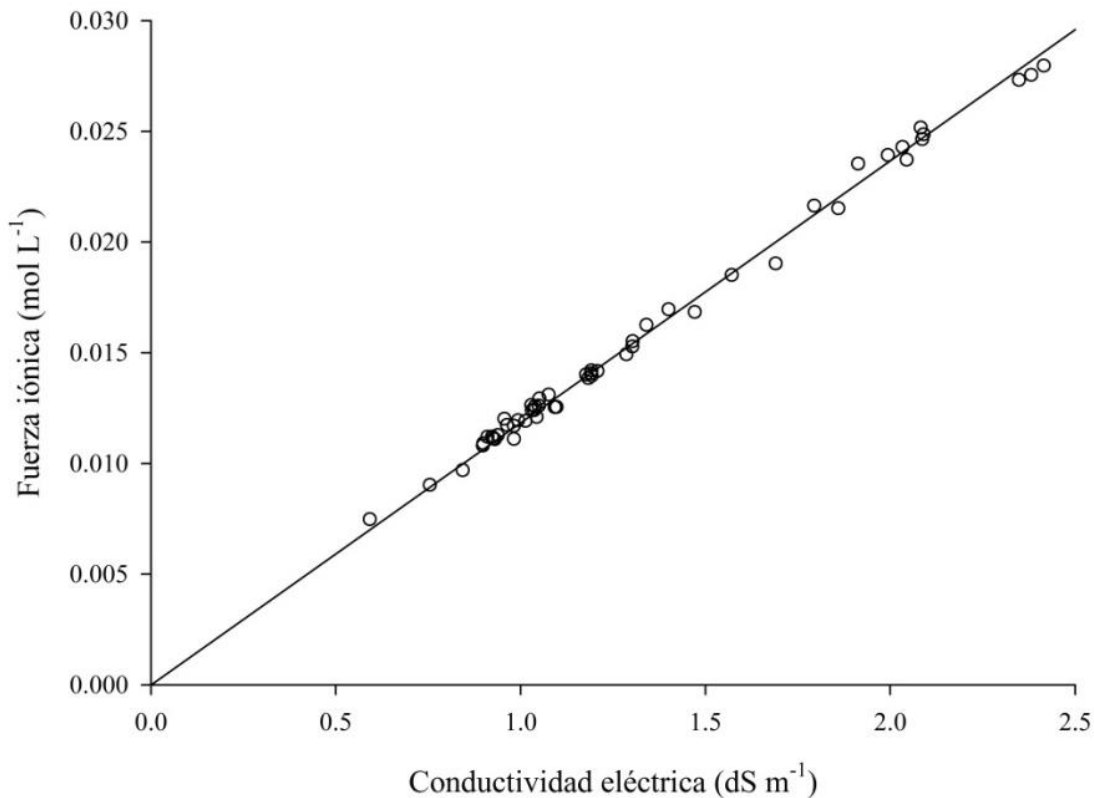


Figura 59. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica y su relación con la conductividad eléctrica.

Cuadro 57. Análisis de varianza de la regresión lineal de fuerza iónica y conductividad eléctrica.

Variable dependiente Y: I (mol L ⁻¹), independiente X: CE (dS m ⁻¹)					
Predictor	Coefficiente	Error estándar	Valor de t	Pr>t	
Constante	0.00036	0.00014	2.44	0.0180	
CE	0.01159	0.00010	108.65	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor de F	Pr>F
Regresión	1	0.001558	0.001558	11804.6	<0.0001
Error	51	0.000006	0.0000001		
Total	52	0.001565			

R²=0.99; CV=2.33; α=0.05

En la **figura 60** se muestra el diagrama de dispersión de la CE y la fuerza iónica estimada con las diversas ecuaciones. La distancia entre líneas representa la diferencia entre cada valor de estimación de la fuerza iónica utilizando diferentes ecuaciones propuestas por diferentes autores.

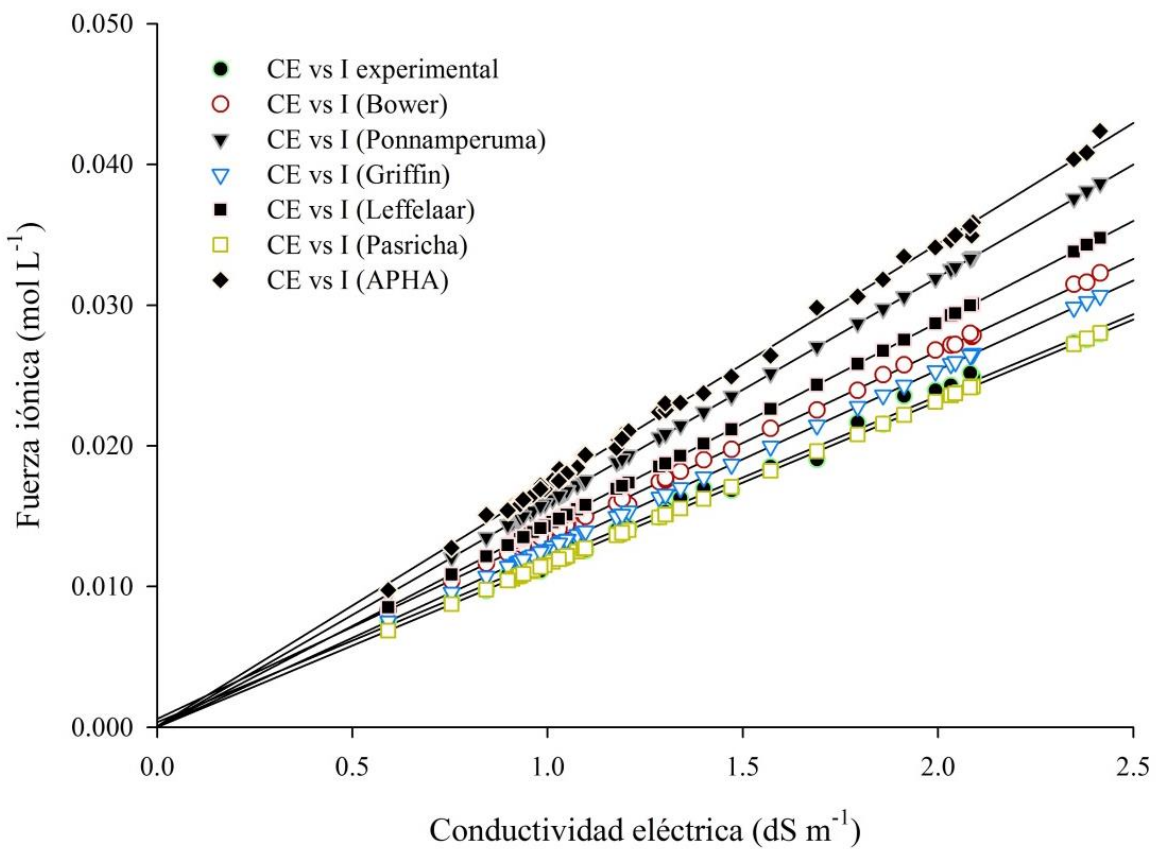


Figura 60. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica estimada y su relación con la conductividad eléctrica.

A continuación se presenta el análisis de los valores de la presión osmótica (**Cuadro 58**) estimados mediante tres ecuaciones:

$$PO_1 = M \cdot R \cdot T$$

$$PO_2 = 0.4193 \times \frac{\text{mg L}^{-1}}{685.7288}$$

$$PO_3 = CE \times 0.360$$

La presión osmótica se expresó inicialmente en unidades de atm. mediante la resolución del siguiente sistema:

$$PO_1 = \frac{\text{mol}}{\text{L}} \times \frac{\text{L} \cdot \text{atm}}{\text{mol} \cdot \text{K}} \times \text{K} = \text{atm} \quad (69)$$

Una vez realizadas las estimaciones de presión osmótica se procedió a convertir las unidades de atmósferas a megapascales con las siguientes relaciones equivalentes debido a que el Pa. es la unidad del sistema internacional de unidades para expresar la presión:

$$1 \text{ atm} = 1.01325 \times 10^5 \text{ Pa} ; 1 \text{ Mpa} = 1000000 \text{ Pa.}$$

Cuanto mayor sea la concentración iónica de la solución la presión osmótica será mayor, los valores de presión osmótica dependen del número de moles, mayor presión osmótica significa un mayor esfuerzo por parte de las plantas para absorber el agua, ocurre lo contrario cuando las plantas se desarrollan en un medio de soluciones diluidas.

La fuerza por unidad de superficie que hace pasar al agua a través de una membrana semipermeable de la solución más diluida (baja en solutos) a la más concentrada (alta en solutos) se conoce como presión osmótica. La ósmosis y la presión osmótica son conceptos relacionados con la difusión y concentración de las soluciones.

En los cultivos, la raíz absorbe agua y nutrientes disueltos, de manera que el sistema radicular es permeable al agua y a los minerales que son transportados por el xilema, se trata de membranas selectivamente permeables en respuesta a gradientes de concentración (Audesirk & Byers, 2013).

Cuadro 58. Estadísticos descriptivos de la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

	K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv.Est	Amplitud	CV
PO ₁	0.01	0.02370	0.10372	0.05515	0.04762	0.020	0.080	36.41
PO ₂	0.01	0.02420	0.10501	0.05595	0.04800	0.020	0.080	35.87
PO ₃	0.01	0.02159	0.08809	0.04784	0.04002	0.017	0.066	35.99

n=53; K-S: prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov; $\alpha=0.05$

Se observa que los datos tienen una distribución sesgada hacia la izquierda (coeficiente de asimetría = 0.98), es decir, los datos se concentran hacia el lado izquierdo de la media; los valores de la mediana en orden de mayor a menor siguen la siguiente secuencia: PO₂>PO₁>PO₃.

Para comprobar si existe diferencia estadística significativa entre la mediana de la PO se realizó el análisis de varianza; el estadístico de prueba del análisis de varianza fue: p-valor 0.0591, el estadístico de prueba de Kruskal-Wallis fue: p-valor 0.0044, y el estadístico de prueba del análisis de un factor de la mediana fue: p-valor 0.0885.

El estadístico de prueba es un poco mayor que el estadístico de comparación $\alpha=0.05$, ello sugiere que no puede rechazarse la hipótesis nula ($H_0: Me_{PO1} = Me_{PO2} = Me_{PO3}$), existe incertidumbre acerca de rechazar o no la hipótesis nula; dado que p-valor se encuentra muy cercano al valor de α puede cometerse el error tipo I (no rechazar la hipótesis nula cuando esta es falsa). Para resolver este conflicto se incrementó el estadístico de comparación ($\alpha=0.10$) y disminuyó, por lo tanto, el nivel de confianza (90%), con este nivel de confianza se rechazó la hipótesis nula en favor de la hipótesis alternativa ($p: 0.0591 < \alpha: 0.10$).

Cuadro 59. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis para la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F-valor	Pr>F
Entre grupos	2	0.002118	0.001059	2.8809	0.0591
Dentro de grupos	156	0.057356	0.000368		

Prueba de la mediana para muestras independientes: p-valor = 0.0885
Prueba de Kruskal-Wallis: p-valor = 0.0044; $\alpha=0.10$

En la **figura 61** puede observarse que PO_1 es similar a PO_2 , pero ambas determinaciones son diferentes de PO_3 , lo anterior puede explicarse debido a que PO_1 y PO_2 fueron estimadas con los datos obtenidos de la concentración iónica y PO_3 se estimó con una ecuación ajena a los datos propios.

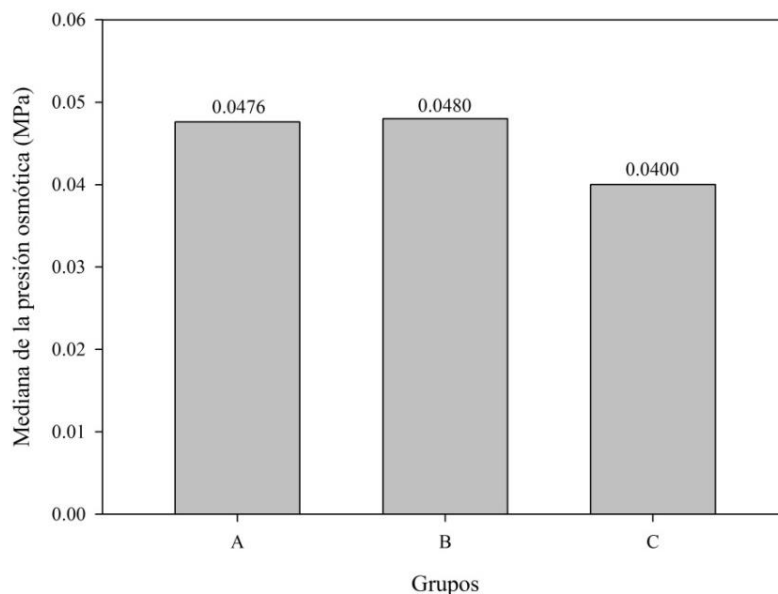


Figura 61. Diagrama de comparación de medianas de la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Para corroborar que la estimación de la presión osmótica es diferente según la ecuación utilizada se calculó la proporción de PO_3/PO_1 , PO_3/PO_2 y PO_2/PO_1 . Se encontró que la proporción varía según la ecuación de estimación de la siguiente manera:

$$\frac{PO_3}{PO_1} = 0.87 ; \frac{PO_3}{PO_2} = 0.86 ; \frac{PO_2}{PO_1} = 1.01$$

Las proporciones anteriores corroboran que la presión osmótica calculada con la ecuación propuesta por Richards *et al.* (1954), fue menor que la presión osmótica calculada con los datos obtenidos en este trabajo, asimismo, la presión osmótica calculada con las ecuaciones obtenidas directamente de la concentración iónica son similares. Dado que la conductividad eléctrica y la presión osmótica dependen de la concentración iónica de la solución, se realizó la prueba de correlación de Spearman mediante la siguiente hipótesis: ($H_0: \rho = 0$); se encontró que el valor de ρ fue de 0.99284 con p -valor < 0.0001 , por lo tanto se rechazó H_0 , es decir, existe relación lineal entre la CE y la PO. Para comprobar la relación entre estas variables se realizó el análisis de varianza de la regresión lineal bajo la hipótesis siguiente: $H_0: \hat{\beta}_1 = 0$.

Se encontró que el estadístico de prueba fue menor que el estadístico de comparación, por ello se rechazó H_0 , el coeficiente de determinación R^2 fue de 0.9978 y el CV fue 1.71, razón por la cual, puede estimarse la presión osmótica (MPa) a partir de la conductividad eléctrica (dS m^{-1}) para valores entre 0.5 dS m^{-1} y 2.5 dS m^{-1} mediante la siguiente ecuación de regresión:

$$PO = (0.04249 \times CE) - 0.00058 \quad (70)$$

En el **cuadro 60** se muestra el análisis de varianza de la regresión lineal de las variables CE y PO, y en la **figura 62** se ilustra la relación lineal de estas variables mediante el diagrama de dispersión.

Cuadro 60. Análisis de varianza de la regresión lineal de presión osmótica y conductividad eléctrica.

Variable dependiente Y: PO (MPa), independiente X: CE (dS m^{-1})					
Predictor	Coefficiente	Error estándar	Valor de t	Pr>t	
Constante	-0.00058	0.00038	-1.50	0.1395	
CE	0.04249	0.00027	152.69	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor de F	Pr>F
Regresión	1	0.02092	0.02092	23314.4	<0.0001
Error	51	0.00004	0.0000009		
Total	52	0.02097			
$R^2=0.9978$; $CV=1.71$; $\alpha=0.05$					

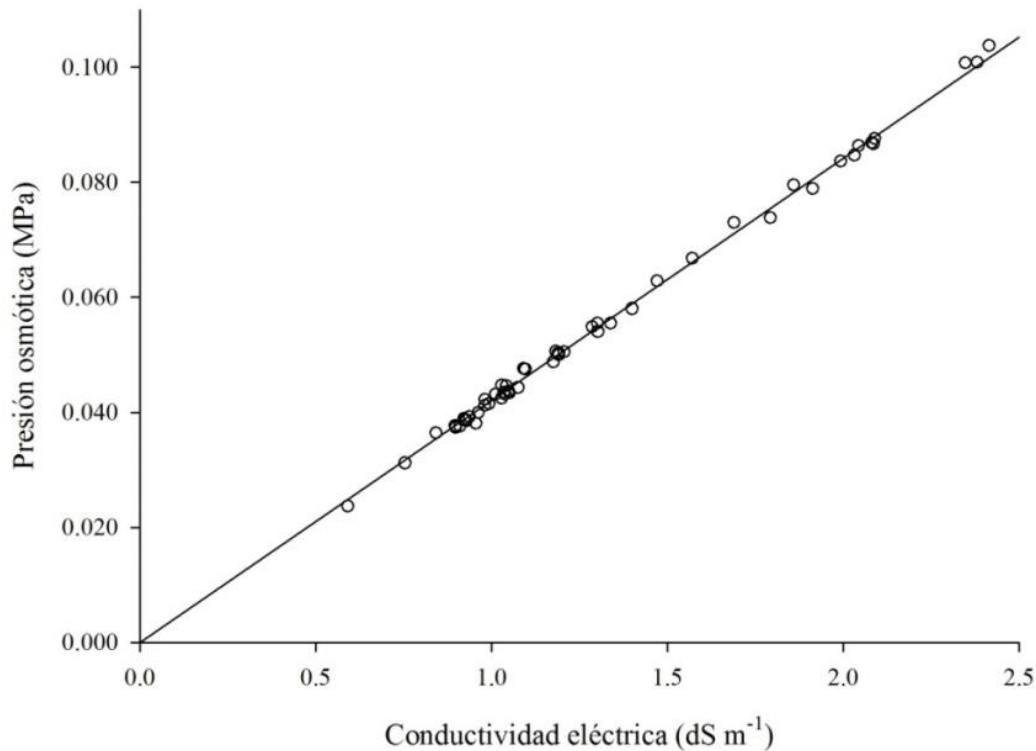
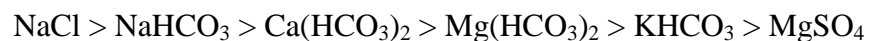


Figura 62. Diagrama de dispersión de la presión osmótica y su relación con la conductividad eléctrica.

A partir de la concentración iónica se estimó la concentración de sales que pueden formarse en esta solución considerando el grado de solubilidad de las mismas.

En el **cuadro 61** se muestran los estadísticos descriptivos de la concentración hipotética de sales; considerando el valor de la mediana se puede establecer la siguiente secuencia de mayor a menor concentración:



Se estimó que predominan las sales de sodio NaCl y NaHCO₃ así como las sales de bicarbonato; las sales sódicas (NaCl, NaHCO₃) representan 55%, y las sales bicarbonatadas [Ca(HCO₃)₂, Mg(HCO₃)₂, KHCO₃] representan 36%, las sales de sulfato representan 7%; de manera que el agua de origen residual generada en la Ciudad de México que irriga los cultivos en Valle del Mezquital, considerando que la mayor concentración corresponde a sales de sodio y bicarbonato, esta agua aplicada al riego agrícola representa riesgo de sodicidad para el suelo.

Cuadro 61. Estadísticos descriptivos de la concentración hipotética de sales en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv.Est.	Amplitud	CV
NaCl	95.260	482.731	247.24	215.06	90.39	387.47	36.56
Na ₂ CO ₃	-	76.31	-	-	-	-	-
NaHCO ₃	78.965	810.647	262.80	210.01	156.08	731.68	59.38
KHCO ₃	38.045	97.114	67.09	64.07	15.70	59.06	23.40
Ca(HCO ₃) ₂	51.876	291.801	159.84	149.95	51.76	239.92	32.38
Mg(HCO ₃) ₂	13.171	279.517	89.06	84.14	47.57	266.34	53.41
MgSO ₄	24.676	170.928	71.31	57.17	38.02	146.25	53.31

La siguiente figura muestra un diagrama de la distribución hipotética de las sales expresadas en unidades g L^{-1} , $\left[\frac{\text{mg L}^{-1}}{1000} = \text{g L}^{-1}\right]$; el área bajo la línea (**Fig. 63**) representa la concentración de cada una de las sales, la mayor área corresponde a las sales siguientes: NaCl y NaHCO₃.

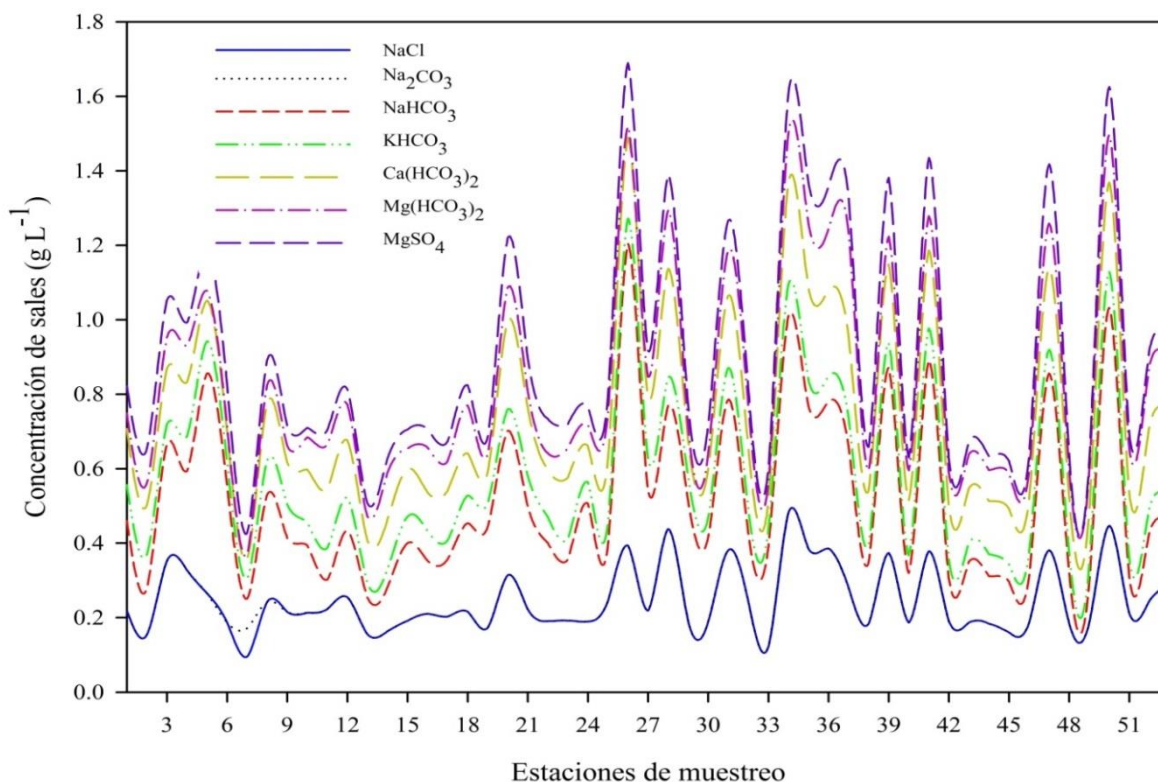


Figura 63. Diagrama de la distribución hipotética de sales en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

5.2.2. Calidad del agua para riego agrícola

Para evaluar los indicadores de salinidad y sodicidad se consideraron los criterios de conductividad eléctrica (CE), salinidad efectiva (SE), salinidad potencial (SP), relación de adsorción de sodio (RAS), carbonato de sodio residual (CSR), estimación del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) e índice de saturación de carbonato de calcio (IS_L). De acuerdo con Richards *et al.* (1954) y Ayers & Westcot (1987) cuando el agua tiene una CE menor de 0.700 dS m^{-1} no tiene restricción de uso, mientras que con una CE entre 0.700 dS m^{-1} y 3.00 dS m^{-1} la restricción es ligera. En el **cuadro 62** se presenta la distribución de frecuencias para la clasificación del agua de riego con base en la CE, SE y SP.

Los valores conjuntos de CE-RAS indican el riesgo de salinización y sodificación del suelo por la aplicación del agua al riego agrícola, en este trabajo se encontró que conforme aumenta la CE aumenta el valor de RAS.

Es necesario indicar que aunque estas variables (CE, RAS) tiene un coeficiente de correlación alto, no existe una relación causal entre estas variables, es decir, la CE no causa el incremento de la RAS; el incremento de la CE está relacionado con la alta concentración iónica, y el incremento del valor de RAS está relacionado con la dominancia del sodio sobre el calcio.

En este sentido, el agua puede tener una CE alta y una RAS baja, la CE alta será explicada por la elevada concentración de iones en solución, mientras que la RAS baja será explicada por la dominancia de calcio sobre sodio. La correlación no significa causalidad (Montgomery & Runger 2015). La interpretación del diagrama de Richards está relacionada con el riesgo de salinidad y sodicidad, de manera que, cuanto mayor sea la concentración iónica, expresada como CE, será menor el riesgo de sodicidad por la menor dispersión de los coloides del suelo, contrario a esto, el agua de riego de muy baja concentración iónica presenta problemas de infiltración en el suelo y un mayor riesgo de sodicidad por una mayor dispersión del suelo (Ayers & Westcot 1987).

La salinidad efectiva, salinidad potencial y conductividad eléctrica, en 51%, 5.7% y 2% de los casos, respectivamente, no representan riesgo de salinidad por su aplicación al riego agrícola, no obstante tienen un coeficiente de variación medio, ello indica la heterogeneidad de valores respecto de la salinidad que presenta el agua del sistema hidrográfico en Valle del Mezquital.

Cuadro 62. Distribución de frecuencias de conductividad eléctrica, salinidad efectiva y salinidad potencial en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

	Valor	Criterio	Frecuencia	Porcentaje
CE (dS m ⁻¹)	< 0.7	Sin restricción de uso	1	1.9
	[0.7 , 3.0]	Restricción de uso ligera	52	98.1
SE (meq L ⁻¹)	< 7	Buena	27	50.9
	[7 , 15]	Condicionada	23	43.4
	> 15	No recomendada	3	5.7
SP (mmol L ⁻¹)	< 3	Buena	3	5.7
	[3 , 15]	Condicionada	50	94.3

Desde una perspectiva agronómica es fundamental que el agua a considerar para su evaluación sea utilizada en la irrigación de cultivos agrícolas, aunque el agua residual originada en la Ciudad de México no se utiliza directamente en la irrigación, el flujo de esta agua se vierte en el sistema hidrográfico Valle del Mezquital, de donde se deriva hacia diversos canales de riego, en este sentido, el agua residual influye en la composición de aquella que se deriva para el riego agrícola desde la Ciudad de México hacia el Valle del Mezquital y durante su trayecto modifica su concentración química, no obstante se observó que esta agua perteneciente al sistema hidrográfico Cd. de México-Valle del Mezquital mantiene su composición bicarbonatada-sódica y presenta variación en su concentración (**Cuadro 63**).

Cuadro 63. Promedio de la composición iónica del agua de origen residual en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital.

Periodo	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
		dS m ⁻¹	meq L ⁻¹						
Primavera 1998 ^A	7.66	1.90	6.00	1.50	10.93	1.06	10.28	6.14	3.40
Otoño 1998 ^A	7.32	1.80	2.65	3.46	10.05	1.26	10.67	5.46	2.07
Primavera 1999 ^A	7.34	1.54	3.52	4.87	6.72	0.44	10.14	3.89	1.88
Otoño 1999 ^A	7.69	1.92	3.90	3.19	13.24	1.29	10.73	4.59	6.11
Verano 2005 ^B	7.28	1.58	2.52	3.15	8.89	0.69	9.05	5.36	1.10
Primavera 2006 ^B	7.33	1.56	2.74	2.82	8.87	0.74	9.75	4.55	1.18
Otoño 2007 ^C	7.70	1.48	2.60	2.60	8.60	0.70	6.80	4.10	3.30
Verano 2013 ^D	7.70	1.42	2.15	2.49	7.80	0.81	7.69	4.28	1.14
Verano 2013 ^E	7.91	1.42	2.04	3.20	7.97	0.65	7.08	4.82	1.44
Otoño 2015 ^F	7.49	1.30	1.88	2.68	7.36	0.78	6.92	4.45	0.98
Otoño 2015 ^G	7.44	1.31	1.97	2.74	7.39	0.66	6.97	4.24	1.20
Primavera 2016 ^G	7.87	1.66	2.16	3.59	9.64	0.78	8.09	5.40	2.19

^AVelázquez-Machuca, 2001; ^BMendoza-Saldivar, 2009; ^CCastro-Luna, 2011; ^DLópez-García, 2015; ^EValdés-Alegría, 2015; ^FPallares-González, 2016; ^GElaboración propia de esta investigación.

Los estadísticos descriptivos de las variables CE, SE, SP, RAS, CSR y pH_c se muestran en el **cuadro 64**. Los valores de CE indican que el agua tuvo restricción de uso en 98% de las muestras de agua por el riesgo de salinidad que representa su aplicación para algunos cultivos; el criterio de SE mostró que 50.9% de las muestras de agua son buenas para riego y 43.4% tienen alguna restricción de uso mientras que la evaluación de la salinidad mediante el criterio de SP indicó que 94.3% de las muestras de agua son condicionadas para riego agrícola.

La diferencia entre estos criterios de evaluación radica en las diferentes condiciones que se expresan en cada una de las estimaciones de la salinidad:

La conductividad eléctrica considera la salinidad debida a la concentración total de iones que se encuentran en el agua de riego.

La salinidad efectiva considera la precipitación de Ca y Mg como especies carbonatadas (Ca-Mg CO₃) quedando en solución las sales de sodio, principalmente bicarbonato, cloruro y sulfato de sodio, no obstante, la evaluación de la posible precipitación de especies carbonatadas se obtiene mediante el índice de saturación de carbonato de calcio propuesto por Langelier en 1936.

El criterio de salinidad potencial considera que a muy bajo nivel de humedad del suelo las sales de menor solubilidad precipitan y quedan en solución únicamente las más solubles, como cloruro, de manera que el criterio de SP evalúa el riesgo de salinidad clorhídrica.

En este trabajo se encontró que predominan las sales de sodio (NaCl y NaHCO₃), estas tienen una solubilidad alta y sus efectos en los cultivos se manifiestan con mayor intensidad en época de secas y cuando el riego es deficiente.

Cuadro 64. Estadísticos descriptivos de las variables de salinidad y sodicidad en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Variables	Mín.	Máx.	Promedio	Mediana	Desv.Est.	Amplitud	CV
CE (dS m ⁻¹)	0.592	2.415	1.31	1.09	0.47	1.82	35.99
SE (meq L ⁻¹)	3.83	17.00	8.06	7.00	3.26	13.17	40.48
SP (mmol L ⁻¹)	2.10	9.14	4.84	4.13	1.77	7.04	36.64
RAS _{or} (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	4.52	14.15	7.43	6.66	2.52	9.62	33.93
RAS _{USDA} (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	2.81	9.04	4.76	4.48	1.49	6.22	31.41
RAS _{aj} (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	7.52	36.62	16.23	13.74	7.02	29.10	43.23
RAS _{aj1} (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	4.33	23.41	10.41	9.10	4.31	19.07	41.42
RAS ^o (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	3.46	11.51	6.03	5.65	1.87	8.05	31.09
CSR (meq L ⁻¹)	0.58	6.85	2.27	2.03	1.34	6.27	59.27
pH _c	6.74	8.10	7.26	7.33	0.26	1.35	3.69

Para evaluar el riesgo de sodicidad se emplearon cinco fórmulas de relación de adsorción de sodio con diferentes enfoques conceptuales, y el índice de carbonato de sodio residual.

La estimación de la relación de adsorción de sodio bajo el enfoque de Gapón no considera al ión Mg²⁺, y su enfoque conceptual se basa en la ley de acción de masas, esta ley establece que para una reacción reversible en equilibrio y a una temperatura constante, una relación determinada de concentraciones de reactivos y productos tiene un valor constante K que es la constante de equilibrio.



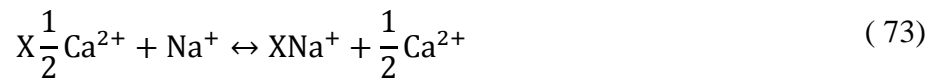
$$\frac{[C]^c [D]^d}{[A]^a [B]^b} = K \quad (72)$$

La ecuación anterior es la expresión matemática de la ley de acción de masas propuesta por Guldberg & Waage en 1967 (Guerasimov *et al.*, 1971).

La constante de equilibrio se define mediante un cociente, cuyo numerador se obtiene multiplicando las concentraciones de equilibrio de los productos cada una de las cuales está elevada a una potencia igual a su coeficiente estequiométrico en la ecuación balanceada. El denominador se obtiene aplicando el mismo principio para las concentraciones de equilibrio de los reactivos.

La magnitud de la constante de equilibrio indica si una reacción en equilibrio es favorable a los productos o a los reactivos. Si el valor de la constante de equilibrio es mayor que 1 el equilibrio se desplazará hacia la derecha favoreciendo a los productos, y si el valor de la constante de equilibrio es menor que 1 el equilibrio se desplazará hacia la izquierda favoreciendo a los reactivos.

De los conceptos anteriores se deriva la ecuación de relación de adsorción de sodio:



$$\frac{XNa^+ \cdot [Ca^{2+}]^{\frac{1}{2}}}{X\frac{1}{2}Ca^{2+} \cdot [Na^+]} = K \quad (74)$$

$$XNa^+ \cdot [Ca^{2+}]^{\frac{1}{2}} = K \cdot X\frac{1}{2}Ca^{2+} \cdot [Na^+]$$

$$\frac{XNa^+}{X\frac{1}{2}Ca^{2+}} = K \cdot \frac{[Na^+]}{[Ca^{2+}]^{\frac{1}{2}}} \quad (75)$$

$$RAS = \frac{[Na^+]}{\sqrt{[Ca^{2+}]}} \quad (76)$$

$$\frac{XNa^+}{X\frac{1}{2}Ca^{2+}} = K \times RAS \quad (77)$$

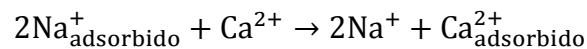
La relación de adsorción de sodio evaluada mediante el enfoque de Gapón tuvo un coeficiente de variación de 33.93%, ello indica la heterogeneidad de valores de RAS que se encontraron entre 4.52 y 14.15. La media fue 7.43 y la mediana fue 6.66, estos valores de RAS indican que el sodio predominó sobre el calcio, por lo tanto, puede existir el riesgo de sodicidad para el suelo debido a la aplicación de esta agua al riego agrícola, en caso de que se favorezca la reacción $XNa^+ + \frac{1}{2}Ca^{2+}$ en la reacción de equilibrio, de manera que el sodio pueda desplazar al calcio y ocupar los sitios de intercambio en la micela coloidal provocando la manifestación de suelos sódicos; este proceso de sodificación será más intenso en suelos arcillosos y de menor intensidad en suelos arenosos.

La relación de adsorción de sodio propuesta por el USDA considera al ión magnesio:

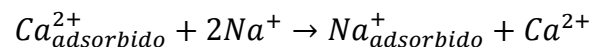
$$RAS = \frac{[Na^+]}{\sqrt{[Ca^{2+} + Mg^{2+}]}} \quad (78)$$

Pero las características químicas de estos iones difieren y por lo tanto tienen un comportamiento diferente; los compuestos de magnesio son más solubles que los de calcio y tienden a permanecer más tiempo en la solución del suelo, los compuestos de calcio pueden precipitar en el suelo si alcanzan el límite de solubilidad. En esta fórmula de RAS_{USDA} al sumar la concentración de calcio y magnesio la RAS disminuye y con ello disminuye el riesgo de sodificación debido al aporte de Ca^{2+} y Mg^{2+} en el agua de riego. Los valores de RAS_{USDA} se encontraron entre 2.81 y 9.04, el promedio fue 4.76 y la mediana fue 4.48. El coeficiente de variación fue de 31.4% e indica que los valores de RAS_{USDA} del agua de riego son heterogéneos e igualmente se estima riesgo de sodicidad para el suelo por la aplicación de este tipo de agua en la irrigación de cultivos.

Incrementando el contenido de calcio en el agua de riego se reemplazará el sodio adsorbido y la cantidad de sodio en solución incrementará (Kovda, 1973):



De manera similar si el contenido de sodio en el agua de riego es elevado reemplazará al calcio adsorbido y ocupará los sitios de intercambio del suelo dando origen a los suelos sódicos:



El enfoque para estimar la relación de adsorción de sodio propuesto por Bower (1968) considera el valor de pH_c (Langelier, 1937):

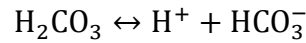
$$IS = pH - pH_c \quad (79)$$

$$pH_c = (pK'_2 - pK'_s) + pCa + pAlk \quad (80)$$

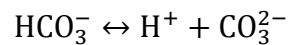
$pK'_2 = pK_2 - \frac{2\sqrt{I}}{1+1.4\sqrt{I}}$: corresponde a la segunda constante de disociación del ácido carbónico corregida por fuerza iónica.

$pK'_s = pK_s - \frac{4\sqrt{I}}{1+3.9\sqrt{I}}$: es la constante del producto de solubilidad de la calcita corregida por fuerza iónica.

Para la disociación del ácido carbónico se han determinado las siguientes constantes de equilibrio:

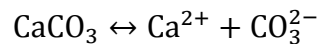


$$K_1 = \frac{[\text{H}^+][\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]} = 4.54 \times 10^{-7}$$



$$K_2 = \frac{[\text{H}^+][\text{CO}_3^{2-}]}{[\text{HCO}_3^-]} = 5.61 \times 10^{-11}$$

La constante del producto de solubilidad de la calcita es la siguiente:



$$K_s = [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}] = 4.8 \times 10^{-9}$$

Los valores de K en todos los casos son adimensionales, y en el caso de la relación de adsorción de sodio, K corresponde al coeficiente de selectividad iónica de Gapón y se determina experimentalmente para cada tipo de suelo, su valor se encuentra entre 0.007244 (suelo arenoso) y 0.016899 (suelo arcilloso).

El pHc es el pH del agua con una determinada concentración de calcio, y alcalinidad en equilibrio (ni saturada e insaturada con carbonato de calcio).

La diferencia entre el pH del agua medido y el pHc es el logaritmo del grado de saturación con carbonato (llamado índice de saturación de carbonato de calcio), si el valor de este índice es cero el agua está en equilibrio; si el valor de este índice es positivo indica que el agua está saturada y tiene la tendencia a cristalizar o formar incrustaciones de CaCO_3 en sistemas de riego; si el valor es negativo indica que el agua tiene la capacidad de disolver CaCO_3 .

De manera que si en la evaluación del agua de riego se tienen valores positivos del índice de saturación de carbonato de calcio, el agua puede precipitar calcio y, como consecuencia, el valor de RAS del agua del suelo incrementará; si los valores del índice de saturación son negativos el agua puede disolver calcio, lo cual, en contacto con el suelo disminuye el valor de RAS del agua del suelo.

Bower (1968) indicó que la precipitación de calcio en el agua de riego incrementa el valor de RAS del agua, y por lo tanto, aumenta el riesgo de adsorción de sodio intercambiable por el suelo.

Una primera ecuación para estimar el porcentaje de sodio intercambiable del suelo que relaciona el valor de RAS y de pH_c es la siguiente:

$$PSI = 2RAS[1 + (8.4 - pH_c)] \quad (81)$$

Bower (1968) por su parte consideró el valor de pH_c, la fracción de lixiviación y la cantidad de CaCO₃ que precipita durante el riego, asimismo, desarrolló una ecuación similar a la anterior para estimar la relación de adsorción de sodio del agua de drenaje. Si no se produce precipitación de sales o disolución de cationes de los componentes del suelo durante los ciclos de riego, entonces cuando la concentración y composición de la solución del suelo en la zona de la raíz se encuentra en estado de equilibrio, la RAS del agua de drenaje (RAS_{dw}) y la RAS del agua de riego (RAS_{iw}) están relacionadas mediante la siguiente ecuación:

$$RAS_{dw} = \sqrt{\frac{1}{FL}} \times RAS_{iw} \quad (82)$$

A medida que el agua es removida de la solución del suelo su RAS aumenta por un factor igual a la raíz cuadrada del factor de concentración 1/FL. Esto se deduce del signo de raíz cuadrada en la definición de RAS. La ecuación $PSI = 2RAS[1 + (8.4 - pH_c)]$ asume que $\sqrt{1/FL} = 2$, y puede hacerse más general reemplazando PSI con RAS_{dw} y reemplazando 2RAS con $\sqrt{\frac{1}{FL}} RAS_{iw}$, de manera que la ecuación queda como sigue:

$$RAS_{dw} = \sqrt{\frac{1}{FL}} \cdot RAS_{iw} \cdot [1 + (8.4 - pH_c)] \quad (83)$$

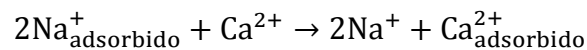
Ésta última ecuación considera la precipitación de $CaCO_3$, y los valores obtenidos mediante esta ecuación, relacionados con los valores observados, tienen un valor alto en el coeficiente de correlación, aunque la magnitud de los valores calculados fue aproximadamente el doble de los valores observados de acuerdo con los resultados obtenidos por Bower (1968). Asimismo encontró que a mayor valor de pH_c del agua hubo disolución de $CaCO_3$ del suelo, y las aguas con menor valor de pH_c tuvieron precipitación de $CaCO_3$. Esto quiere decir que los valores de pH determinados en el agua fueron mayores que los valores estimados. Si el valor de pH medido es mayor que el pH estimado (pH_c) existe la tendencia hacia la formación y precipitación de $CaCO_3$ (IS +), y debido a la precipitación de Ca^{2+} la RAS del agua del suelo aumenta, Bower (1968) argumentó que los valores altos en la RAS_{dw} obtenidos se deben a que esta formulación de RAS no considera la disolución de los cationes de los minerales del suelo.

Bower (1968) realizó un experimento donde midió la concentración del agua de riego y posteriormente, los valores de Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y la RAS del agua de drenaje, encontró que no hubo diferencia entre la concentración inicial y final de Na^+ pero el Ca^{2+} y Mg^{2+} fue tres veces mayor que la concentración inicial de estos iones demostrando la disolución de estos minerales del suelo que tuvieron como resultado un valor de RAS en el efluente menor que la RAS del agua inicial. Con ello explica que la disolución de Ca^{2+} y Mg^{2+} de los minerales del suelo provoca que la RAS observada en el lisímetro sea apenas la mitad de la RAS estimada con la ecuación 83.

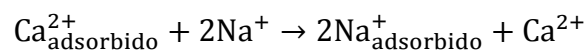
De manera que la disolución de los minerales del suelo (Ca^{2+} y Mg^{2+}) provoca la disminución de la RAS del agua del suelo o del drenaje. De esta manera se entiende que si la RAS del agua de riego aplicada es igual que la RAS del agua de drenaje, las concentraciones inicial y final están en equilibrio y no hay disolución ni precipitación de los minerales del suelo; si la RAS del agua de riego aplicada es mayor que la RAS del agua del suelo existe disolución de los minerales del suelo (Ca^{2+} y Mg^{2+} principalmente), si la RAS del agua de riego aplicada es menor que la RAS del agua del suelo existe precipitación de Ca^{2+} en el suelo. La RAS del agua de drenaje disminuye cuando hay disolución de Ca^{2+} e incrementa cuando existe precipitación de Ca^{2+} .

El enfoque original de Bower para estimar el riesgo de sodificación del suelo por la aplicación de agua de riego, establece la ecuación para estimar la RAS del agua del suelo derivada de una primera aproximación para estimar el PSI del suelo. Considerando los escenarios siguientes se tiene que:

Si la RAS del agua del suelo estimada es mayor que la RAS del agua de riego existe tendencia a la precipitación de Ca^{2+} , la precipitación de Ca^{2+} provoca mayores valores de RAS en el agua del suelo y ello indica que existe poco riesgo de sodificación del suelo, ya que el sodio se lixivia en el agua de drenaje:



Si la RAS del agua del suelo es menor que la RAS del agua de riego existe disolución de Ca^{2+} del suelo, la disolución de Ca^{2+} provoca la disminución del valor de RAS, esta cantidad de calcio en solución es lixiviada con el agua de drenaje y es reemplazada por sodio, con ello, el riesgo de sodificación del suelo es mayor, el Na^{+} desplaza al Ca^{2+} de los sitios de intercambio.



De manera que la ecuación propuesta por Bower (1968) se deriva, fundamentalmente, de la ecuación para estimar el PSI del suelo y puede utilizarse para este fin conociendo la RAS del agua de riego y el pHc. En este sentido, dicha estimación aplicando la ecuación de Gapón tuvo valores mínimo y máximo de 7.52 y 36.62 respectivamente, la media y la mediana fueron 16.23 y 13.74 respectivamente, si la media y la mediana no coinciden se debe a que la distribución de los datos es asimétrica; la amplitud y el coeficiente de variación indican que los datos están muy dispersos. Aplicando la ecuación cuyo enfoque incluye al magnesio (RAS_{USDA}) los valores en la ecuación de Bower difieren de los obtenidos con la ecuación de Gapón: mínimo 4.33, máximo 23.41, amplitud 19.08 y coeficiente de variación 41.42%, aunque son menores estos valores estimados, el coeficiente de variación mantiene un porcentaje similar. Al igual que Bower, en este trabajo se encontró que el valor de RAS_{aj} tiene un valor dos veces mayor que la RAS del agua de riego y se debe a que la RAS_{aj} se deriva de la ecuación que estima el PSI del suelo y considera la precipitación del Ca^{2+} , y al no considerar su disolución se estima un mayor valor de RAS en el agua de drenaje o en el agua del suelo.

Suarez (1981) desarrollo una ecuación para estimar la RAS en la superficie del suelo, cuyas consideraciones teóricas tienen en cuenta los siguientes términos: la concentración de Ca^{2+} (mmol L^{-1}) en equilibrio con la fase sólida de CaCO_3 en la parte inferior de la zona radicular derivada de la concentración de CO_2 en los primeros milímetros del suelo ($P_{\text{CO}_2} = 7 \times 10^{-4}$ atm.), valores fijos de la primera y segunda constante de disociación del ácido carbónico, la constante del producto de solubilidad de la calcita, la relación $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$, los coeficientes de actividad de Ca^{2+} y HCO_3^- y la fracción de lixiviación ($\text{FL}=1$):

$$\text{RAS}^\circ = \frac{\text{Na}^+/\text{FL}}{\sqrt{\frac{\text{Mg}^{2+}}{\text{FL}} + \text{Ca}_{\text{eq}}^{2+}}} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\text{Mg}^{2+} + \text{Ca}_{\text{eq}}^{2+}}} \quad (84)$$

$$\text{Ca}_{\text{eq}}^{2+} = \left(\frac{K_1 K_{\text{ps}} K_{\text{CO}_2}}{K_2 \left(\frac{\text{HCO}_3^-}{\text{Ca}^{2+}} \right)^2 \gamma_{\text{Ca}^{2+}} \gamma_{\text{HCO}_3^-}^2} \right)^{1/3} (P_{\text{CO}_2})^{1/3} \quad (85)$$

Los valores de $\text{Ca}_{\text{eq}}^{2+}$ se sustituyen en la ecuación 84; se tienen las siguientes constantes para estimar la concentración corregida de calcio y el coeficiente de actividad iónica:

$$K_1 = 4.54 \times 10^{-7}; K_{\text{ps}} = 4.80 \times 10^{-9}; K_{\text{CO}_2} = 4.452 \times 10^{-7}; K_2 = 5.61 \times 10^{-11}$$

$$-\log \gamma = \frac{AZ^2\sqrt{I}}{1 + (Ba\sqrt{I})}; A = 0.50917; B = 0.32832; a = \begin{matrix} 6, \text{para } \text{Ca}^{2+} \\ 4.5, \text{para } \text{HCO}_3^- \end{matrix}$$

La relación de adsorción de sodio del agua del suelo (RAS°), en condiciones de equilibrio con CaCO_3 , se estima a partir de la composición del agua de riego, y en este caso, después de la corrección por precipitación o disolución de CaCO_3 . Los valores mínimo y máximo de esta variable fueron 3.46 y 11.51, el promedio fue 6.03 y la mediana fue 5.65. Son ligeramente inferiores a los valores de RAS explícito, pero mayores que la RAS_{USDA} .

La RAS_{or} no considera al Mg^{2+} , la RAS_{USDA} considera al Mg^{2+} y la RAS° no considera precipitación de Mg^{2+} . Todos estos valores de relación de adsorción de sodio muestran que se tiene riesgo de sodificación del suelo debido a la aplicación del agua residual al riego agrícola.

Los valores estimados para el pH de equilibrio (pHc) se encontraron entre 6.74 y 8.10, y el pH medido se encontró entre 6.95 y 9.20, la diferencia entre el pH y pHc indica la tendencia hacia la precipitación (IS +) o disolución (IS -) de CaCO₃ del agua.

En el **cuadro 65** se muestra la distribución de frecuencias del índice de saturación donde se observa que en 58.5% de las muestras de agua analizadas se tiene la capacidad de formación y precipitación de CaCO₃, mientras que 41.5% pueden disolver CaCO₃ del suelo, estos procesos de formación y precipitación de CaCO₃ dan como resultado una mayor relación de adsorción de sodio en el agua del suelo, mientras que la disolución de Ca²⁺ del suelo debe disminuir la relación de adsorción del agua del suelo.

Cuadro 65. Distribución de frecuencias del índice de saturación de carbonato de calcio en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Índice de saturación	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
IS (-) Disolución de CaCO ₃	22	41.5	41.5	41.5
IS (+) Precipitación de CaCO ₃	31	58.5	58.5	100
Total	53	100	100	

Para observar la relación que existe entre estos conceptos de pHc y RAS, y debido a que se estima la precipitación y disolución de Ca²⁺, lo cual implica la disminución o aumento en la estimación de la RAS del agua del suelo (RAS_{SW}), se modificó el término 8.4-pHc en la ecuación de Bower por el IS_L para relacionar los conceptos de precipitación y disolución de Ca²⁺. En este sentido, si el índice de saturación es positivo, quiere decir que el pHc estimado es menor que el pH medido, e indica la precipitación de Ca²⁺ e incremento de la RAS del agua del suelo, si el índice de saturación es negativo, implica que el pHc estimado es mayor que el pH medido, por lo tanto la disolución de Ca²⁺ disminuye los valores de RAS_{SW}.

$$RAS_{SW} = RAS_{IW} \times [1 + (IS_L)] \quad (86)$$

Los valores negativos encontrados en el IS_L produjeron la disminución de la RAS_{SW}, mientras que los valores positivos del IS_L se relacionaron con mayores valores de RAS_{SW}. Estos aspectos deberán corroborarse experimentalmente.

Cuadro 66. Estadísticos descriptivos de la relación de adsorción de sodio del agua del suelo.

	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Des. Est.	Amplitud	CV
RAS_{SW} ($mmol L^{-1}$) ^{1/2}	1.58	24.72	9.35	6.81	5.96	23.14	63.78

Los valores negativos del IS_L corresponden a valores de RAS_{SW} menores que la RAS del agua de riego, y de igual manera, los positivos corresponden a valores de RAS_{SW} mayores que la RAS.

Cuadro 67. Distribución de frecuencias de la relación de adsorción de sodio del agua del suelo en comparación con la relación de adsorción de sodio del agua de riego.

RAS_{SW} vs RAS_{IW}	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
$RAS_{SW} < RAS_{IW}$ (IS-)	22	41.5	41.5	41.5
$RAS_{SW} > RAS_{IW}$ (IS+)	31	58.5	58.5	100
Total	53	100	100	

Dichos valores están relacionados, si el índice de saturación crece (de menos a más), hay incremento en el valor de RAS_{SW} , y por el contrario, si el índice de saturación disminuye (de más a menos) disminuye el valor de RAS_{SW} .

De esta manera están relacionados los conceptos de pHc, IS y RAS_{SW} . Los valores positivos del índice de saturación provocan la precipitación de $CaCO_3$ y el aumento de la RAS_{SW} , los valores negativos del índice de saturación provocan la disolución de $CaCO_3$ y la disminución de la RAS del agua del suelo (**Cuadro 68**). La hipótesis correlacional ($H_0: r_{xy} = 0$) indica que no hay relación entre las variables. Dado que el estadístico de prueba (p-valor) fue menor que el estadístico de comparación (α) se rechaza la hipótesis nula en favor de la hipótesis alterna ($H_a r_{xy} \neq 0$), por lo tanto, las variables RAS_{IW} , RAS_{SW} e IS_L están correlacionadas; el valor del coeficiente de correlación de Spearman es aceptable (0.818) para la relación entre IS_L y RAS_{SW} , y para la relación RAS_{IW} y RAS_{SW} (0.856); no obstante, la correlación fue baja para las variables IS y RAS (0.448).

Lo anterior demuestra que la aplicación del agua de riego puede influir en la RAS del agua del suelo debido a la precipitación o disolución de $CaCO_3$. El equilibrio significa que no existe disolución ni precipitación de $CaCO_3$.

Cuadro 68. Coeficientes de correlación de Spearman para las variables relación de adsorción de sodio del agua de riego, relación de adsorción de sodio del agua del suelo e índice de saturación.

	IS _L	RAS _{IW} (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	RAS _{SW} (mmol L ⁻¹) ^{1/2}
IS _L	1		
RAS _{IW} (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	0.448**	1	
RAS _{SW} (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	0.818**	0.856**	1
n=53, p-valor<0.0001, α=0.05			

De acuerdo con los datos generados, se estimó que 58.5% de las muestras de agua, cuyo valor de índice de saturación es positivo, aplicadas en la irrigación tendrán un efecto de precipitación de calcita en el suelo y por lo tanto no manifestarán condiciones de sodicidad, pero sí de salinidad (C2 y C3), esto último dependerá de varios factores, pero fundamentalmente de factores climáticos como la temperatura, la evaporación del agua del suelo, la precipitación pluvial, y otros, como la solubilidad de las sales y la cantidad de agua aplicada al riego agrícola.

Se ha observado que algunas parcelas irrigadas en Valle del Mezquital mantienen láminas de riego en exceso (>1 m), ello permite la lixiviación de las sales del suelo hacia horizontes más profundos; pero el manejo inadecuado del riego y los factores climáticos influirán en el ascenso y descenso de la salinidad en los suelos agrícolas bajo riego.

En la medida que se incrementa la cantidad de agua de riego, pueden mantenerse bajos los niveles de salinidad en la capa arable del suelo, pero la evaporación y el incremento de la temperatura inducen la precipitación y ascenso capilar de las sales en el orden de menor a mayor solubilidad; debido a que el agua de origen residual generada en la Ciudad de México se utiliza en la irrigación de cultivos en Valle del Mezquital, se estima que los suelos agrícolas de esta zona pueden tener manifestaciones salinas y sódicas con diferente grado de intensidad, debido a la aplicación del agua residual en la irrigación.

Se estimó que 41.5% de las muestras de agua tiene la capacidad de disolver una fracción de calcita existente en el suelo que puede lixivarse, lo que tiene como consecuencia el incremento de sodio intercambiable y las posteriores manifestaciones de acumulación de sales sódicas, es decir, que en diferente grado de intensidad se manifiestan las condiciones de sodificación en algunas áreas de cultivo en Valle del Mezquital.

En los siguientes diagramas se ilustra la distribución del índice de saturación con la RAS del agua de riego y la RAS del agua del suelo (**Fig. 64**). Se observa que para todos valores negativos del índice de saturación, la RAS del agua de riego es mayor que la RAS del agua del suelo en 22 estaciones de muestreo. Para todos los valores positivos del índice de saturación la RAS del agua de riego es menor que la RAS del agua del suelo en 31 estaciones de muestreo.

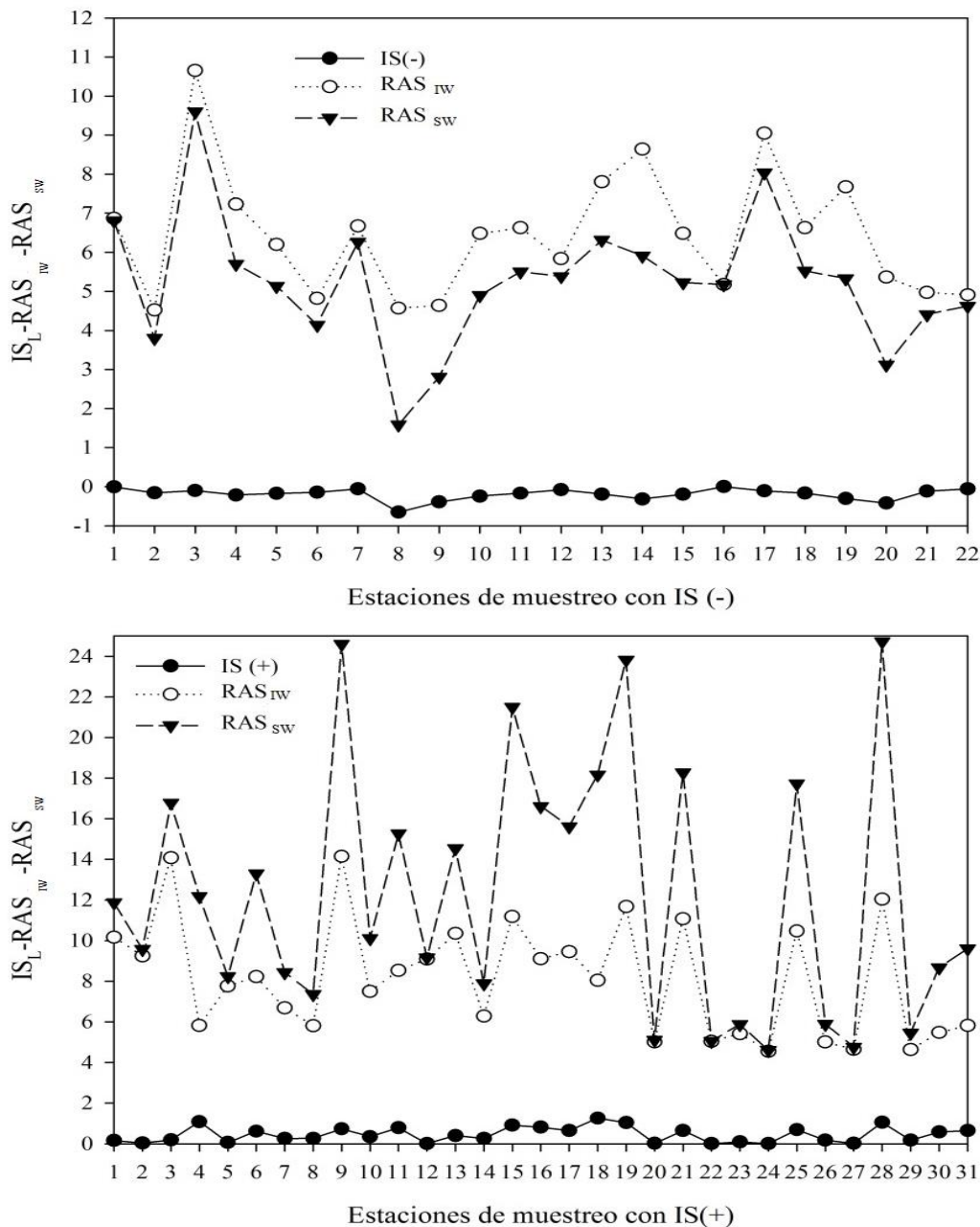


Figura 64. Distribución de los valores del índice de saturación y de la relación de adsorción de sodio del agua de riego y del agua del suelo.

Para ilustrar el riesgo de salinización y sodificación del suelo por la aplicación del agua al riego agrícola, mediante el enfoque de Richards *et al.* (1954) se elaboraron los diagramas de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio para cada una de las estimaciones de RAS del agua de riego. Se observa que el riesgo de salinidad es alto (C3 90.56%) y el riesgo de sodicidad tiene variaciones entre bajo, medio y alto (C3-S1 45.28%, C3-S2 37.73%).

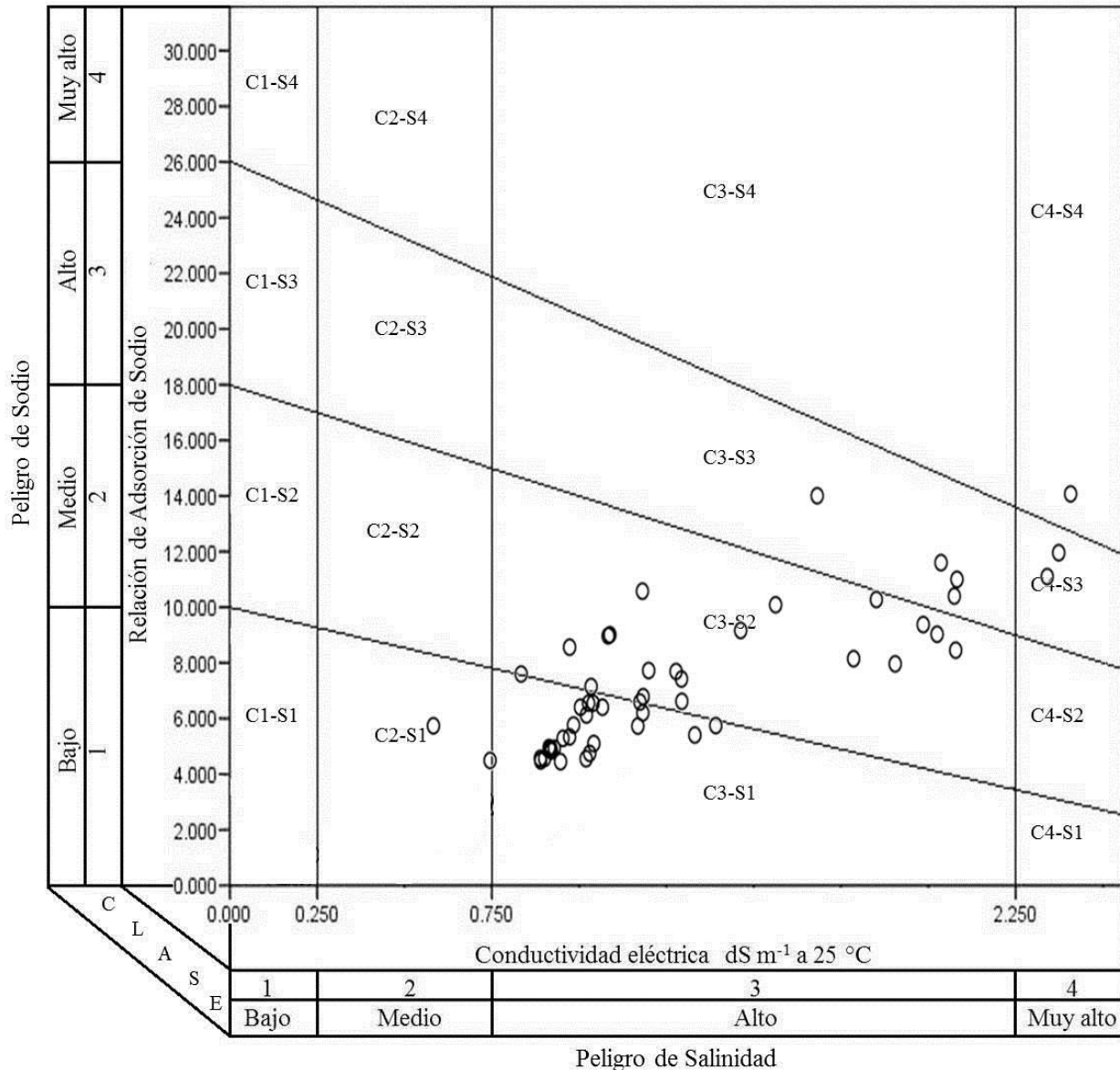


Figura 65. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio para estimar el riesgo de salinidad y sodicidad.

La fórmula del USDA considera, en la estimación de la RAS, la concentración del ión Mg^{2+} , por lo cual, los valores de RAS disminuyen, y con ello, la relación conjunta CE-RAS muestra que el riesgo de sodificación disminuye pero el riesgo de salinización se mantiene (C3 90.56%); de manera que el agua presentó la siguiente clasificación: C3-S1 69.81%, en el caso anterior C3-S1 fue 45.28%.

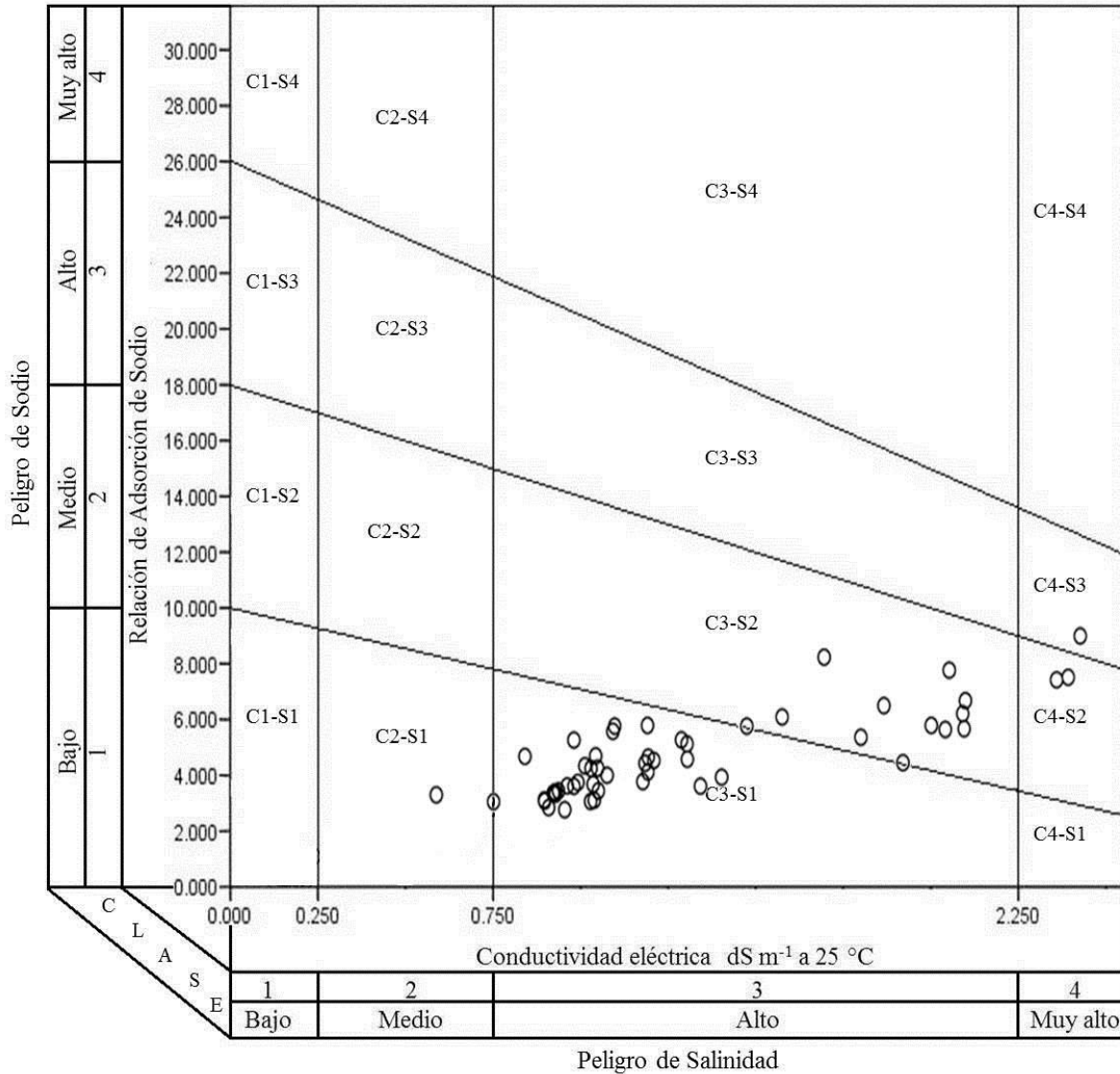


Figura 66. Diagrama que muestra el riesgo de salinidad y sodicidad considerando la relación de adsorción de sodio propuesta por el USDA.

Richards *et al.* (1954) mencionaron que es conveniente aplicar yeso al suelo cuando este vaya a regarse con agua de tipo C2-S3 y C3-S2, como en este caso. La estimación de la RAS del agua del suelo, considerando la ecuación de Bower (1968) y la RAS del agua de riego de Gapón, se observa que incrementa el riesgo de sodicidad, entre alto y muy alto (C3-S3 20.75%, C3-S4 28.30%) 47.16% se clasificaron como C3-S2.

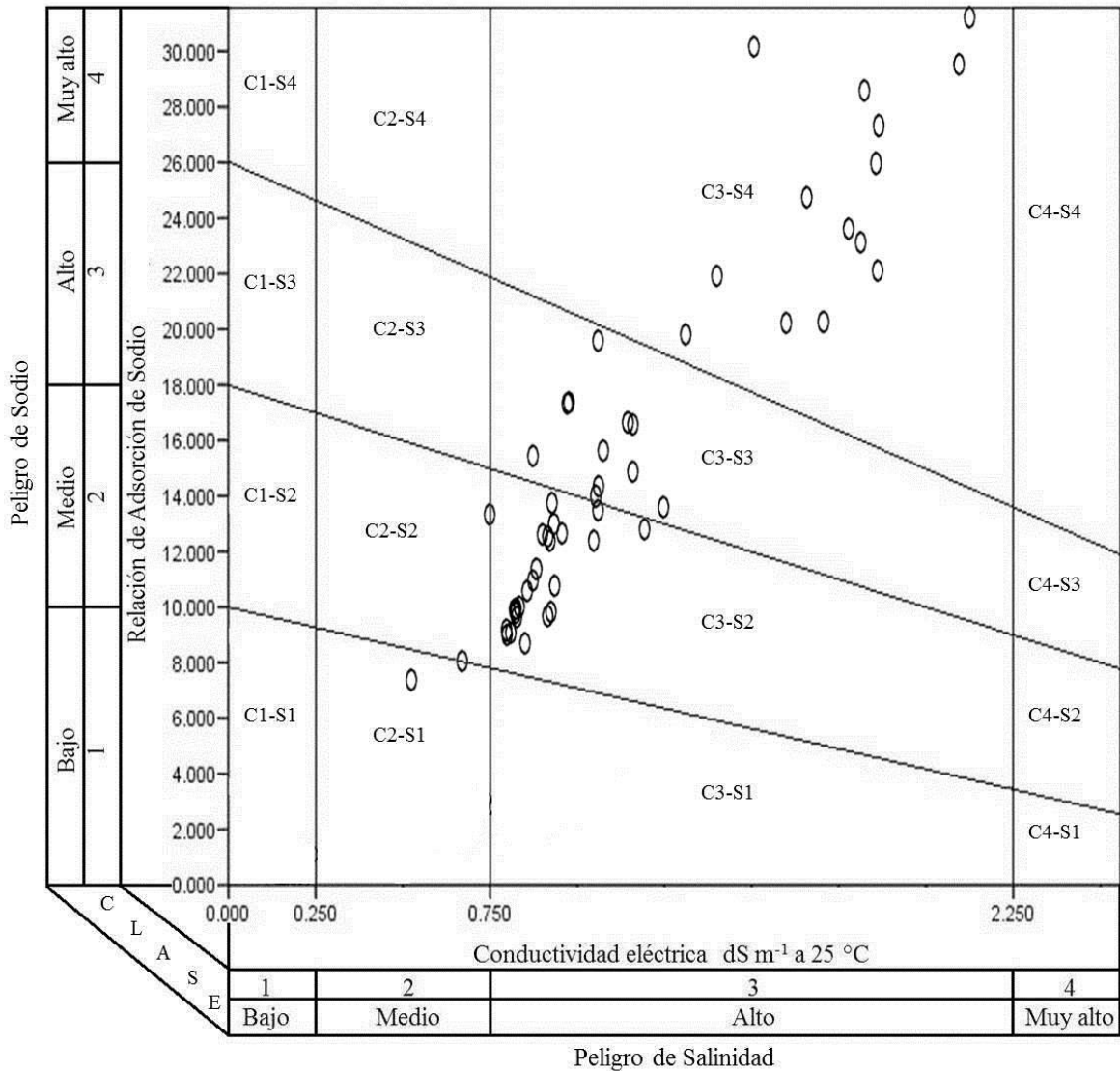


Figura 67. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio considerando la ecuación de Bower y la RAS de Gapón.

La estimación de la RAS del agua del suelo considerando la ecuación de Bower (1968) y la RAS del agua de riego estimada con la ecuación del USDA disminuye ligeramente el riesgo de sodificación debido a que se considera la suma de la concentración de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$. La clasificación fue la siguiente: C3-S4 9.43%, C3-S3 15.09%, C3-S2 39.62%, C3-S1 32.07%.

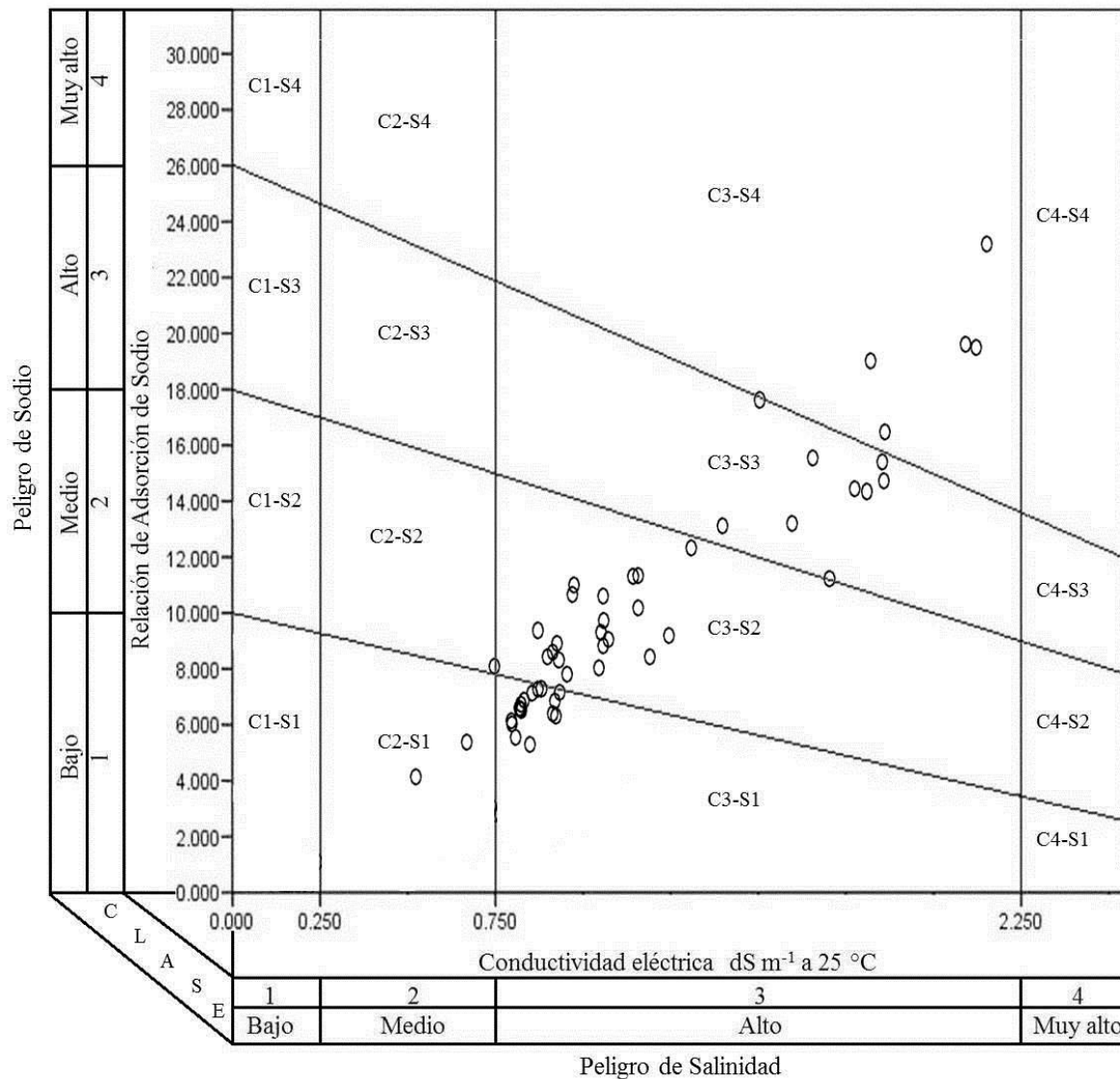


Figura 68. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio considerando la ecuación de Bower y la RAS del USDA.

La estimación de la RAS del agua del suelo bajo el enfoque de Suarez (1981) y considerando la CE, la clasificación del agua del suelo sugiere que 62.26% puede considerarse como C3-S1 y 28.30% como C3-S2, bajo este enfoque, el agua del suelo tendrá condiciones de salinidad alta y de sodicidad entre bajo y medio.

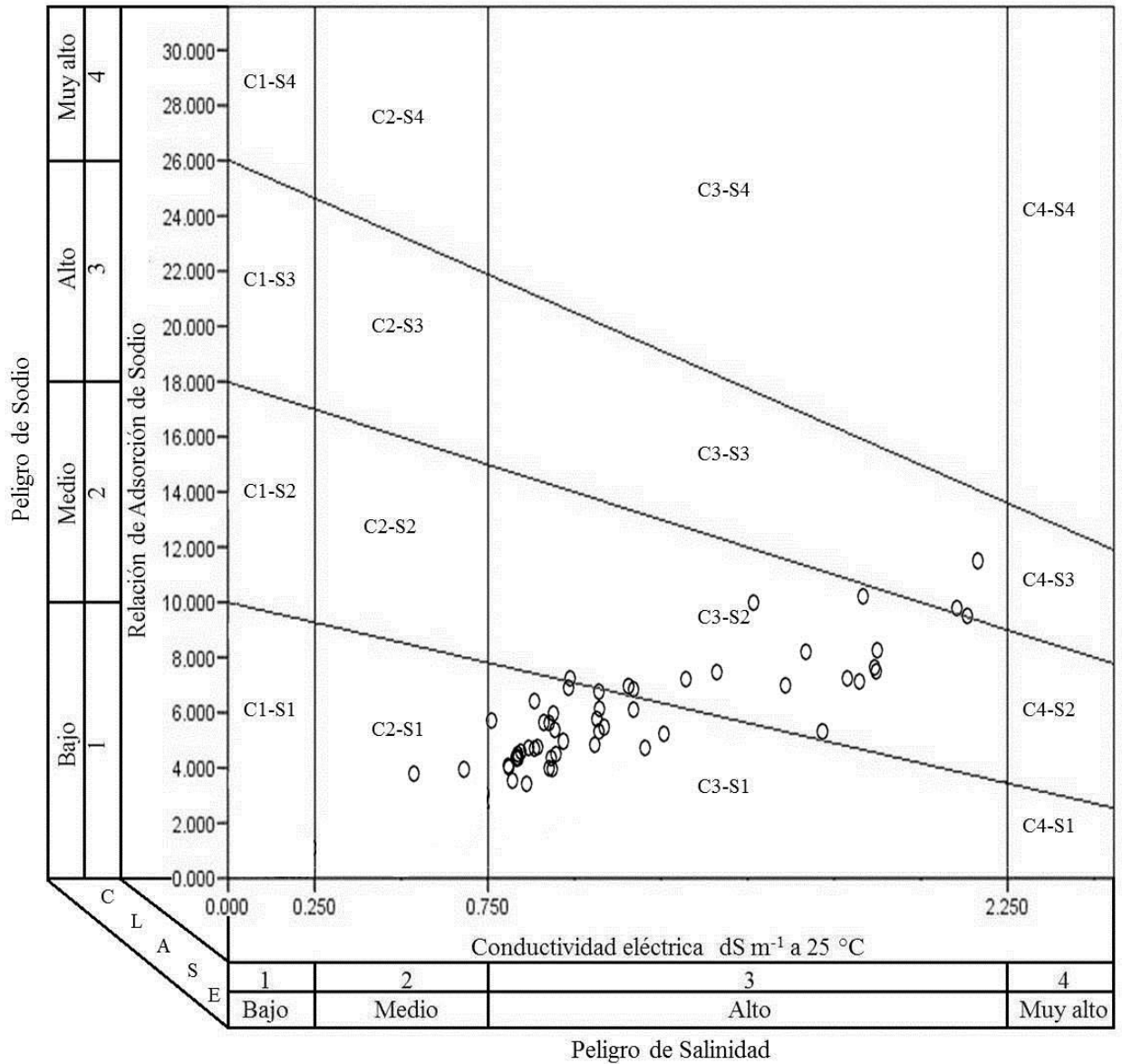


Figura 69. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio considerando la ecuación de Suarez.

Se considera que la precipitación de Ca^{2+} en el suelo por aplicación del agua de riego induce un mayor valor de RAS del agua del suelo, y la disolución de Ca^{2+} disminuye los valores de RAS del agua del suelo.

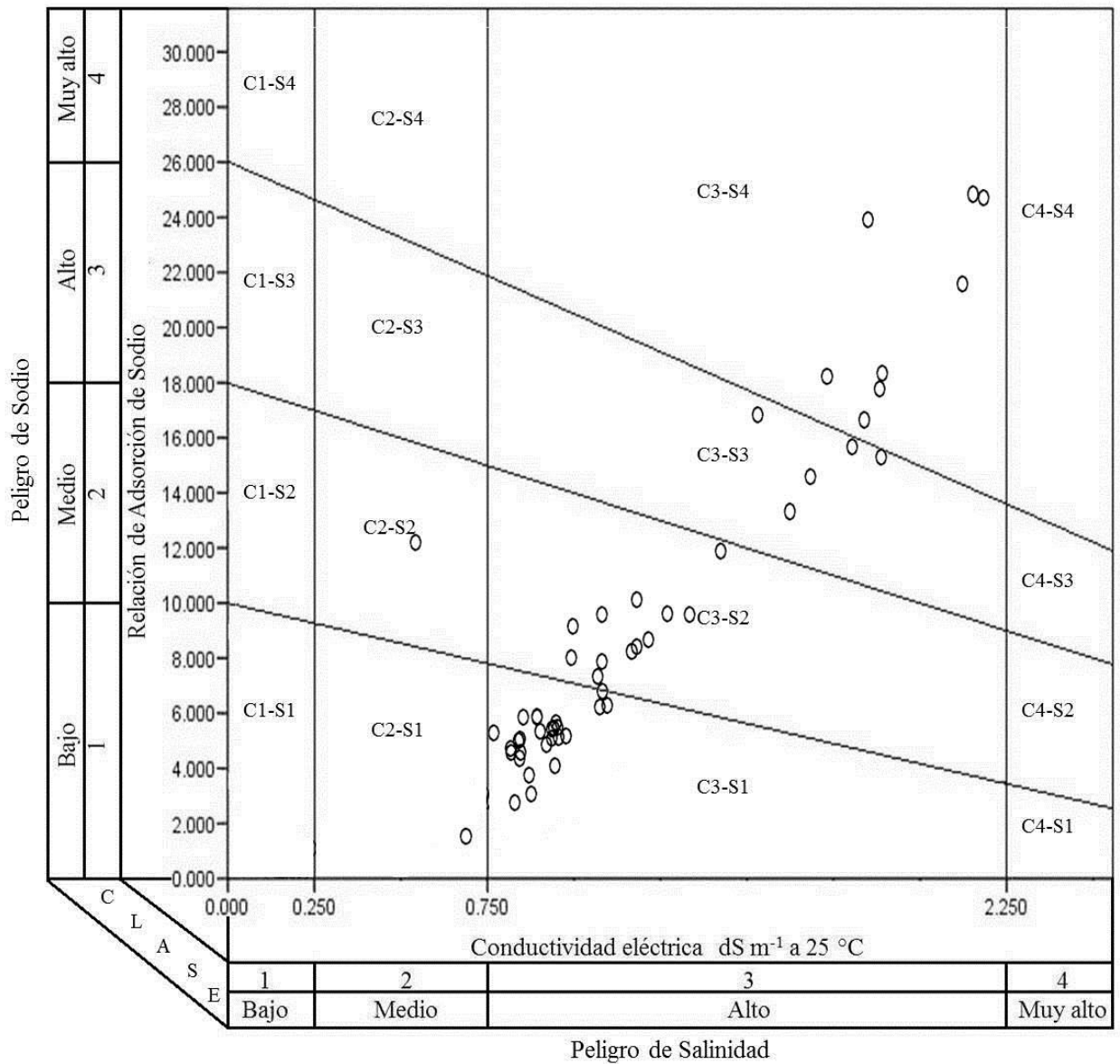


Figura 70. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio del agua del suelo en equilibrio estimada con el índice de saturación.

La precipitación o disolución de calcita debido a la aplicación del agua de riego incrementa o disminuye el riesgo de sodificación del suelo, los valores conjuntos de CE-RAS que indican mayor riesgo de sodificación están relacionados con la precipitación de calcita.

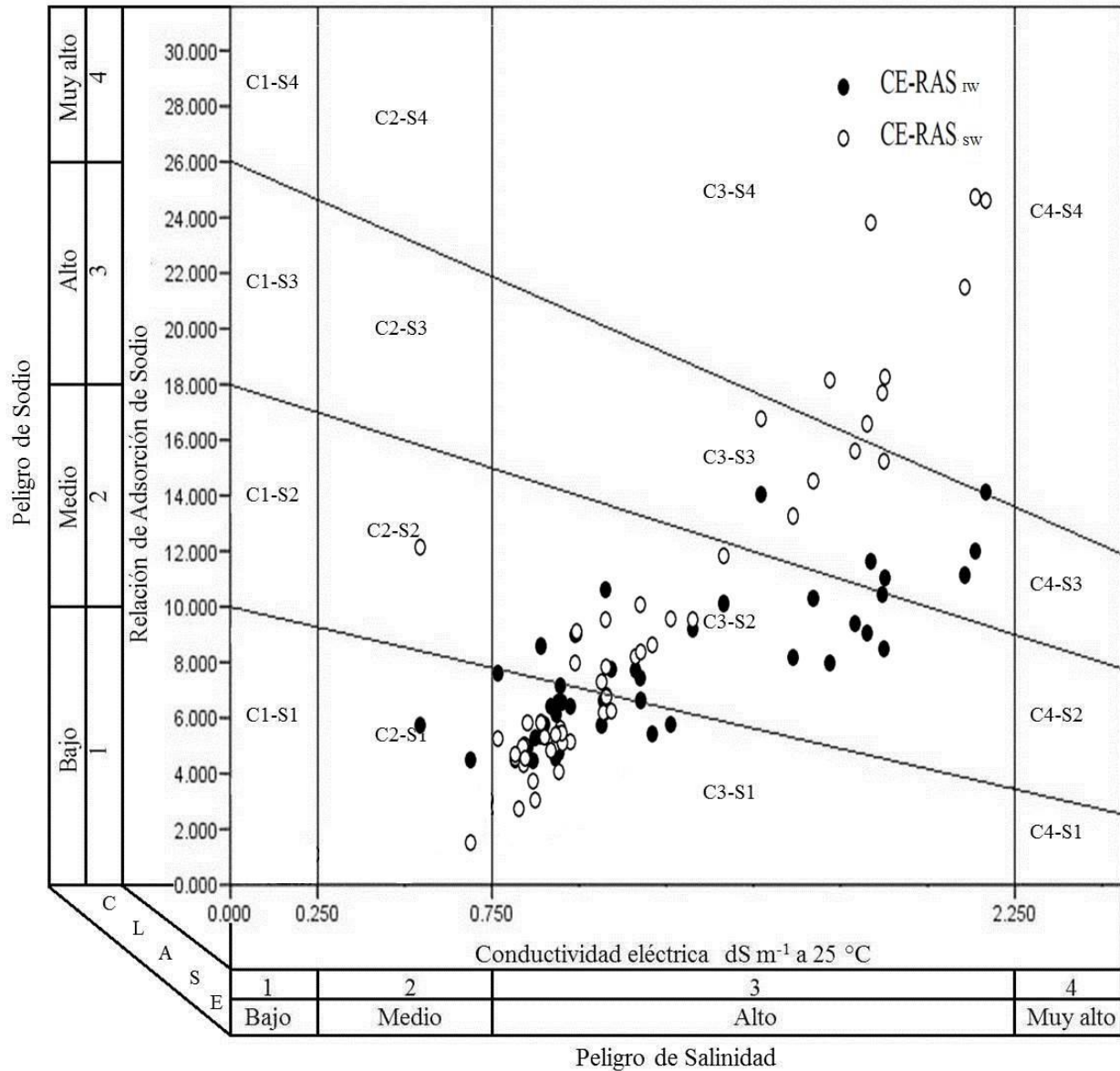


Figura 71. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio que indica el riesgo de sodicidad por la precipitación y disolución de calcita.

La interpretación de los diagramas de clasificación propuestos por Richards *et al.* (1954) se resume de la siguiente manera:

C1-S1: agua con riesgo de salinidad y sodicidad bajo. Puede usarse para el riego de la mayoría de los cultivos, en la mayoría de tipos de suelo con baja posibilidad de que se desarrolle salinidad y niveles peligrosos de sodio intercambiable. Se necesita algún lavado, pero este se logra en condiciones normales de riego, excepto en suelos de baja permeabilidad. Los cultivos sensibles pueden acumular cantidades perjudiciales de sodio.

C2-S2: agua con riesgo de salinidad y sodicidad medio. Puede utilizarse en la irrigación considerando un grado moderado de lavado. En suelos de textura fina, el sodio representa un riesgo considerable, especialmente si el lavado es deficiente con excepción de suelos que contengan yeso. Esta agua puede utilizarse en suelos con textura gruesa o en suelos orgánicos con buena permeabilidad, y en cultivos moderadamente tolerantes a la salinidad.

C3-S3: agua con riesgo de salinidad y sodicidad alto. Esta agua no debería utilizarse en suelos con drenaje deficiente; además, puede generar niveles tóxicos de sodio intercambiable en la mayoría de los suelos. Se necesitan prácticas de control de la salinidad y selección de cultivos tolerantes a las sales; se requiere buen drenaje, fácil lavado y adición de materia orgánica. Los suelos yesíferos difícilmente desarrollan niveles perjudiciales de sodio intercambiable cuando se riegan con este tipo de aguas. Se requiere el uso de mejoradores químicos para reemplazar el sodio intercambiable, tales mejoradores no serán económicos si se utiliza agua con alto riesgo de salinidad.

C4-S4: Agua con riesgo de salinidad y sodicidad muy alto. Bajo condiciones ordinarias esta agua no es apropiada para la irrigación, pero puede utilizarse en suelos muy permeables, con buen drenaje y aplicando exceso de agua para lograr un buen lavado; es necesaria la aplicación de yeso u otros mejoradores, además, la selección de cultivos altamente tolerantes a las sales.

Cuando el agua de riego tiene la capacidad de disolver el calcio contenido en los suelos, incrementa el riesgo de sodificación; los niveles de sodio en el agua pueden modificarse agregando yeso al agua de riego; cuando se utiliza agua cuya clasificación sea C2-S3 y C3-S2, es conveniente aplicar yeso agrícola al suelo (Richards *et al.*, 1954).

En este sentido, López-García *et al.* (2016) concluyeron y mencionaron la importancia de considerar la relación de adsorción de sodio propuesta por Bower (1968) para estimar el PSI del suelo teniendo en cuenta la precipitación de calcita a un pH de 8.4; conociendo el PSI del suelo pueden establecerse las medias de mejoramiento con la aplicación de yeso (CaSO₄); además, teniendo valores de PSI en el suelo entre 5 y 20, RAS entre 5 y 25, y CSR entre 2.5 y 7.5, recomendaron la aplicación de yeso agrícola entre 2.5 toneladas por hectárea y 5 toneladas por hectárea, con partículas de yeso entre 0.5 mm y 1 mm de diámetro, pudiéndose aplicar superficialmente o en hileras.

La siguiente fórmula del riesgo de sodificación es la que Richards *et al.* (1954) propusieron considerando al ión Mg²⁺. Para igualar las condiciones en la estimación del pH de equilibrio y estimar el índice de saturación, se realizaron los cálculos correspondientes, pero tomando en cuenta ahora la concentración de Ca²⁺ + Mg²⁺:

$$pH_c = (pK'_2 - pK'_s) + p(Ca^{2+} + Mg^{2+}) + pAlk \quad (87)$$

La magnitud de los valores de pH_c fue menor que el pH del agua, ello indica que debido a la concentración de (Ca²⁺+Mg²⁺) el agua se encuentra saturada y no tiene capacidad de disolver estos minerales del suelo, por lo tanto, los valores del índice de saturación fueron positivos en 96.22% de las muestras de agua, estos valores indican la tendencia hacia la precipitación de estas especies carbonatadas.

Cuadro 69. Estadísticos descriptivos del pH, relación de adsorción de sodio y distribución de frecuencias del índice de saturación.

	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
pH	6.95	9.20	7.44	7.41	0.328	2.250	4.40
pH _c	6.36	7.63	6.88	6.96	0.269	1.270	3.91
RAS _{USDA}	2.82	9.04	4.77	4.49	1.497	6.22	31.41
RAS _{SW}	2.12	19.24	7.82	6.21	4.300	17.12	55.01
Distribución de frecuencias del índice de saturación de carbonato de calcio							
	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido		Porcentaje acumulado		
(IS-) RAS _{SW} < RAS _{IW}	2	3.77	3.77		3.77		
(IS+) RAS _{SW} > RAS _{IW}	51	96.22	96.22		100		
Total	53	100	100		100		

$$RAS_{IW} = \frac{Na^+}{\sqrt{Ca^{2+} + Mg^{2+}}} ; RAS_{SW} = RAS_{IW} \times [1 + (pH - pH_c)]$$

En las ecuaciones anteriores no se considera que la solubilidad del carbonato de magnesio es mayor que la del carbonato de calcio y es necesario considerar esta diferencia ya que el carbonato de magnesio no precipita junto con el calcio debido a la diferencia en la solubilidad de ambos compuestos (**Cuadro 70**). Estas diferencias de solubilidad influyen en la estimación de la relación de adsorción del agua del suelo, se estima mayor valor de RAS en el agua del suelo o en el agua de drenaje debido a la precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} .

Cuadro 70. Solubilidad del carbonato de calcio y carbonato de magnesio en relación con la presión parcial del dióxido de carbono y la temperatura.

Presión parcial del dióxido de carbono ($P_{CO_2} = 0.00032 \text{ atm.}$)							
Temperatura ($^{\circ}C$)	0	5	10	15	20	25	30
Solubilidad del $CaCO_3$ ($g L^{-1}$)	0.081	0.075	0.070	0.065	0.060	0.056	0.052
Temperatura ($18^{\circ}C$)							
($P_{CO_2} = 0.00032 \text{ atm.}$)	0.005	0.001	0.01	0.1	1.0	5.0	10.0
Solubilidad del $MgCO_3$ ($g L^{-1}$)	2.51	3.11	6.04	12.2	25.8	46.0	59.2

Fuente: Kovda, 1973

Si se mantiene constante la presión parcial del CO_2 , la solubilidad del carbonato de calcio disminuye con el incremento de la temperatura, y si se mantiene constante la temperatura, la solubilidad del carbonato de magnesio incrementa con el incremento de la presión parcial de CO_2 . De esta manera la presión parcial del CO_2 y la temperatura influyen en la solubilidad del $CaCO_3$ y del $MgCO_3$.

En la **figura 72** se observa que la magnitud de los valores del índice de saturación de carbonato de calcio influye en los valores estimados de la RAS_{SW} , a mayor magnitud del IS corresponde mayor valor de RAS_{SW} ($Rho=0.832$), por lo tanto, se estima un mayor valor de RAS en el agua del suelo por la precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} .

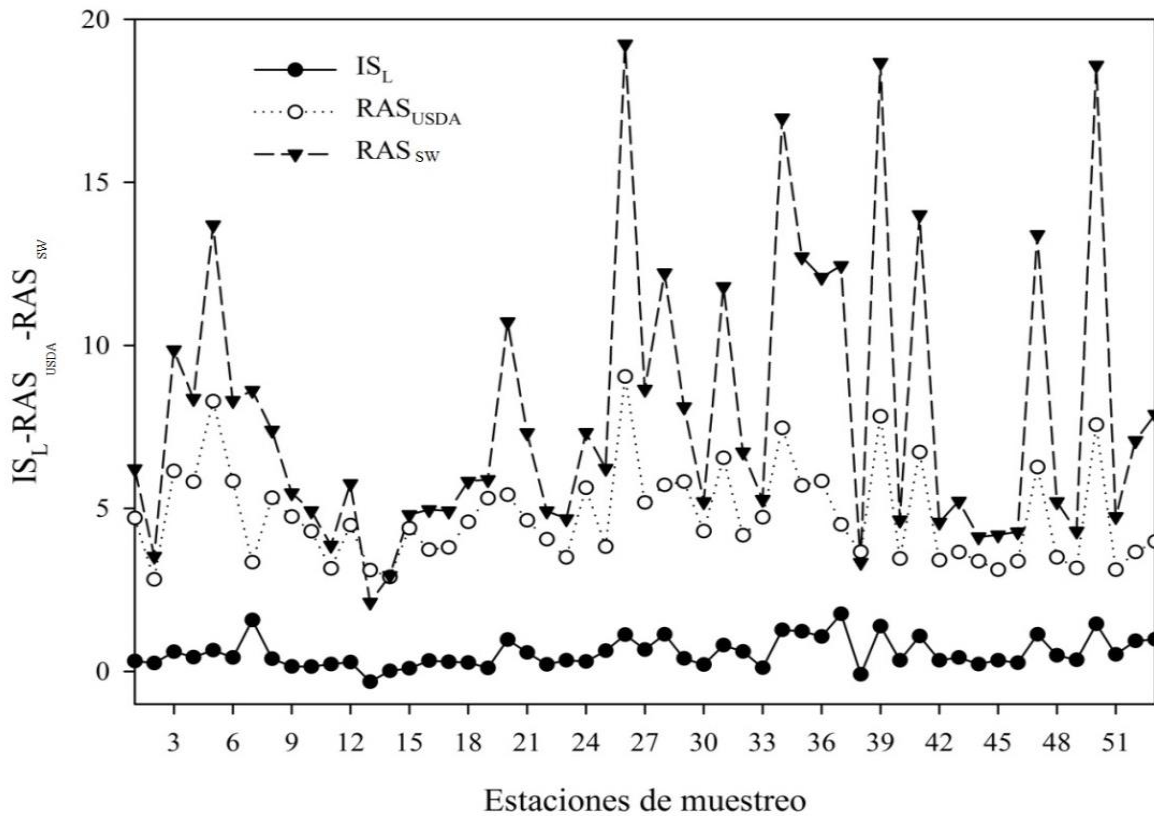


Figura 72. Distribución del índice de saturación y los valores de relación de adsorción de sodio en el agua de riego y en el agua del suelo.

En este trabajo de investigación se calculó el porcentaje de sodio intercambiable del suelo (PSI) a partir de los diferentes valores de RAS del agua de riego y diferentes valores de la constante de intercambio iónico para diversos tipos de suelo (**Cuadro 71**).

$$\text{PSI} = \frac{K_G \times \text{RAS}}{1 + (K_G \times \text{RAS})} \times 100 \quad (88)$$

Los valores de la constante de intercambio iónico fueron los siguientes: $K_1=0.007244$ (migajón-arcilloso-arenoso); $K_2=0.01$ (migajón-arenoso-arcilloso); $K_3=0.0115219$ (migajón-arcilloso); $K_4=0.0118614$ (arcillo-limoso); $K_5=0.0140113$ (rojo arcilloso); $K_6=0.01475$ (chernozem); $K_7=0.0151840$ (diversos suelos de California, E.U.A.); $K_8=0.016899$ (arcilloso) (Velázquez-Machuca *et al.*, 2001).

Cuadro 71. Valores estimados del porcentaje de sodio intercambiable a partir de la relación de adsorción de sodio y diferentes valores de la constante de intercambio iónico.

$PSI = \frac{K \cdot RAS}{1 + (K \cdot RAS)} \times 100$	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
PSI-K ₁	3.17	9.30	5.08	4.61	1.62	6.12	31.93
PSI-K ₂	4.33	12.40	6.87	6.25	2.15	8.07	31.24
PSI-K ₃	5.15	16.12	8.47	7.60	2.88	10.96	33.94
PSI-K ₄	5.09	14.37	8.04	7.33	2.48	9.28	30.78
PSI-K ₅	5.96	16.55	9.35	8.55	2.83	10.58	30.28
PSI-K ₆	6.26	17.27	9.79	8.96	2.95	11.01	30.11
PSI-K ₇	6.43	17.69	10.05	9.19	3.02	11.26	30.02
PSI-K ₈	7.10	19.30	11.04	10.13	3.27	12.19	29.64

Cuadro 71. Continuación

$PSI = \frac{K \cdot RAS_{USDA}}{1 + (K \cdot RAS_{USDA})} \times 100$	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
PSI-K ₁	2.00	6.15	3.33	3.15	1.00	4.15	30.18
PSI-K ₂	2.74	8.29	4.53	4.29	1.35	5.55	29.74
PSI-K ₃	3.15	9.44	5.18	4.91	1.53	6.29	29.51
PSI-K ₄	3.24	9.69	5.33	5.05	1.57	6.45	29.45
PSI-K ₅	3.81	11.26	6.23	5.92	1.82	7.46	29.12
PSI-K ₆	3.99	11.77	6.53	6.21	1.90	7.78	29.02
PSI-K ₇	4.11	12.07	6.71	6.38	1.94	7.97	28.95
PSI-K ₈	4.55	13.26	7.41	7.05	2.13	8.71	28.70

Cuadro 71. Continuación

$PSI = \frac{K \cdot RAS_{aj}}{1 + (K \cdot RAS_{aj})} \times 100$	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
PSI-K ₁	5.17	20.97	10.35	9.05	3.91	15.80	37.80
PSI-K ₂	7.00	26.81	13.68	12.08	4.94	19.81	36.12
PSI-K ₃	7.98	29.68	15.40	13.67	5.43	21.70	35.27
PSI-K ₄	8.19	30.29	15.77	14.02	5.53	22.09	35.08
PSI-K ₅	9.54	33.92	18.06	16.15	6.13	24.38	33.96
PSI-K ₆	9.99	35.07	18.81	16.86	6.32	25.09	33.60
PSI-K ₇	10.25	35.74	19.24	17.27	6.42	25.49	33.39
PSI-K ₈	11.28	38.23	20.91	18.85	6.81	26.95	32.58

Cuadro 71. Continuación

$PSI = \frac{K \cdot RAS_{ajr}}{1 + (K \cdot RAS_{ajr})} \times 100$	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
PSI-K ₁	3.04	14.50	6.94	6.19	2.63	11.46	37.84
PSI-K ₂	4.15	18.97	9.30	8.34	3.41	14.82	36.66
PSI-K ₃	4.75	21.24	10.55	9.49	3.80	16.49	36.04
PSI-K ₄	4.89	21.73	10.82	9.75	3.89	16.85	35.91
PSI-K ₅	5.72	24.70	12.51	11.31	4.39	18.98	35.09
PSI-K ₆	6.01	25.67	13.07	11.84	4.55	19.66	34.81
PSI-K ₇	6.17	26.22	13.40	12.14	4.64	20.05	34.66
PSI-K ₈	6.82	28.35	14.66	13.33	4.99	21.53	34.05

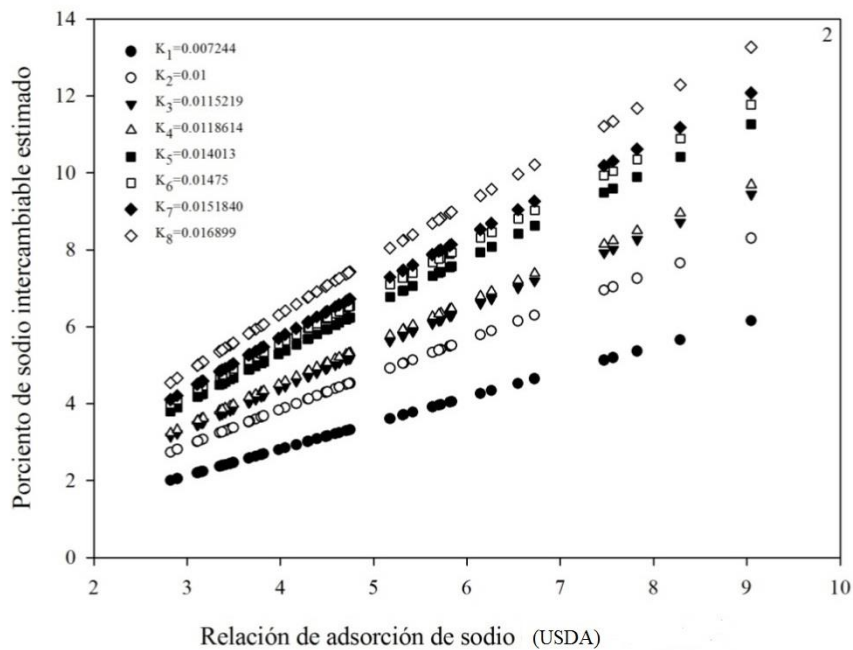
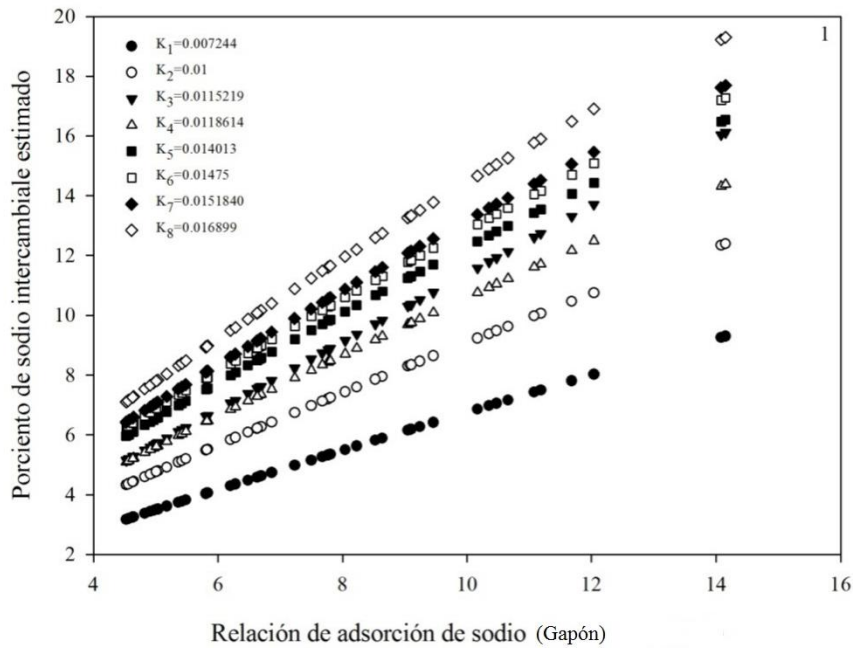
Cuadro 71. Continuación

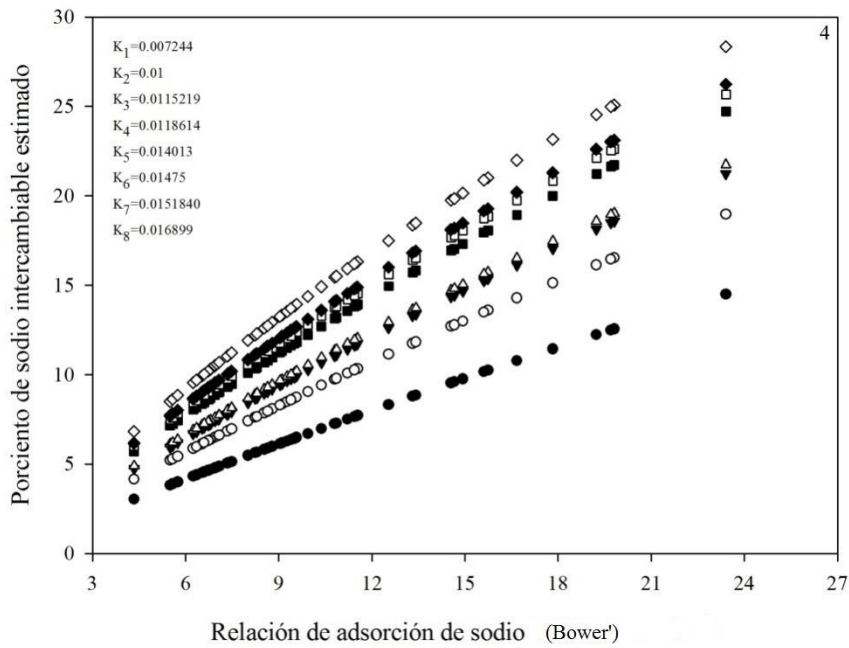
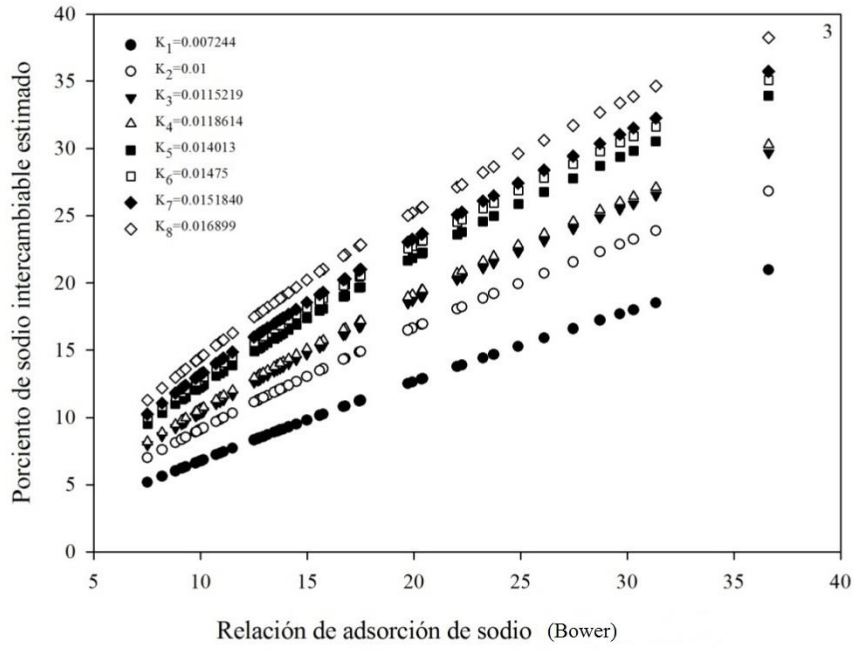
$PSI = \frac{K \cdot RAS_{corr}}{1 + (K \cdot RAS_{corr})} \times 100$	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
PSI-K ₁	2.45	7.70	4.17	3.94	1.23	5.25	29.57
PSI-K ₂	3.35	10.33	5.66	5.35	1.64	6.98	29.03
PSI-K ₃	3.84	11.72	6.46	6.12	1.86	7.88	28.74
PSI-K ₄	3.95	12.02	6.64	6.29	1.90	8.07	28.68
PSI-K ₅	4.63	13.90	7.74	7.35	2.19	9.27	28.28
PSI-K ₆	4.86	14.52	8.11	7.70	2.28	9.66	28.15
PSI-K ₇	5.00	14.88	8.33	7.91	2.34	9.89	28.07
PSI-K ₈	5.53	16.29	9.18	8.73	2.55	10.76	27.77

Se observó que los valores estimados del porcentaje de sodio intercambiable, considerando diferentes valores de la constante de intercambio iónico para cada tipo de suelo [desde arenoso hasta arcilloso (K₁: arenoso, K₄₋₅: franco, K₈: arcilloso)] y los diferentes enfoques conceptuales de la relación de adsorción de sodio del agua de riego, siguen la tendencia hacia la sodicidad; la magnitud de los valores de PSI estimados para un suelo arenoso son menores que para un suelo arcilloso en todos los casos, ello indica que los suelos arcillosos tienen mayor potencial para desarrollar problemas de sodicidad debido a su mayor superficie de intercambio y cargas negativas expuestas, la superficie de todos los minerales tiene cargas eléctricas, pero las arcillas tienen la mayor capacidad de intercambio catiónico, especialmente la montmorillonita.

Los cationes son adsorbidos con diferente fuerza, los iones con mayor fuerza de adsorción tienen la capacidad de desplazar a los de adsorción débil, este proceso se conoce como intercambio catiónico (Joerg Werner, 1996).

Las siguientes figuras (**Fig. 73:** 1, 2, 3, 4 y 5) ilustran el cambio en el PSI estimado según los valores de K_G y RAS; para un mismo valor de RAS se tienen diferentes valores de PSI que dependen del valor de K , los valores de PSI más bajos se observan en la línea de puntos inferior y corresponden al valor de $K=0.007244$ para un suelo arenoso, los valores de PSI más altos están en la línea de puntos superior y corresponden al valor de $K=0.016899$ para un suelo arcilloso.





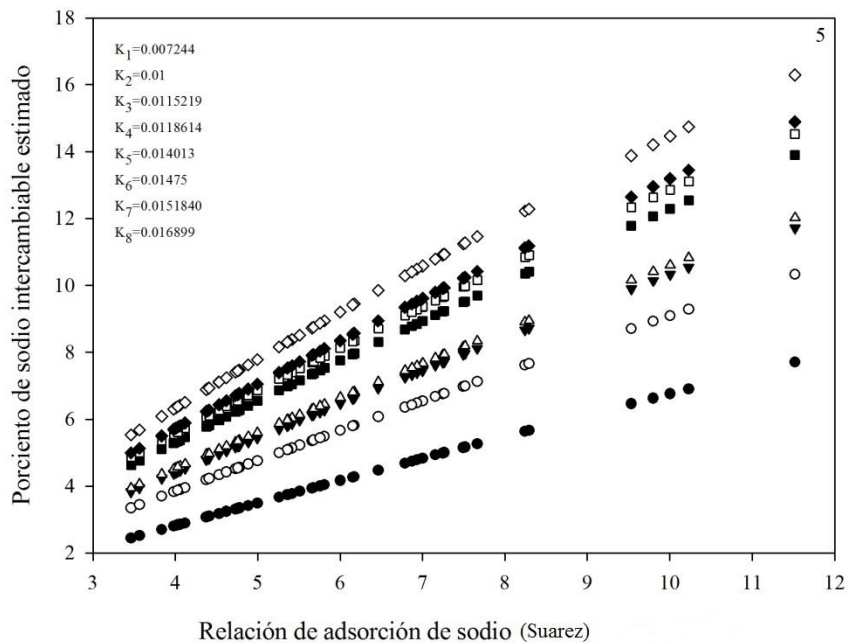


Figura 73. Porcentaje de sodio intercambiable estimado a partir de la relación de adsorción de sodio y diversos valores de la constante de intercambio iónico [figuras 1, 2, 3, 4 y 5].

Para evaluar los posibles problemas de infiltración debido a la concentración y sodicidad del agua de riego, se consideraron los siguientes valores de la conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio (**Cuadro 72**).

Cuadro 72. Valores de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio para evaluar el problema de infiltración.

Valores de RAS	Problema de infiltración		
	Ninguno	Ligero	Severo
	Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)		
0-3	> 0.7	0.2-0.7	< 0.2
3-6	> 1.2	0.3-1.2	< 0.3
6-12	> 1.9	0.5-1.9	< 0.5
12-20	> 2.9	1.3-2.9	< 1.3
20-40	> 5.0	2.9-5.0	< 2.9

Fuente: Ayers & Westcot, 1987.

Las figuras siguientes (**Fig. 74:** 1, 2, 3, 4 y 5) ilustran el riesgo de infiltración por la aplicación del agua al riego agrícola. Los valores de CE-RAS que se encuentren en la línea superior indican severos riesgos de infiltración debido a la baja concentración y RAS elevada, se trata de agua sódica de muy baja concentración iónica; este clase de agua tiene alta capacidad para la disolución de los minerales del suelo, incluyendo al calcio, lo cual disminuye la estabilidad y estructura del suelo, las partículas del suelo se dispersan y obstruyen el espacio poroso disminuyendo la infiltración. Los valores de CE-RAS que se encuentren debajo de la línea inferior no representan problemas de infiltración debido a la mayor concentración de sales; sin embargo, los problemas de sodicidad pueden presentarse en el suelo cuando la proporción de sodio con respecto del calcio sea mayor que 3:1 (Ayers & Westcot, 1987).

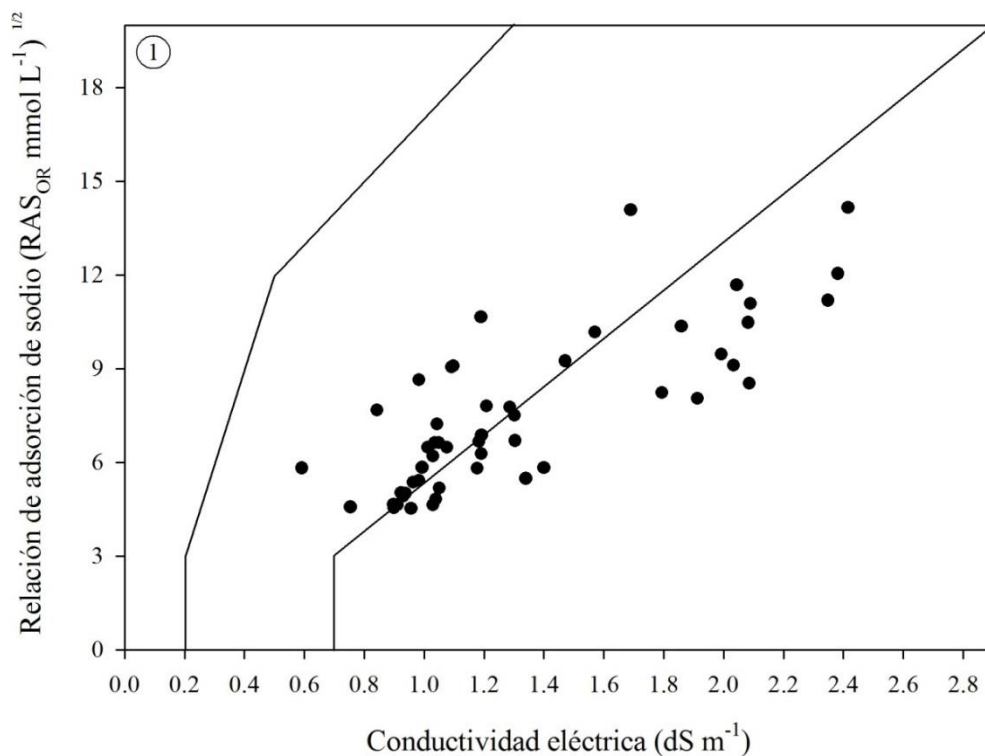
Considerando que se tienen valores diferentes de relación de adsorción de sodio estimados bajo diferentes enfoques conceptuales, la RAS estimada con la ecuación de Gapón junto con los valores medidos de CE estima que 39.6% de las muestras de agua no presentan problemas de infiltración mientras que 60.37% se clasificaron con riesgo de infiltración ligero. Este mismo problema de infiltración, pero considerando la RAS propuesta por el USDA (Richards *et al.*, 1953) estima que 94.33% de las muestras de agua no presenta problemas de infiltración. La relación de adsorción de sodio propuesta por Bower (1968) estima que 96.22% de las muestras de agua tienen problemas de infiltración ligeros. Evaluar el problema de infiltración mediante la RAS propuesta por Suarez (1981) permitió observar que 81.13% de las muestras de agua no representa problemas de infiltración, finalmente, mediante la RAS del agua del suelo (RAS_{SW}) se estimó que 32.07% no tienen problema de infiltración mientras que 67.92% representan riesgo de infiltración ligero.

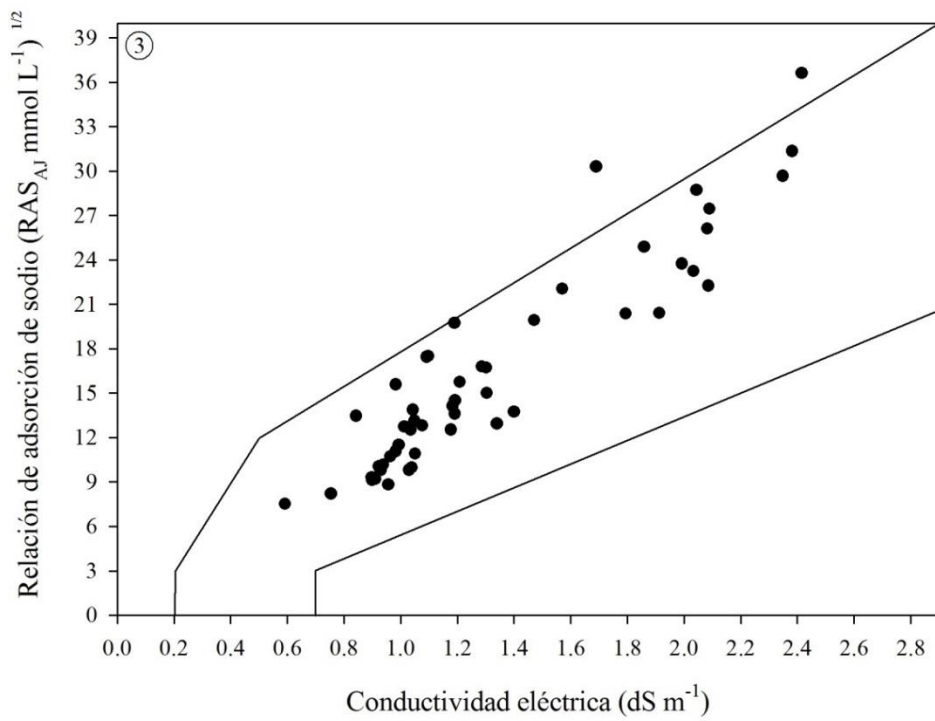
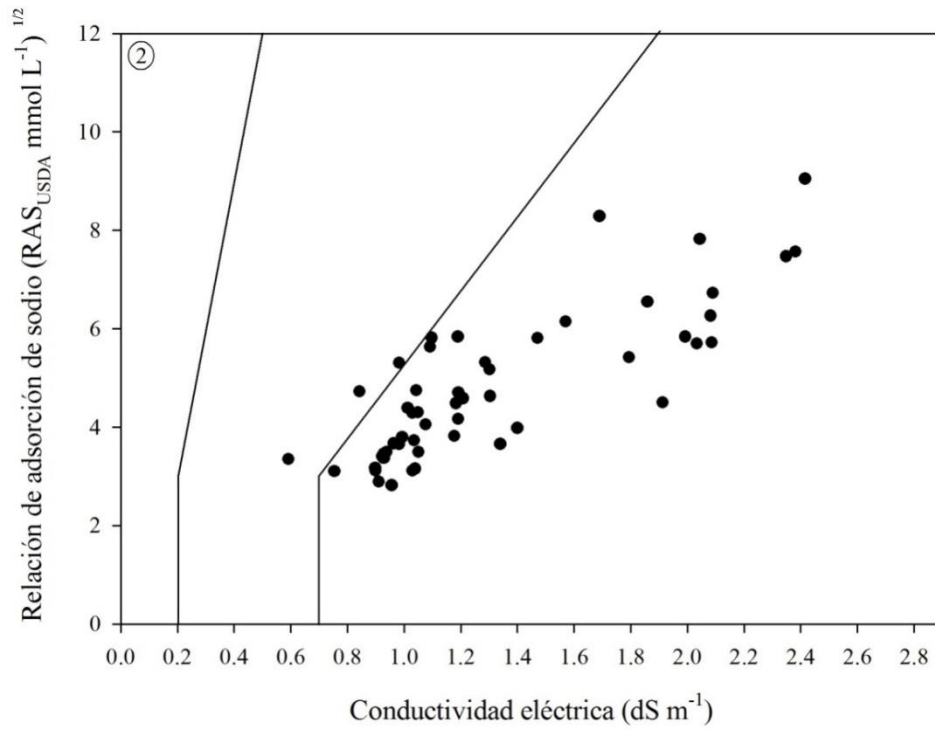
La diferencia entre estas estimaciones radica en que las formulaciones de RAS consideran la disolución-precipitación de calcita; la RAS del USDA considera la concentración de Ca+Mg, ello disminuye el valor de RAS si se compara con la RAS original y como consecuencia estima menor riesgo de sodificación. La RAS de Bower (1968) considera un pH de 8.4, que es el pH de un suelo no sódico y en equilibrio con la calcita, mediante esta fórmula se estimó que todas las muestras de agua precipitarán la calcita, ello representa mayores valores de RAS en el agua del suelo o en el agua de drenaje.

La RAS de Suarez (1981) ajusta la concentración de calcio con valores fijos del producto de solubilidad de la calcita y de la segunda constante de disociación del ácido carbónico, por ello, el agua no presenta problema de infiltración.

La relación de adsorción de sodio del agua del suelo en equilibrio con la calcita, considera la magnitud del índice de saturación como indicador de la precipitación o solubilización de la calcita, la solubilización de la calcita (IS^-) disminuye el valor de RAS y con ello el problema de infiltración; la precipitación de la calcita incrementa el valor de RAS en el agua del suelo y mayores valores de RAS están relacionados con problemas de infiltración del agua en el suelo.

Los mayores valores de RAS estimados con la ecuación de Bower (1968) se explican debido a que con los datos obtenidos de la diferencia entre $8.4-pH_c$ se estima, en todos los casos, que la calcita precipitará. En este sentido, también es necesario considerar la posible solubilización de la calcita ya que tanto la precipitación como la solubilización de este mineral del suelo influyen en la estimación del riesgo de sodificación.





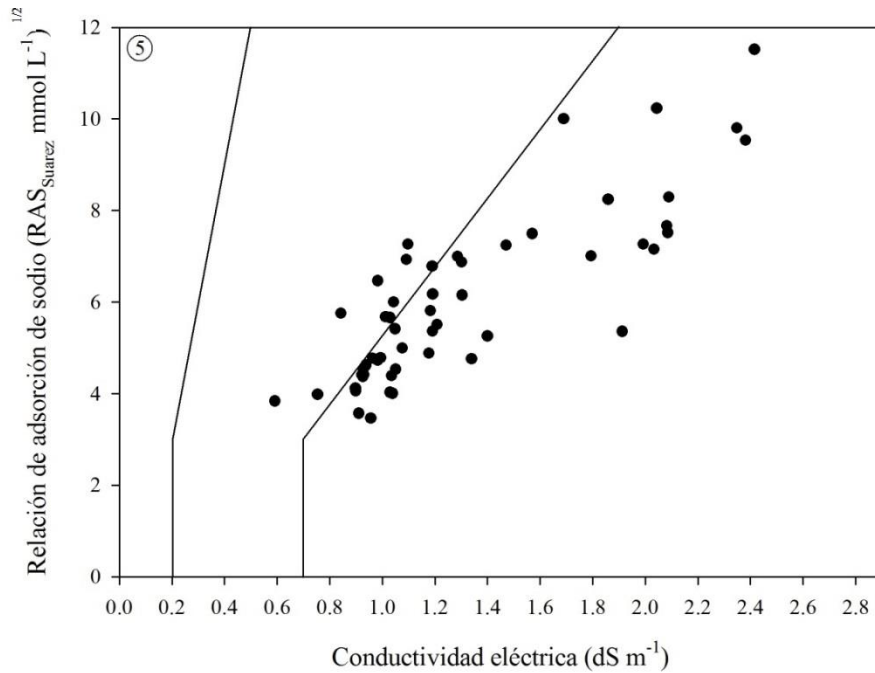
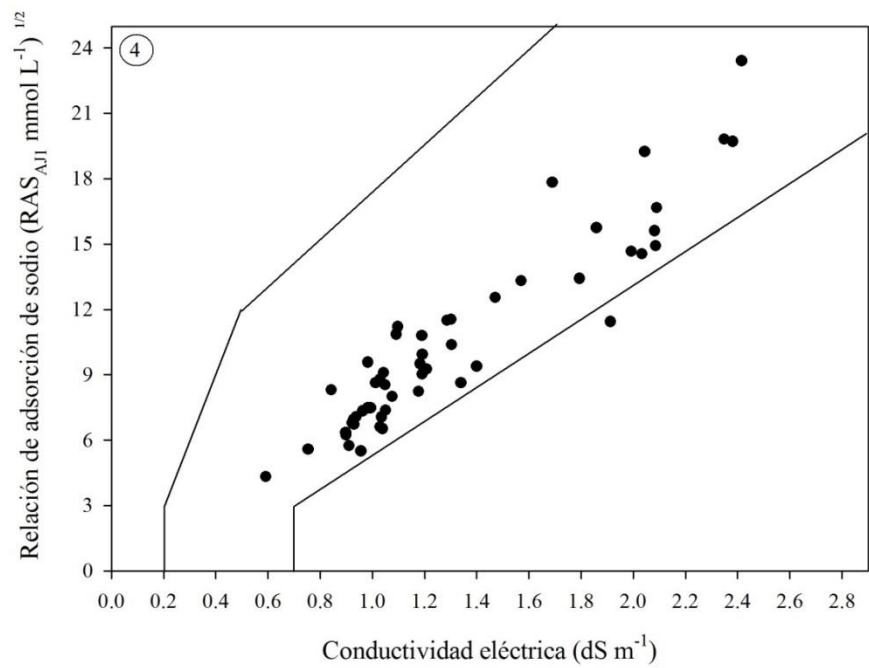


Figura 74. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio que muestra los problemas de infiltración por la aplicación del agua al riego agrícola [figuras 1, 2, 3, 4 y 5].

5.2.3. Toxicidad por iones específicos en el agua de riego

Los problemas de toxicidad en los cultivos se presentan cuando hay exceso de nutrientes o de algún otro elemento, los síntomas de toxicidad se manifiestan en el bajo rendimiento productivo, quemadura de hojas y decoloración, la toxicidad depende de la tolerancia del cultivo a cierta concentración iónica. Para cultivos sensibles, una concentración mayor de 1.25 mg L^{-1} de B^{3+} no es recomendada, mientras que para cultivos tolerantes se aceptan valores de concentración de B^{3+} hasta de 3.75 mg L^{-1} (Wilcox, 1948; Doneen 1975). La distribución del boro se ilustra en la **figura 75**, esta clasificación está basada en la propuesta por Doneen (1975), a la clase 1 pertenece el agua cuya concentración sea menor de 0.5 mg L^{-1} de B^{3+} y es recomendada para la mayoría de los cultivos en cualquier condición de suelo y clima. A la clase 2 pertenecen aquellas aguas cuya concentración de boro se encuentre entre 0.5 mg L^{-1} y 2 mg L^{-1} , esta clase de agua se limita al riego agrícola de cultivos semitolerantes.

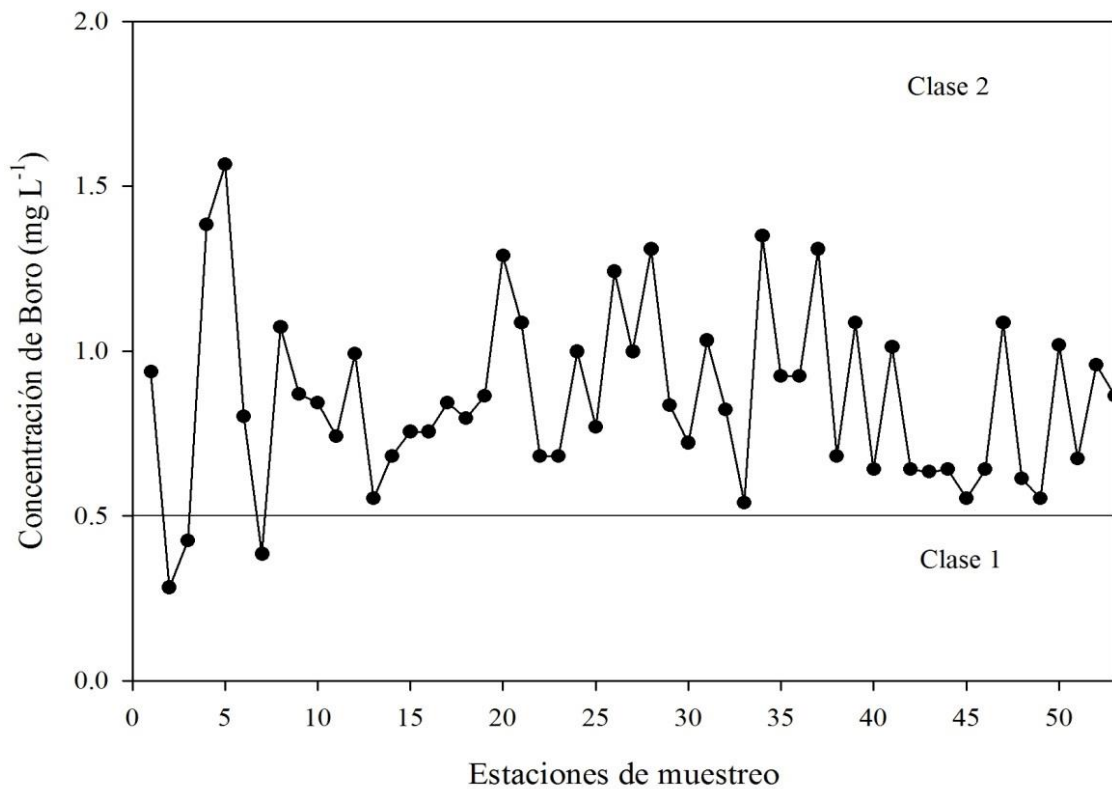


Figura 75. Distribución de la concentración de boro en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

La concentración de boro menor de 1 mg L^{-1} es esencial para el desarrollo de los cultivos, pero la elevada concentración de este elemento puede ocasionar problemas en cultivos sensibles. La mayoría de los cultivos pueden tener problemas de toxicidad cuando la concentración de boro excede 2 mg L^{-1} . La concentración de B^{3+} en el agua, fue menor de 1.565 mg L^{-1} , el valor de la mediana de la concentración de B^{3+} fue de 0.836 mg L^{-1} , y 75% de las muestras de agua tuvo valores menores de 1.015 mg L^{-1} de B^{3+} .

Los valores extremos superiores se encuentran entre 1.309 mg L^{-1} y 1.565 mg L^{-1} de B^{3+} y corresponden a la muestras (37, 28, 34, 4 y 5): Agua de infiltración que descarga al río Tula, canal de agua residual en Actopan, canal Boxaxni, túnel emisor oriente (lumbreira 11).

La toxicidad puede afectar a todos los cultivos, sin embargo, la tolerancia es distinta para cada cultivo, por lo cual, Ayers & Westcot (1987) indicaron que la selección del cultivo dependerá de su tolerancia, del tipo de suelo y clima de la zona agrícola.

Cuadro 73. Estadísticos descriptivos de las variables boro, nitrato, fosfato, silicio y cloruro en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Variable	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV (%)
B^{3+} (mg L^{-1})	0.283	1.565	0.855	0.836	0.269	1.282	31.46
NO_3^- (mg L^{-1})	1.440	138.438	55.143	59.448	26.414	136.998	47.90
PO_4^{3-} (mg L^{-1})	0.093	21.452	6.769	6.397	4.056	21.359	59.92
SiO_2 (mg L^{-1})	12.671	87.531	57.343	50.685	20.361	84.860	35.50
Cl^- (meq L^{-1})	1.630	8.260	4.243	3.680	1.537	6.630	36.22

La toxicidad más frecuente es provocada por el ion **cloruro** contenido en el agua de riego, el cloruro no es retenido por las partículas del suelo, por lo cual, se desplaza fácilmente con el agua del suelo, luego, es absorbido por las raíces de los cultivos y, por efecto de la transpiración se acumula en las hojas provocando quemaduras, en la **figura 76** se observa que los valores encontrados fueron menores de 4 meq L^{-1} e indican que en 60.37% de muestras de agua no hay restricción de uso por la aplicación de esta agua al riego agrícola.

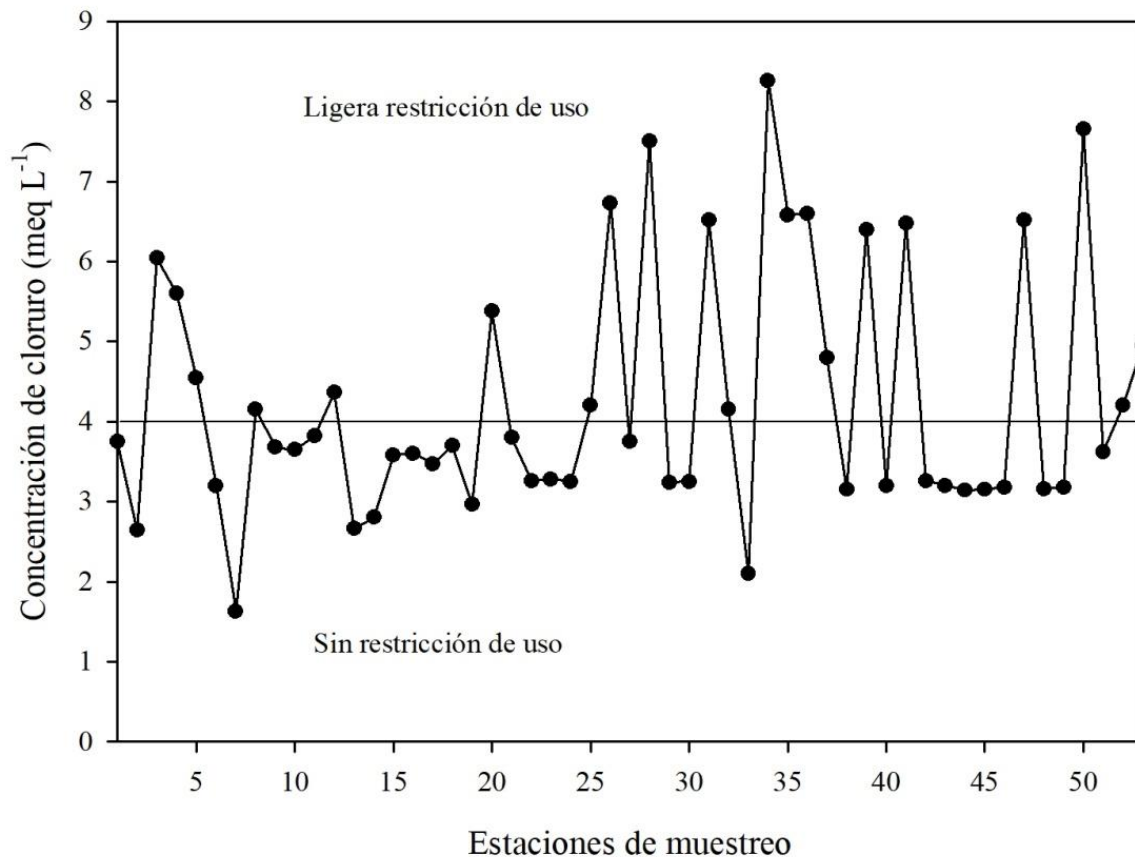


Figura 76. Distribución de cloruro en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

El contenido de **fosfato** generalmente es menor de 2.0 mg L^{-1} en las aguas naturales (**Fig. 77**), este se origina a partir del intemperismo de rocas ígneas y de la lixiviación de suelos que contienen desechos orgánicos. En este estudio, la concentración de fosfato puede atribuirse a los drenajes agrícolas, domésticos e industriales como mencionaron Velázquez-Machuca *et al.* (2010), ya que se trata de agua de origen residual en la mayoría de los casos. La distribución de fosfato presentó una variación muy alta (59.92%), lo cual, indica la heterogeneidad en la concentración en las diferentes estaciones de muestreo a lo largo de la red hidrográfica Cd. De México-Valle del Mezquital.

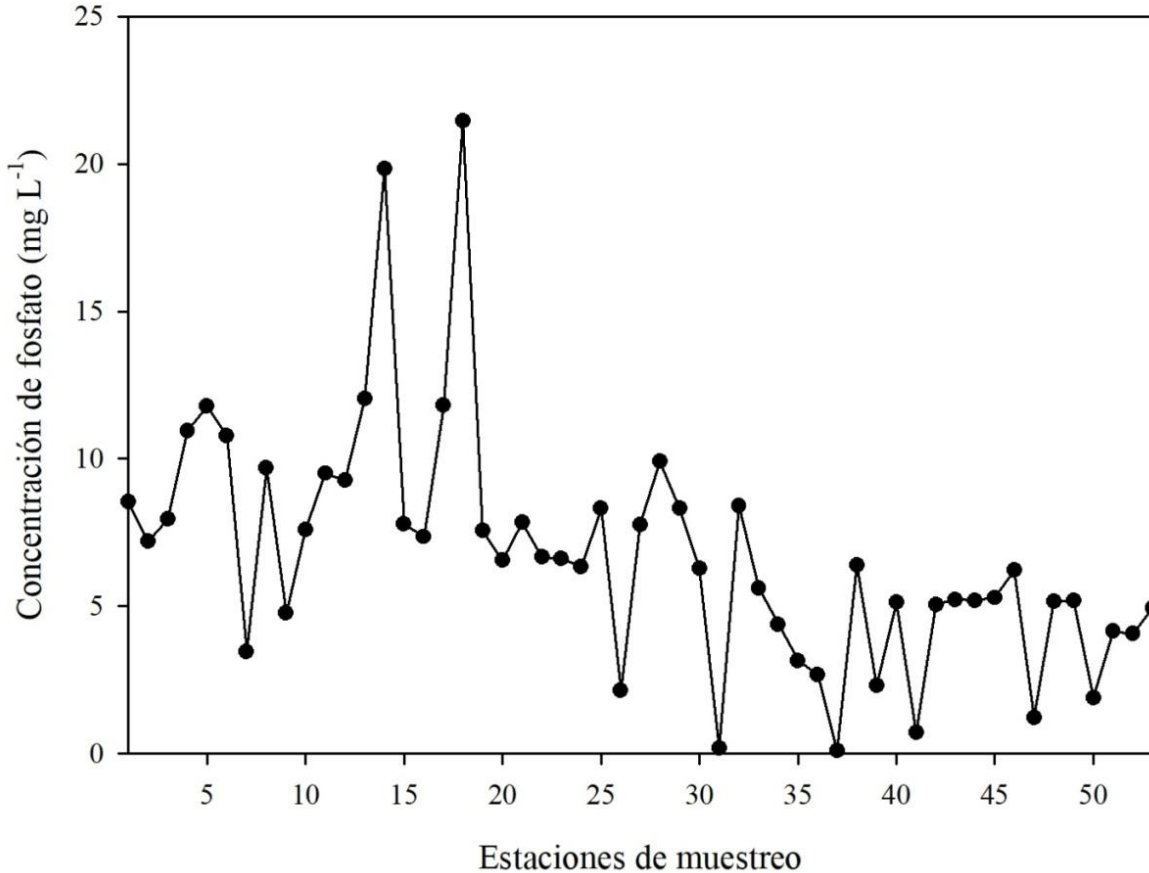


Figura 77. Distribución de la concentración de fosfato en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

La concentración de **nitrato** (**Fig. 78**) en este estudio, al igual que el fosfato, se atribuyó a las descargas de agua de drenaje agrícola, principalmente, por el uso de fertilizantes nitrogenados, los valores encontrados presentaron una variación muy alta ($CV=47.90\%$); esta variación se atribuyó a la heterogeneidad de concentración debida a la descarga de agua de origen residual doméstica, agrícola e industrial. La concentración de nitrato encontrada, varía de acuerdo con la ubicación, los primeros valores extremos de concentración ($> 87 \text{ mg L}^{-1}$) corresponden al agua de drenaje en el Estado de Hidalgo; los dos últimos valores extremos de mayor concentración ($115.193 \text{ mg L}^{-1}$ de NO_3^- y $138.438 \text{ mg L}^{-1}$ de NO_3^-) corresponden a las muestras 50 y 26 (drenaje ubicado cerca del mercado en Ixmiquilpan y al canal Boxtha, en el Estado de Hidalgo).

Por lo tanto, se puede atribuir dicha concentración a las descargas de agua residual doméstica e industrial y drenaje agrícola. La concentración de NO_3^- cuyo valor fue menor de 30 mg L^{-1} se consideró como buen indicador de la calidad del agua; 18% de las muestras de agua tuvieron una concentración menor de 30 mg L^{-1} de NO_3^- . Se encontró que 28% de muestras de agua tuvieron una concentración entre 30 mg L^{-1} y 60 mg L^{-1} de NO_3^- . Esta concentración afecta a cultivos sensibles. La zonas de menor concentración de nitrato se ubicaron en el gran canal de desagüe de la Cd. de México por la autopista Peñón-Texcoco, en el Túnel Emisor Oriente (lumbrera 11), canal de riego en Nextlalpan y en el vertedor Ávila Camacho; puede observarse que el agua de origen residual de la Ciudad de México no posee una elevada concentración de NO_3^- , más bien, esta agua se enriquece con una alta concentración de $\text{NO}_3^- (> 30 \text{ mg L}^{-1})$ a su paso por la zona agrícola denominada Valle del Mezquital y puede atribuirse a la aplicación excesiva de fertilizantes nitrogenados.

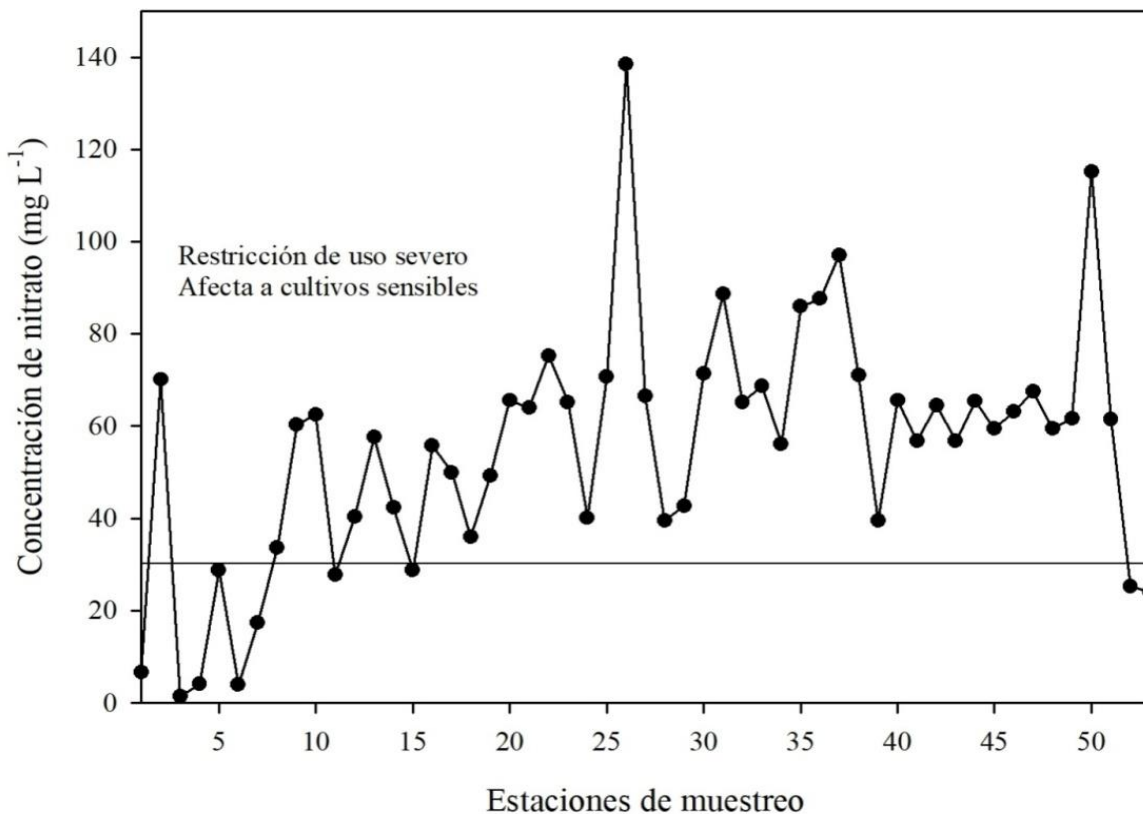


Figura 78. Distribución de la concentración de nitrato en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

Varios autores (Rascón-Alvarado, 2006; Tchobanoglous *et al.*, 2003; Ramalho, 2003; Jiménez-Cisneros, 2001; Zamora *et al.*, 2008) coinciden en que el agua de origen residual es una fuente importante de nutrientes y que al aplicar esta agua al riego agrícola aportará una cantidad considerable de elementos para la nutrición de los cultivos. Sin embargo, la elevada concentración de estos iones se atribuyó a la aplicación excesiva de fertilizantes en la agricultura y su concentración en exceso puede ocasionar daños a la salud y al ambiente, así como la eutrofización progresiva de los cuerpos de agua.

Es común encontrar silicio (**Fig. 79**) en todas las fuentes de agua natural dado que es el componente principal de las rocas de origen volcánico, sedimentarias y calizas de origen marino, y debido a las reacciones químicas de intemperismo de los silicatos estos pasan a ser constituyentes del agua (Hem, 1985).

En el caso del agua de origen residual, la fuente principal de SiO_2 proviene de los detergentes que contienen silicato de sodio y fosfatos, por lo tanto, su elevada concentración es de origen residual doméstico.

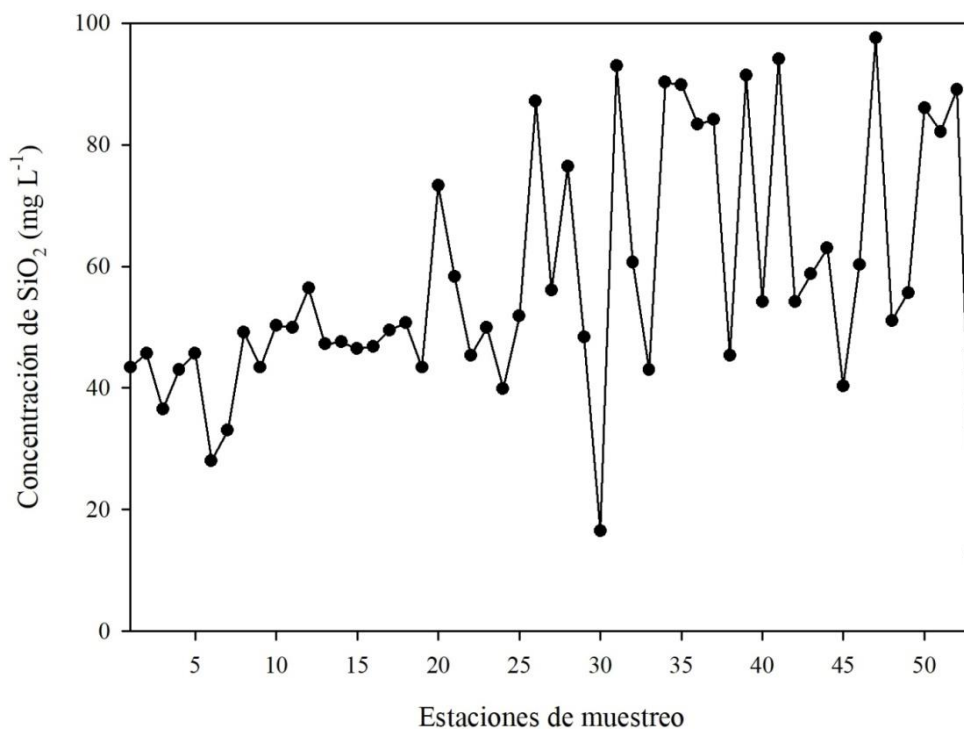


Figura 79. Distribución de la concentración de silicio en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

5.2.4. Estimación del aporte de nutrientes en el agua de riego

El uso de fertilizantes en la agricultura es una alternativa para la obtención de buenos rendimientos de los cultivos, debido a que el aporte nutrimental del suelo es, en la mayoría de los casos, deficiente para cubrir la demanda de los cultivos (Peña-Cabriales *et al.*, 2001). En México, el empleo de fertilizantes no es uniforme en las áreas agrícolas, pues se ha concentrado en las zonas donde se desarrolla una agricultura de riego intensa, y la aplicación de fertilizantes químicos se realiza en dosis cada vez mayores (Peña-Cabriales *et al.*, 2001). La producción de cultivos, en el Estado de Hidalgo, se concentra principalmente en la alfalfa, frijol, maíz y avena, cuya demanda de agua y nutrientes es elevada. Con respecto de lo anterior, se realizaron los cálculos correspondientes para estimar, a partir de la concentración iónica del agua de la red hidrográfica Cd. de México-Valle del Mezquital, el aporte de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio para una lámina de riego de 1 metro por hectárea. Los cálculos se realizaron utilizando análisis dimensional (Chang & Goldsby, 20013; Benson, 2014). Los estadísticos descriptivos de estas variables se presentan en el **cuadro 74**. Los datos no siguen una distribución normal, y el coeficiente de variación fue muy elevado para las variables fósforo y nitrógeno. La distribución de nutrientes fue muy heterogénea y considerando el aporte del agua con una lámina de riego de 1 m por hectárea, el valor de la mediana representa mejor el valor central de los datos, en este sentido se puede establecer la secuencia de mayor a menor aporte: calcio > magnesio > potasio > nitrógeno > fósforo. Se estimó que la aplicación de una lámina de riego de un metro aportará 134 kg ha⁻¹ de nitrógeno y 63 kg ha⁻¹ de fósforo. Sin embargo, es necesario aclarar que esta concentración se debe a la descarga de agua de origen residual en esta zona agrícola y a la lixiviación de fertilizantes.

Cuadro 74. Estadísticos descriptivos de las variables nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV (%)
Nitrógeno	3.25	312.72	124.56	134.28	59.66	309.46	47.89
Fósforo	0.93	214.52	67.69	63.96	40.55	213.58	59.90
Potasio	148.58	379.27	261.01	250.24	60.27	230.69	23.09
Calcio	128.25	721.44	395.20	370.74	127.97	593.18	32.38
Magnesio	156.73	716.85	333.23	297.67	123.42	560.11	37.03

Prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0.01$; $\alpha = 0.05$).

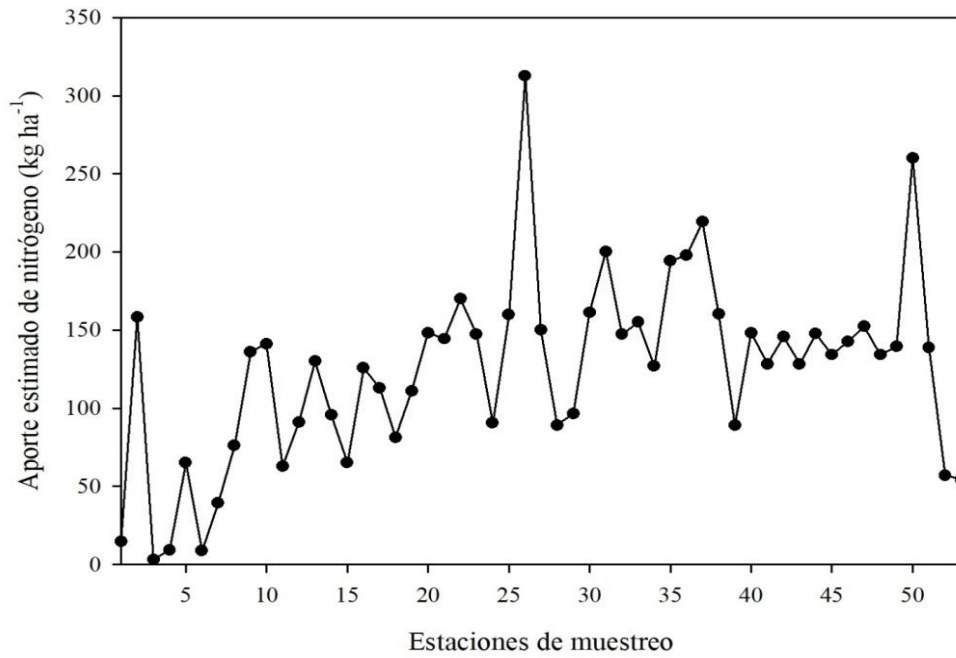


Figura 80. Distribución del aporte estimado de nitrógeno en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

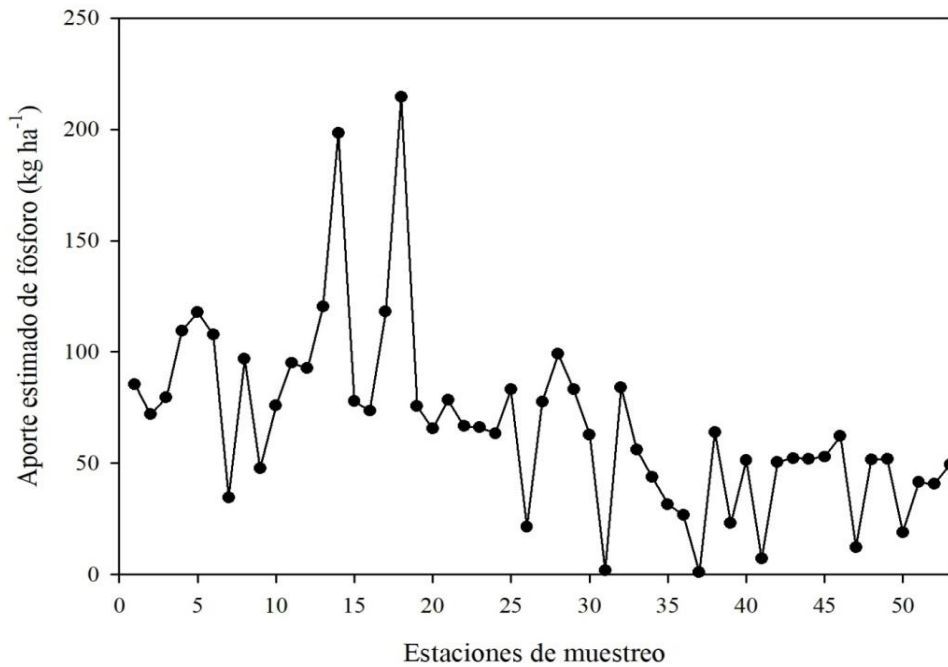


Figura 81. Distribución del aporte estimado de fósforo en el agua de la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

La **figura 82** muestra que, con respecto del aporte de nitrógeno, el cuartil 1 (Q_1) tiene valores de 89 kg ha^{-1} de N; el cuartil 3 (Q_3) tiene un valor de 151 kg ha^{-1} de N; lo anterior indica que 75% de las muestras de agua analizadas tienen valores estimados de aporte de nitrógeno menores de 151 kg ha^{-1} . Las observaciones extremas, es decir, observaciones mayores que el límite superior corresponden a las estaciones de muestreo localizadas en canales de riego y drenaje en el Estado de Hidalgo, se trata de agua con alta concentración de nitrato.

Con respecto del fósforo, el Q_3 tiene un valor de 83 kg ha^{-1} , ello indica que 75% de las muestras de agua analizadas aportarán menos de 83 kg ha^{-1} de P. Los valores atípicos mayores que el límite superior en este caso corresponden a las muestras localizadas en el túnel emisor oriente, canal Teltipan-Tlaxcoapan, canal Pemex, canal de riego en Atitalaquia y canal de riego en la colonia Morelos. Las descargas de agua de origen residual doméstica e industrial y el drenaje agrícola influyeron en la concentración de fósforo.

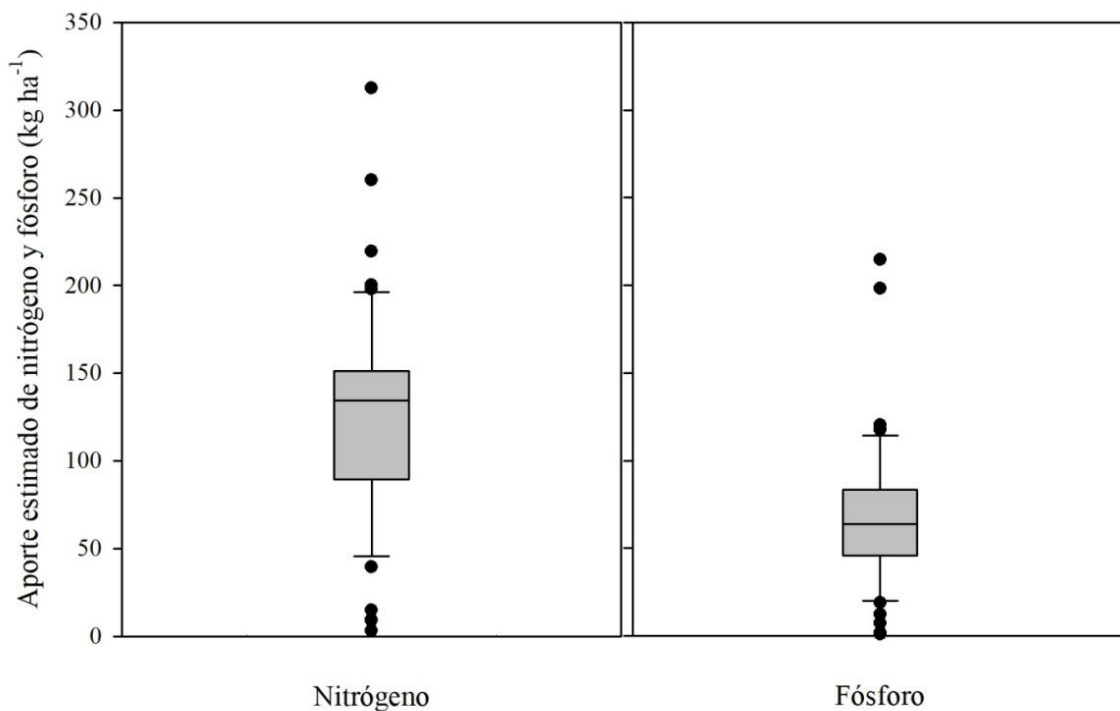


Figura 82. Diagrama de caja de la concentración estimada de nitrógeno y fósforo en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

5.2.5. Composición iónica del agua con valores extremos de concentración

Se analizó la concentración iónica del agua que presentó valores extremos de conductividad eléctrica, tanto menores que el límite inferior como mayores que el límite superior, para ello, se utilizaron diagramas de caja elaborados en SigmaPlot® 10.0, y los valores extremos fueron calculados mediante análisis estadístico en el programa SAS® 9.0. Se utilizó la CE porque es un buen estimador de la concentración iónica total del agua.

Los valores extremos de CE (**Fig. 83**), expresada en dS m^{-1} , en el límite inferior fueron los siguientes: 0.592, 0.754, 0.843, 0.898, 0.899, estos corresponden a las muestras 7-Laguna de Zumpango, 13-Pemex, 33-río Tula Tezontepec, 49-río Tula Ixmiquilpan y 45-canal de riego el Tepe la peña. Y los valores extremos de CE, expresada en dS m^{-1} , en el límite superior, y que fueron los más elevados (2.086, 2.090, 2.348, 2.381, 2.415) corresponden a las siguientes muestras de agua: 28-canal de agua residual Actopan, 41-presa Debodhé, 34-canal Boxaxni, 50-canal mercado Ixmiquilpan y 26-canal Boxtha. 75% de las muestras de agua tuvieron una CE entre 0.592 dS m^{-1} y 1.630 dS m^{-1} . Considerando que los valores extremos de CE fueron los menores de 0.900 dS m^{-1} y mayores de 2.00 dS m^{-1} , 81.13% de las muestras de agua analizadas tuvieron valores de CE distribuidos entre 0.9 dS m^{-1} y 2 dS m^{-1} .

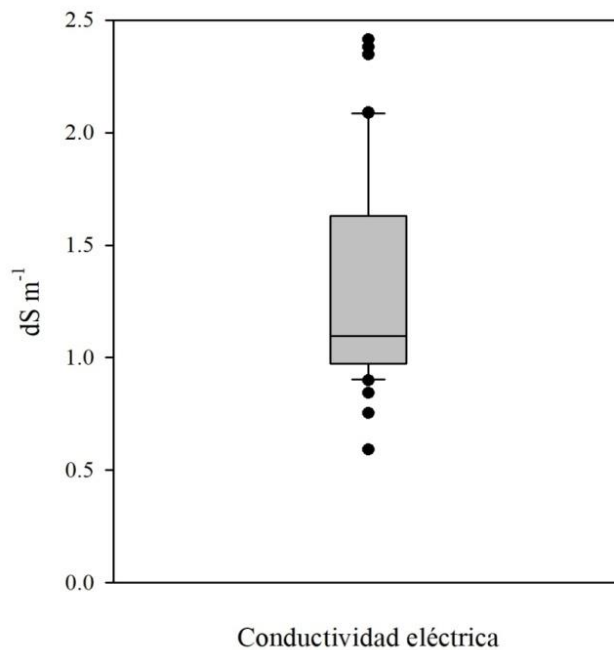


Figura 83. Diagrama de caja de la conductividad eléctrica medida en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, otoño 2015.

En el **cuadro 75** se muestra la composición iónica de estas muestras de agua. En el primer grupo se encuentran muestras de agua de baja concentración iónica de tipo bicarbonatada-sódica, rica en nitrato; en el segundo grupo se encuentran las muestras de agua de elevada concentración iónica de tipo bicarbonatada-sódica, y con alta concentración de nitrato y silicio; la elevada concentración de nitrato y silicio puede atribuirse a las descargas de agua de origen residual y drenaje agrícola.

Cuadro 75. Composición iónica de las muestras de agua en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital con valores extremos de concentración.

Valores menores que el límite inferior de CE (0.905 dS m ⁻¹), agua con baja concentración iónica														
ID	pH	CE dS m ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	B ³⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SiO ₂
			meq L ⁻¹										mg L ⁻¹	
7	9.20	0.592	0.64	1.29	3.29	0.54	0.72	2.30	1.63	0.95	0.384	17.48	3.45	33.02
13	6.95	0.754	1.42	1.65	3.85	0.38	0.00	3.87	2.66	0.58	0.553	57.59	12.03	47.23
33	7.34	0.843	0.95	1.55	5.29	0.45	0.00	5.26	2.10	0.65	0.540	68.70	5.61	43.00
49	7.42	0.898	1.81	2.08	4.42	0.47	0.00	4.95	3.18	0.41	0.553	61.71	5.18	55.67
45	7.41	0.899	1.85	2.10	4.38	0.46	0.00	4.83	3.15	0.55	0.553	59.44	5.29	40.31
Valores mayores que el límite superior de CE (2.08 dS m ⁻¹) agua con elevada concentración iónica														
28	7.58	2.086	3.60	4.40	11.44	0.76	0.00	10.45	7.50	1.58	1.309	39.49	9.90	76.41
41	7.57	2.090	2.58	4.42	12.58	0.68	0.00	10.80	6.48	2.60	1.012	56.77	0.71	94.07
34	7.67	2.348	3.38	4.20	14.54	0.84	0.00	12.31	8.26	1.77	1.349	56.15	4.39	90.23
50	7.85	2.381	2.95	4.52	14.62	0.97	0.00	12.63	7.65	2.15	1.019	115.19	1.90	86.01
26	7.55	2.415	2.68	3.88	16.38	0.62	0.00	13.41	6.73	2.84	1.241	138.43	2.14	87.16
Identificación de las muestras de agua														
7	Laguna de Zumpango					28	Canal de agua residual, Actopan							
13	Pemex					41	Presa Debodyé							
33	Río Tula, Tezontepec					34	Canal Boxaxni							
49	Río Tula, Ixmiquilpan					50	Drenaje, mercado en Ixmiquilpan							
45	Canal de riego el Tepe, la peña					26	Canal Boxtha							

5.2.6. Análisis de la producción de cultivos en el Estado de Hidalgo

Con base en información de acceso público consultada en fuentes gubernamentales como SAGARPA e INEGI se realizó el análisis de la producción de cultivos en el Estado de Hidalgo; para observar la variación tanto de cultivos como de producción en este Estado, que en la mayoría de los casos se abastece del agua de origen residual generada en la Ciudad de México y evacuada hacia el Valle del Mezquital en el Estado de Hidalgo.

Se analizó la producción de cultivos bajo la modalidad de riego y temporal y se concluyó que la diferencia de producción se debe, fundamentalmente, a la disponibilidad y al acceso al recurso hídrico, además, a la aplicación de fertilizantes. Se consideró que existe desigualdad entre la producción agrícola de riego y de temporal, dicha desigualdad es de tipo técnico, económico, de maquinaria, equipos varios y mano de obra.

En el **cuadro 76** se observa que en el Estado de Hidalgo se producen diferentes cultivos agrícolas y al mismo tiempo contribuyen de manera diferenciada en la producción total nacional. En este sentido, Hidalgo contribuye con 82.6% de la producción nacional de pulque y con 30.7% de la producción nacional de coliflor.

La situación cambia si se analiza la superficie dedicada a la siembra y la superficie cosechada, independientemente del tonelaje producido, es interesante analizar la superficie dedicada a la siembra bajo sus dos modalidades principales: riego y temporal.

La CONAGUA (2013) argumenta que a pesar de su menor superficie, la agricultura de riego produce tres veces más que la agricultura de temporal, esto es cierto si se toma en cuenta el acceso y buena distribución del agua, maquinaria y fertilizantes. De manera que la comparación entre la agricultura de riego y temporal es inadecuada dadas las enormes diferencias de trabajo y capital.

Debido a esta comparación sesgada entre la agricultura de riego y temporal, los recursos federales se destinan mayormente a la agricultura de regadío y se relega la producción de temporal argumentando que estas últimas son tierras de muy baja eficiencia productiva.

Cuadro 76. Principales cultivos en el Estados de Hidalgo y su contribución en el total de la producción nacional.

	Cultivos	Producción (toneladas)	Porcentaje en el total nacional (2010)
	Coliflor	25 243	30.7
	Ejote	20 732	27.2
Estado de Hidalgo	Alfalfa verde	5 090 576	17.3
	Maguey pulquero	211 983 (miles de litros)	82.6
	Cebada grano	98 276	18.9

Fuente: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

La superficie dedicada a la agricultura y a la ganadería, la mayor cantidad de unidades de producción en México se destinan a los cultivos de maíz, café, frijol, caña de azúcar, naranja, sorgo y alfalfa, y las unidades de producción de mayor representación en el sector pecuario corresponden a la explotación de bovinos para carne, porcinos en traspatio, ovinos, bovinos para leche y caprinos (INEGI).

En el Estado de Hidalgo la agricultura de riego, en el año 2014, tuvo una superficie sembrada de 139 236 hectáreas, aproximadamente, de las cuales, se cosecharon 137 860 hectáreas; 44.89% de la superficie total bajo riego se destinó al cultivo de forrajes, de estas, la mayor superficie (75.97%) corresponde al cultivo de alfalfa verde; seguido en superficie sembrada y cosechada se encuentra el área destinada a los cereales (41.79% de la superficie total), de estas, se destinaron al maíz grano 57 629 hectáreas (99%).

La superficie agrícola dedicada a cereales y forrajes bajo riego en el Estado de Hidalgo suma 86.68%; 8.19% de la superficie total se destinó a las hortalizas: elote (2 244 hectáreas), calabacita (2 211 hectáreas), chile verde (1 348 hectáreas) y tomate (1 292 hectáreas). Con respecto de la agricultura de temporal, se destinaron 286 807 hectáreas, de las cuales fueron cosechadas 282 228 hectáreas. De la superficie total dedicada a la agricultura de temporal, se estima que 69.21% se destinó al cultivo de maíz, 10.03% al cultivo de frijol y 9.25% a la avena forrajera.

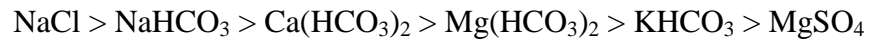
Cuadro 77. Superficie sembrada, cosechada y volumen de producción de los cultivos con mayor superficie de siembra bajo condiciones de riego y temporal.

Edo. Hidalgo		Modalidad: Riego			Modalidad: Temporal		
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Volumen de producción (toneladas)	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Volumen de producción (toneladas)
Cereales		58195	57438	408338	207599	203153	257369
	Maíz grano	57629	56872	406136	198516	194327	244761
Forrajes		62504	62504	4866817	49510	49417	871341
	Alfalfa verde	47488	47488	4057601			
	Pastos	5495	5495	494744	17738	17710	422145
	Avena forrajera	5090	5090	174399	26545	26480	365810
	Maíz forrajero	1974	1974	81525	2579	2579	45166
Hortalizas		11404	10863	146590	1229	1224	6132
	Elote	2244	1956	23500			
	Calabacita	2211	2204	26489	4.5	4.5	14
	Chile verde	1348	1339	13320	435	430	1342
	Tomate	1292	1182	12348	44	44	186
Legumbres secas		7133	7055	13089	29698	29658	13183
	Frijol	7011	6933	12923	28788	28748	12295

Fuente: SIAP-SAGARPA

5.2.7. Síntesis del sistema hidrográfico Valle del Mezquital

Los resultados obtenidos bajo las condiciones en que se realizó ésta investigación mostraron una alta variación en la composición iónica del agua en la red hidrográfica Cd. de México-Valle del Mezquital durante el otoño de 2015. El tipo de agua dominante fue bicarbonatada-sódica, y la distribución hipotética de sales presentó la siguiente secuencia:



La concentración iónica del agua, considerando el valor de la mediana fue la siguiente: Cationes: 10.78 meq L⁻¹; Aniones: 10.42 meq L⁻¹; suma de iones: 21.17 meq L⁻¹; sólidos totales disueltos: 774 mg L⁻¹. Se trata de agua de origen residual doméstico, agrícola e industrial con una concentración iónica medianamente alta y de mala calidad para su uso en la irrigación de la mayoría de cultivos.

La concentración de sólidos totales fue de 772 mg L⁻¹, sólidos fijos 596 mg L⁻¹ y residuo orgánico estimado de 168 mg L⁻¹, en estos casos el coeficiente de variación fue medio. La mediana del pH fue de 7.41 y de la CE fue de 1.09 dS m⁻¹.

Respecto de lo anterior, las condiciones del agua fueron de tendencia neutro-alcalina, y la CE medianamente alta, estos valores son variables en todo el Valle del Mezquital, pues se encontró la CE entre 0.592 dS m⁻¹ y 2.415 dS m⁻¹.

Los objetivos del estudio se cumplieron, la hipótesis general de la investigación no puede generalizarse para todas las muestras de agua analizadas en esta investigación.

La hipótesis nula de correlación se rechazó, por lo tanto, la concentración iónica influyó en la salinidad, sodicidad y toxicidad del agua, es decir, a mayor concentración iónica se encontró mayor riesgo de salinidad, sodicidad y toxicidad.

La hipótesis nula de regresión se rechazó, por lo tanto, se observó una relación lineal entre la concentración iónica y la conductividad eléctrica, fuerza iónica y presión osmótica, en este caso, la relación fue de tipo estadística concluyéndose que la conductividad eléctrica, la fuerza iónica y la presión osmótica dependen, de la concentración de iones en solución.

La relación de adsorción de sodio, calculada con diferentes fórmulas, presentó diferencia significativa entre cada una de las ecuaciones con las que se calculó la RAS, se encontró que los valores de RAS más bajos se obtuvieron con la ecuación propuesta por el USDA ($Me=4.48$), siguiendo en orden ascendente: $RAS^{\circ} Me=5.65$, $RAS_{or} Me=6.66$, $RAS_{aj}^{\circ} Me=9.10$, $RAS_{aj} Me=13.74$.

La amplitud de valores de RAS permitió estimar el PSI; se encontró que el PSI depende del valor de RAS y del valor de K_G . Este último valor K se determina experimentalmente para cada tipo de suelo en particular, sin embargo, el PSI estimado ofrece una aproximación al valor del PSI del suelo irrigado con este tipo de agua, y para suelos arcillosos el PSI estimado será mayor. El riesgo de salinización y toxicidad para el suelo y los cultivos irrigados con el agua de la red hidrográfica Cd. de México-Valle del Mezquital fue alto, por lo cual, presentó restricciones de uso. La concentración de B^{3+} , NO_3^- y PO_4^{3-} presentó una variación media-alta, el incremento de estos iones se atribuyó al efecto de concentración por la descarga de agua residual domésticas e industriales y drenaje agrícola.

Se destacó la superficie bajo riego dedicada a los cultivos de maíz, alfalfa y frijol; mientras que la superficie de temporal se caracterizó por la siembra de maíz, frijol y avena forrajera, en este sentido, la aplicación del agua a la irrigación de estos cultivos representa problemas de salinidad, sodicidad y toxicidad, mayormente para el frijol, ya que este es más sensible a la salinidad.

5.3. Caracterización hidroquímica y calidad agronómica de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital durante la primavera 2016

Para realizar el estudio del agua que irriga los cultivos en Valle del Mezquital, se realizó un muestreo de juicio en la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital, durante la primavera de 2016, para ello se consideró la recolección de muestras por duplicado en el mayor número de canales de riego derivados de las principales presas de almacenamiento (Zumpango, Debodhé, Zimapán, Madhó Corrales, Vicente Aguirre, Rojo Gómez, Requena, Dolores y Endhó, entre las más importantes).

5.3.1. Hidroquímica de la red hidrográfica del Valle del Mezquital

En la **figura 4-A** se muestra la localización de las estaciones de muestreo. El agua residual se mezcla con el agua de río Tula, con agua de pozo conducida por canales de riego; de manera que, la capacidad de autodepuración del agua disminuye cuando se incrementa la carga de desechos, pero un factor importante es la velocidad del flujo que permite la mezcla, aireación y sedimentación; en ese sentido, el agua cruda que sale de la Ciudad de México mediante el Gran Canal de desagüe, tiene modificaciones importantes por el sistema de presas y canales de distribución durante su trayecto al Valle del Mezquital.

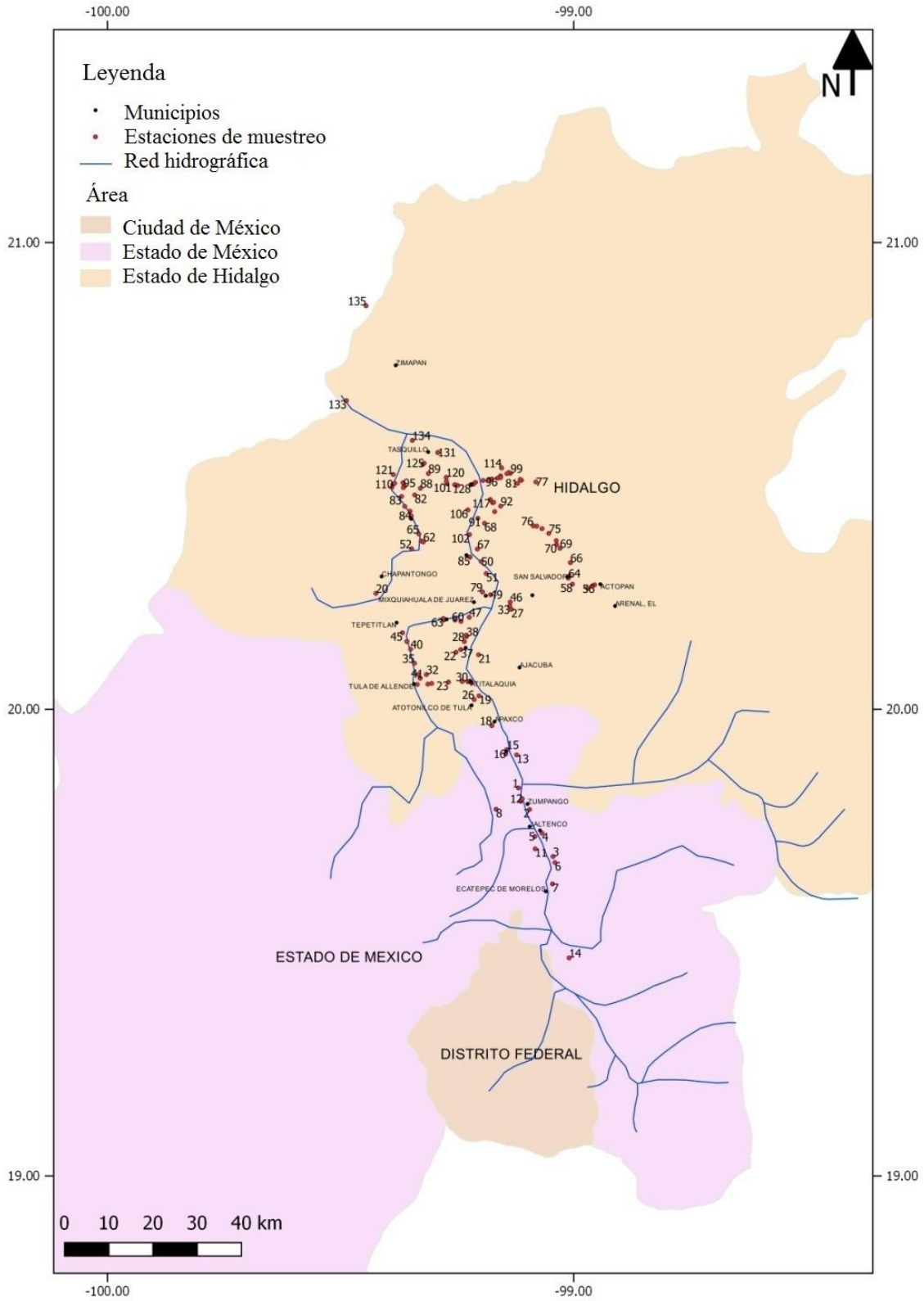


Figura 4-A. Localización de las estaciones de muestreo en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

La temperatura del agua tiene variaciones debido a la época de muestreo y la hora del día en que se realiza, sin embargo, el coeficiente de variación fue bajo (10.49%) e indica que la temperatura del agua es similar y varía poco a lo largo de su trayecto, la mediana fue de 21.3°C.

Con respecto del tipo de agua se encontró que es bicarbonatada-sódica (**Fig. 84**) y por su concentración no se recomienda para riego agrícola debido al riesgo de salinización y sodificación que representa su aplicación.

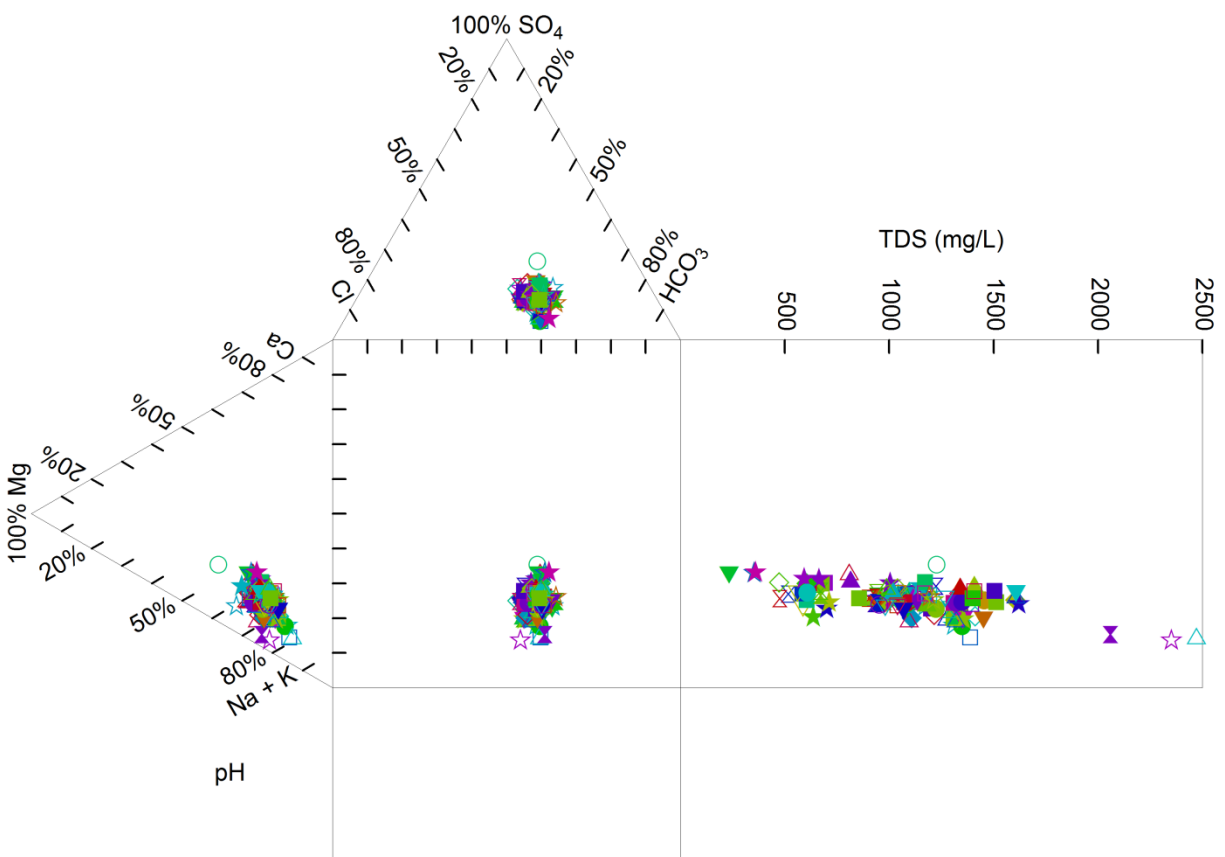


Figura 84. Diagrama de la composición iónica relativa del agua en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Con respecto del pH, el valor mínimo fue 7.04 y se encontró en el gran canal de desagüe en Zumpango, el máximo fue 9.86 y corresponde al canal Rojo Gómez por la vía cerro azul-xamajé; el promedio fue de 7.86 y la mediana fue 7.76, estos valores de pH encontrados indican que el agua tiene una tendencia neutro-alkalina. El coeficiente de variación fue bajo (5.85%) e indica que los valores de pH encontrados no tienen una alta variación, los valores extremos en el límite inferior (7.04, 7.17, 7.18, y 7.22) corresponden al agua del canal de desagüe en Zumpango, canal Xamajé, canal Pemex III, canal Tlahuelilpan, puente Pemex en Tecámac; los valores en el límite superior (8.58, 8.59, 8.60, 8.61 y 9.86) corresponden al agua de los canales: Capula, el mexicano II, el Alberto, río Alfajayucan y canal Rojo Gómez, estos valores de pH ligeramente alcalino pueden atribuirse a la composición de los sedimentos ricos en carbonato cálcico-magnésico por donde fluye el agua.

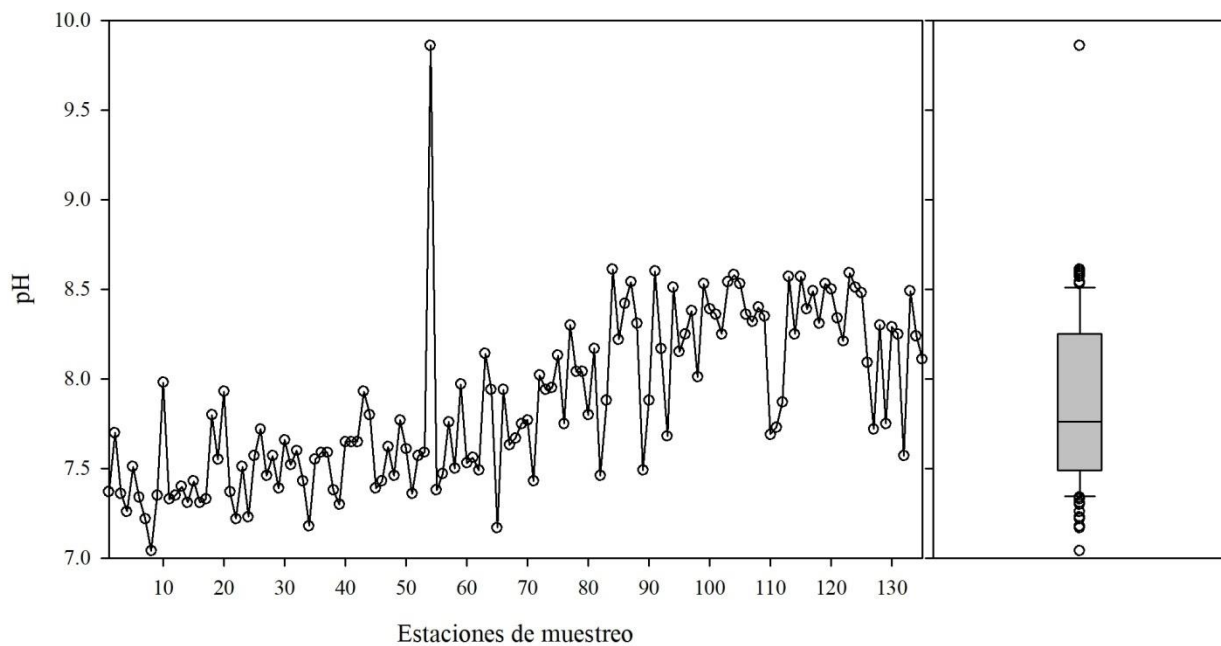


Figura 85. Distribución del pH en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Dado que el pH está regulado por el sistema del ácido carbónico, puede generalizarse que la concentración de CO_2 influye en el pH de los cuerpos de agua, pues la actividad fotosintética de los organismos acuáticos disminuye la concentración de CO_2 e incrementa el pH.

La conductividad eléctrica proporciona una buena estimación de la concentración iónica del agua, los valores encontrados se presentan en el **cuadro 78**, el mínimo fue 0.278 dS m^{-1} , el máximo 3.684 dS m^{-1} , la mediana 1.645 dS m^{-1} , el valor de CE de 1.489 dS m^{-1} se encontró en el cuartil 1 y en el cuartil 3 se encontró una CE de 2.040 dS m^{-1} . El coeficiente de variación fue medio e indica la heterogeneidad de valores de CE encontrados (**Fig. 86**).

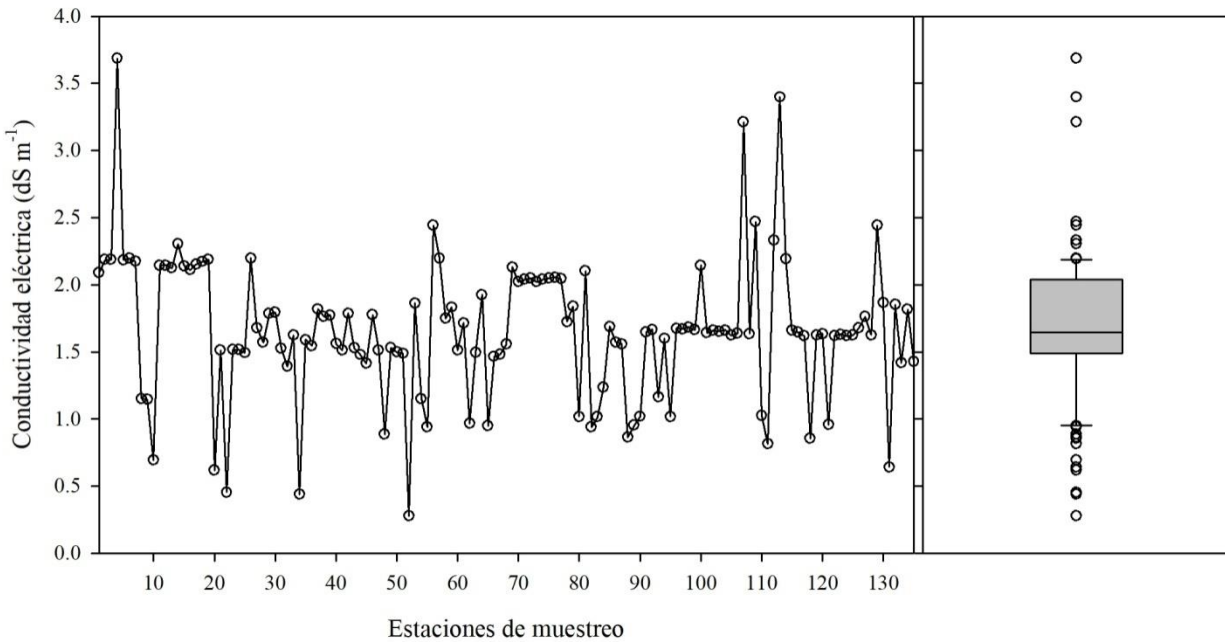


Figura 86. Distribución de la conductividad eléctrica en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Los valores extremos de CE, expresada en dS m^{-1} , en el límite inferior fueron los siguientes: $0.278, 0.439, 0.454, 0.618, 0.642$, estos corresponden a las muestras: 52-presa Dolores, 34-canal Pemex III, 22-canal Tlahuelilpan, 20-río Chapatongo y 131-manantial en balnearios Juchitlán. Y los valores extremos de CE, expresada en dS m^{-1} , en el límite superior, y que fueron los más elevados son: $2.442, 2.469, 3.212, 3.398, 3.684$, corresponden a las siguientes muestras de agua: 56-drenaje doméstico Actopan, 109-drenaje balnearios el Tephé, 107-drenaje agrícola Bangandhó, 113-drenaje agrícola el Nith-Debodhé y 4-canal Nextlalpan. 75% de las muestras de agua tuvieron una CE entre 0.278 dS m^{-1} y 2.040 dS m^{-1} . Considerando que los valores extremos de CE fueron los menores de 0.642 dS m^{-1} y mayores de 2.442 dS m^{-1} , 92.59% de las muestras de agua analizadas tuvieron valores de CE distribuidos entre 0.642 dS m^{-1} y 2.442 dS m^{-1} .

La cuantificación de la salinidad se ha realizado de diversas formas, ésta se inició mediante la evaporación, luego pasó a la titulación tomando como base la proporcionalidad constante, y actualmente se realiza su estimación mediante la conductividad eléctrica cuyo fundamento se basa en la ley de la disociación iónica y la propiedad de orientarse en un campo eléctrico (De la Lanza Espino, 2006).

En este trabajo se utilizaron los tres métodos para la determinación de la salinidad del agua; la evaporación de un volumen conocido de agua proporcionó una medición directa de la concentración total de sales en solución, pero se desconoce el tipo de iones presentes; mediante titulación se midió la concentración de iones en el agua; considerando que en la solución existen iones y que estos tienen la propiedad de conducir corriente eléctrica, se estimó su concentración total mediante la CE.

En este sentido, se complementan los tres métodos aplicados en la cuantificación y estimación de la salinidad dado que existe una estrecha relación positiva entre la CE, STD y suma de iones.

Cuadro 78. Estadísticos descriptivos de la composición iónica en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

		K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv. Est.	Ampl.	CV (%)	Q ₁	Q ₃	95%
T	°C	0.001	16.4	31.0	21.41	21.3	2.24	14.60	10.49	20	22.3	26.04
pH		0.001	7.04	9.86	7.86	7.76	0.46	2.82	5.85	7.49	8.25	8.57
CE	dS m ⁻¹	0.001	0.278	3.68	1.66	1.64	0.52	3.40	31.35	1.48	2.04	2.35
Ca ²⁺		0.026	0.48	3.80	2.16	2.20	0.62	3.32	28.73	1.81	2.50	3.22
Mg ²⁺		0.015	0.68	7.31	3.59	3.62	1.08	6.63	30.33	3.02	4.20	5.20
Na ⁺		0.00	1.39	27.23	9.64	9.44	3.67	25.84	38.09	8.02	11.51	14.64
K ⁺		0.00	0.16	1.70	0.77	0.70	0.29	1.54	38.03	0.62	0.81	1.51
Σ		0.00	2.72	36.03	16.18	16.06	5.06	33.31	31.27	14.46	19.85	22.39
CO ₃ ²⁻	meq L ⁻¹	0.00	0.00	1.12	0.04	0.00	0.18	1.12	439.12	0.00	0.00	0.58
HCO ₃ ⁻		0.00	1.34	19.62	8.08	8.09	2.53	18.28	31.37	7.15	9.46	11.71
Cl ⁻		0.01	0.83	12.98	5.40	5.12	1.89	12.15	35.01	4.52	6.83	8.11
SO ₄ ²⁻		0.20	0.41	5.28	2.19	2.15	0.69	4.87	31.91	1.76	2.60	3.32
Σ		0.00	2.65	35.01	15.72	15.60	4.91	32.36	31.25	14.08	19.17	21.80
Iones		0.00	5.37	71.04	31.90	31.70	9.97	65.67	31.26	28.54	39.02	44.19
STD	mg L ⁻¹	0.00	190.729	2563.33	1130.76	1111.87	353.18	2372.60	31.23	1015.21	1354.62	1582.08

K-S: Prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con $\alpha=0.05$; n=135

La concentración de cationes, considerando el valor de la mediana, presentó la siguiente secuencia: $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$, y respecto de los aniones: $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$. Se trata de agua con predominancia de sodio y bicarbonato, esta es una de las características principales del agua de origen residual urbano e industrial. La mediana de concentración de iones fue 31.70 meq L^{-1} y $1111.87 \text{ mg L}^{-1}$.

En la **figura 87** se ilustra la distribución de cationes y aniones, el área bajo la curva indica la concentración de cada uno de los iones, se observa que predomina el bicarbonato, el cloruro y el sodio. Por lo tanto, la concentración de estos iones en el agua aplicada al riego agrícola puede ocasionar problemas de sodicidad que se manifiestan en la disminución de la permeabilidad y dispersión de las partículas del suelo, y toxicidad por cloruro en los cultivos.

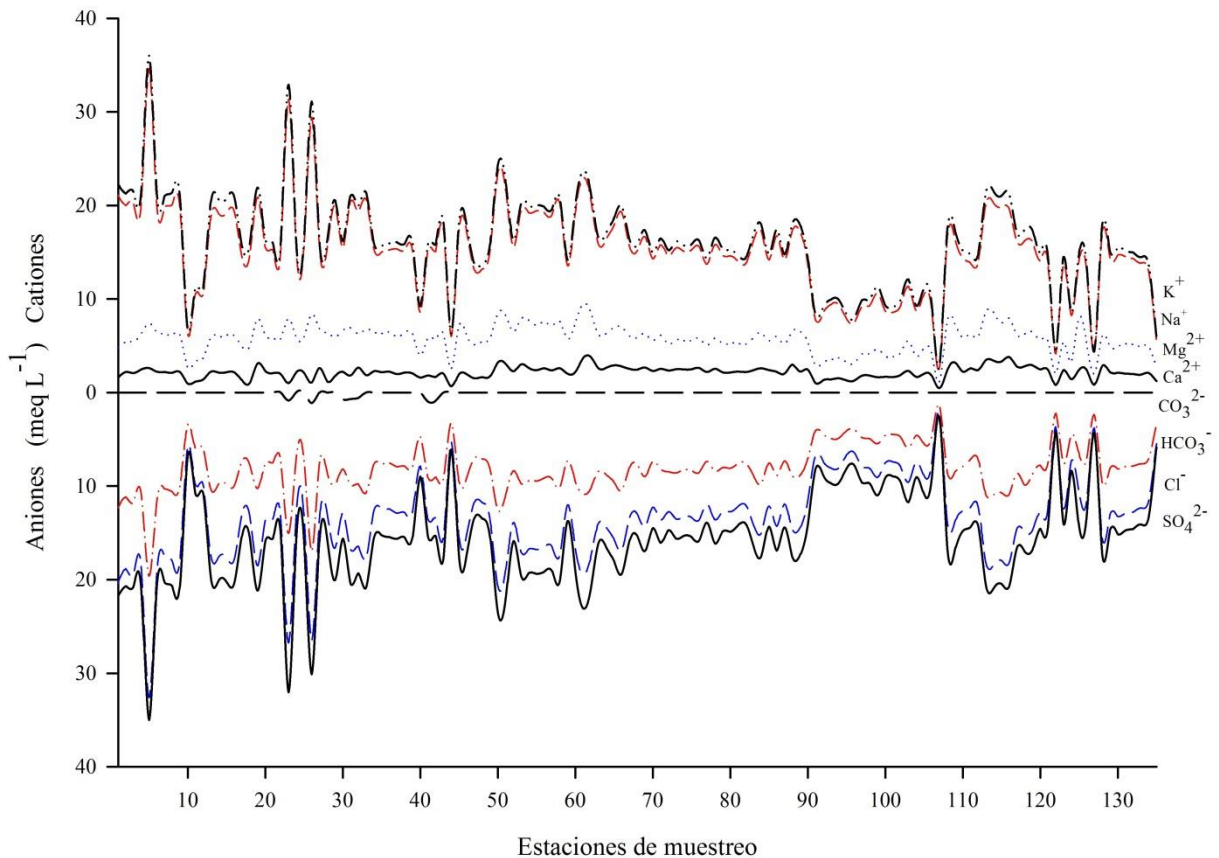


Figura 87. Diagrama de distribución de cationes y aniones en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Para observar la influencia de la concentración iónica en la CE se realizó el análisis de correlación de Spearman, la hipótesis de correlación fue la siguiente: no existe influencia de los iones en la conductividad eléctrica ($H_0: \text{Rho}_{xy}=0$), de acuerdo con los resultados (**Cuadro 79**) se comprobó que los iones, expresados en unidades meq L^{-1} y mg L^{-1} , influyeron en la CE de manera diferenciada.

Se puede establecer la siguiente secuencia en orden de mayor a menor influencia por parte de los cationes: $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+}$; y con respecto de los aniones: $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$, el CO_3^{2-} no tuvo influencia en la CE ($\text{Rho}=0.166$) y se debe a que no se encontró este ión en las muestras de agua, excepto en algunos sitios donde el pH fue mayor de 8.3 en Debohdé y Tasquillo.

Cuadro 79. Matriz de correlación de Spearman de las variables medidas en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

	CE	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Σ	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	Σ	Iones	STD
CE	1											
Ca^{2+}	0.55	1										
Mg^{2+}	0.79	0.42	1									
Na^+	0.96	0.47	0.69	1								
K^+	0.65	0.40	0.50	0.59	1							
Σ	0.99	0.55	0.80	0.96	0.65	1						
HCO_3^-	0.95	0.55	0.71	0.95	0.63	0.96	1					
Cl^-	0.95	0.53	0.75	0.93	0.67	0.95	0.89	1				
SO_4^{2-}	0.71	0.49	0.82	0.63	0.38	0.71	0.60	0.63	1			
Σ	0.99	0.55	0.80	0.96	0.65	0.99	0.96	0.95	0.71	1		
Iones	0.99	0.55	0.80	0.96	0.65	0.99	0.96	0.95	0.71	0.99	1	
STD	0.99	0.55	0.77	0.97	0.65	0.99	0.97	0.98	0.69	0.99	0.99	1

p-valor: < 0.001 , $\alpha=0.05$; las variables están expresadas en unidades meq L^{-1} excepto CE dS m^{-1} y STD mg L^{-1} ; $n=135$

Las correlaciones anteriores que muestran la influencia de los iones en la CE tuvieron valores en el estadístico de prueba (p-valor) menores que el estadístico de comparación (α), por lo tanto, se rechazó la hipótesis nula ($H_0: \text{Rho}_{xy}=0$), se encontró que cada ión influyo de manera diferente en la CE, no obstante, se estableció la secuencia de mayor a menor influencia, es decir, los iones que

se encontraron con menor concentración son también los iones que tuvieron menor influencia en la CE. La secuencia de mayor a menor influencia coincidió con la secuencia de mayor a menor concentración iónica. Los iones monovalentes (Na^+ , HCO_3^- y Cl^-) tuvieron mayor influencia en la CE que los iones divalentes (Mg^{2+} , SO_4^{2-} y Ca^{2+}), lo anterior puede explicarse debido a que la disociación de iones monovalentes es completa, es decir, que las características fisicoquímicas de cada ión son diferentes.

Para comprobar la relación estadística que existe entre X y Y se realizó el análisis de regresión lineal partiendo de la siguiente hipótesis: $H_0: \hat{\beta}_1 = 0$; $H_1: \hat{\beta}_1 \neq 0$, para las siguientes relaciones: suma de cationes = $\beta_1 \times \text{CE}$; suma de aniones = $\beta_1 \times \text{CE}$; suma de iones = $\beta_1 \times \text{CE}$; $\text{STD} = \beta_1 \times \text{CE}$.

En el **cuadro 80** se muestra el análisis de varianza de la regresión de las variables CE y suma de cationes, se observa que el estadístico de prueba ($\text{Pr}>\text{F}$) es menor que el estadístico de comparación ($\alpha=0.05$), por lo tanto, se rechazó H_0 y la suma de cationes puede estimarse a partir de la CE mediante la siguiente relación estadística:

$$\text{suma de cationes}_{\text{meq L}^{-1}} = (9.71288 \times \text{CE}) + 0.05231 \quad (89)$$

En la **figura 88** se muestra la relación lineal entre las variables CE y suma de cationes. En la suma de cationes se consideraron únicamente cuatro iones: calcio, magnesio, sodio y potasio, de los cuales, el que se encontró con mayor concentración fue el sodio.

Cuadro 80. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión suma de cationes y conductividad eléctrica.

Variable dependiente Y: suma de cationes (meq L^{-1}), independiente X: CE (dS m^{-1})					
Predictor	Coficiente	Error estándar	Valor de t	Pr>t	
Constante	0.052	0.051	1.02	0.3116	
CE	9.7128	0.029	328.17	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor de F	Pr>F
Regresión	1	3427.13	3427.13	107698	<0.0001
Error	133	4.2322	0.003182		
Total	134	3431.37			
$R^2=0.99$; $\text{CV}=1.10$; $\alpha=0.05$					

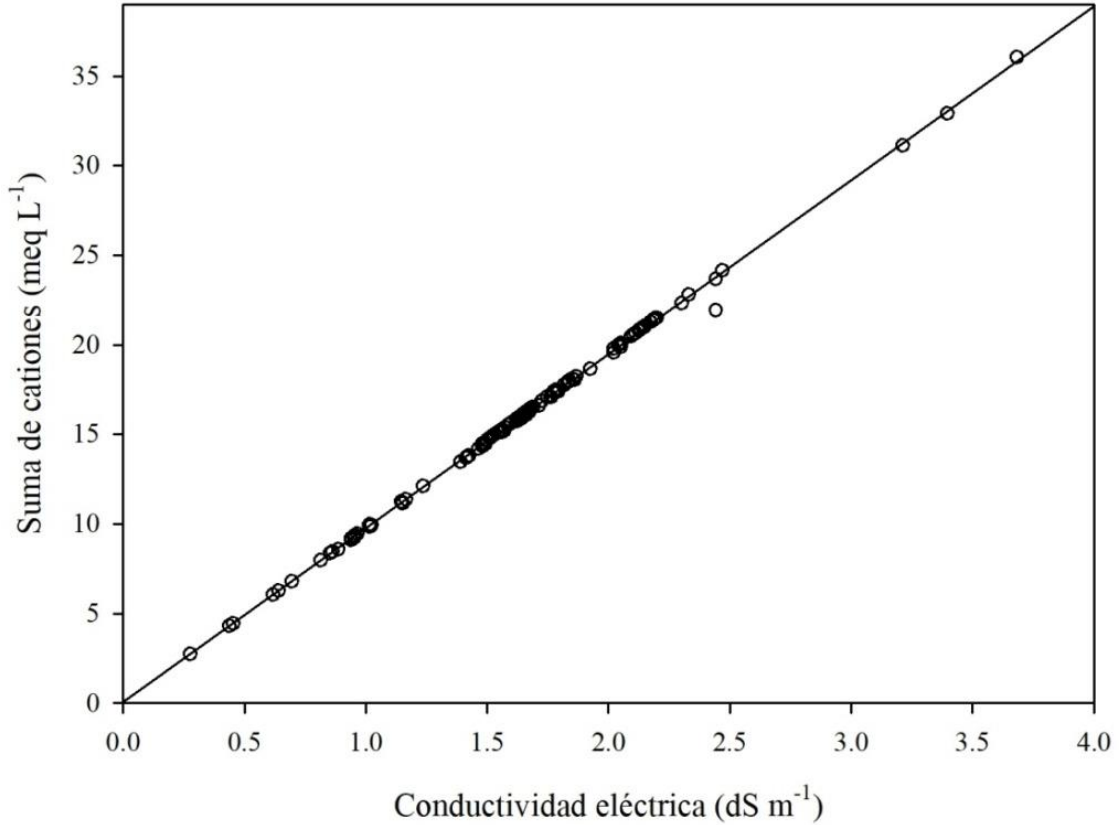


Figura 88. Diagrama de dispersión de la suma de cationes y su relación con la conductividad eléctrica.

El análisis de varianza de la regresión que relaciona las variables conductividad eléctrica y suma de aniones se muestra en el **cuadro 81**, y en la **figura 89** se ilustra la relación lineal mediante el diagrama de dispersión. De acuerdo con la prueba estadística se rechazó la hipótesis nula ($H_0: \hat{\beta}_1 = 0$), por lo cual, puede estimarse la suma de aniones a partir de la CE mediante la siguiente ecuación:

$$\text{suma de aniones}_{\text{meq L}^{-1}} = (9.43069 \times \text{CE}) + 0.06241 \quad (90)$$

En la concentración de aniones se consideraron únicamente carbonato, bicarbonato, cloruro y sulfato, de los cuales, el de mayor concentración fue el bicarbonato.

Las ecuaciones anteriores corresponden a agua bicarbonatada sódica cuya concentración de cationes se encontró entre 2.72 meq L⁻¹ y 36.03 meq L⁻¹. La conductividad eléctrica se encontró entre 0.278 dS m⁻¹ y 3.684 dS m⁻¹.

Cuadro 81. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión suma de aniones y conductividad eléctrica.

Variable dependiente Y: suma de aniones (meq L ⁻¹), independiente X: CE (dS m ⁻¹)					
Predictor	Coefficiente	Error estándar	Valor de t	Pr>t	
Constante	0.062	0.054	1.15	0.251	
CE	9.4306	0.031	302.64	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor de F	Pr>F
Regresión	1	3230.89	3230.89	91592.9	<0.0001
Error	133	4.6915	0.0352		
Total	134	3235.58			

R²=0.99; CV=1.19; α=0.05

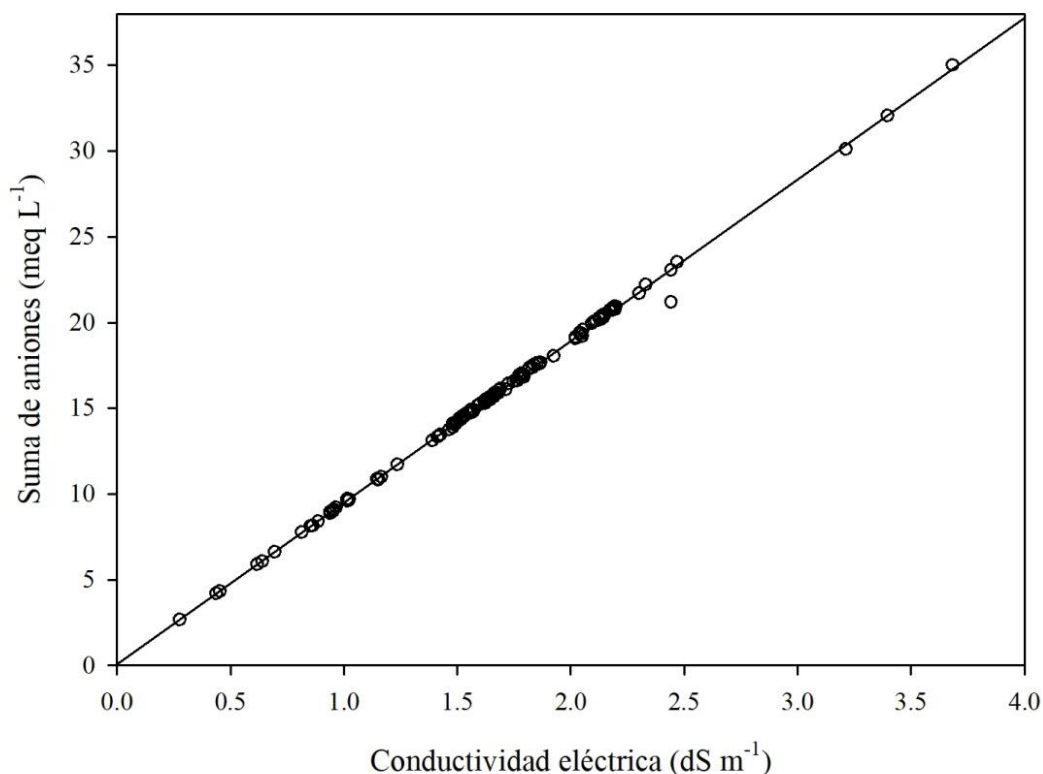


Figura 89. Diagrama de dispersión de la suma de aniones y su relación con la conductividad eléctrica.

La relación entre la conductividad eléctrica y suma de iones expresados en unidades meq L^{-1} , fue positiva con un coeficiente de correlación de 0.99, en la **figura 90** se muestra la relación lineal entre estas variables, y en el **cuadro 82** se muestra el análisis de varianza de la regresión lineal. Debido a que el estadístico de prueba fue menor que el estadístico de comparación, se rechazó la hipótesis nula, por lo tanto, existe una relación lineal entre las variables CE y suma de iones explicada por la siguiente ecuación:

$$\text{suma de iones}_{\text{meq L}^{-1}} = (19.1435 \times \text{CE}) + 0.1147 \quad (91)$$

Cuadro 82. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión suma de iones y conductividad eléctrica.

Variable dependiente Y: suma de iones (meq L^{-1}), independiente X: CE (dS m^{-1})					
Predictor	Coefficiente	Error estándar	Valor de t	Pr>t	
Constante	0.1147	0.104	1.10	0.2744	
CE	19.1435	0.060	318.64	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor de F	Pr>F
Regresión	1	13313	13313	101530	<0.0001
Error	133	17.439	0.1311		
Total	134	13331			

$R^2=0.99$; $CV=1.13$; $\alpha=0.05$

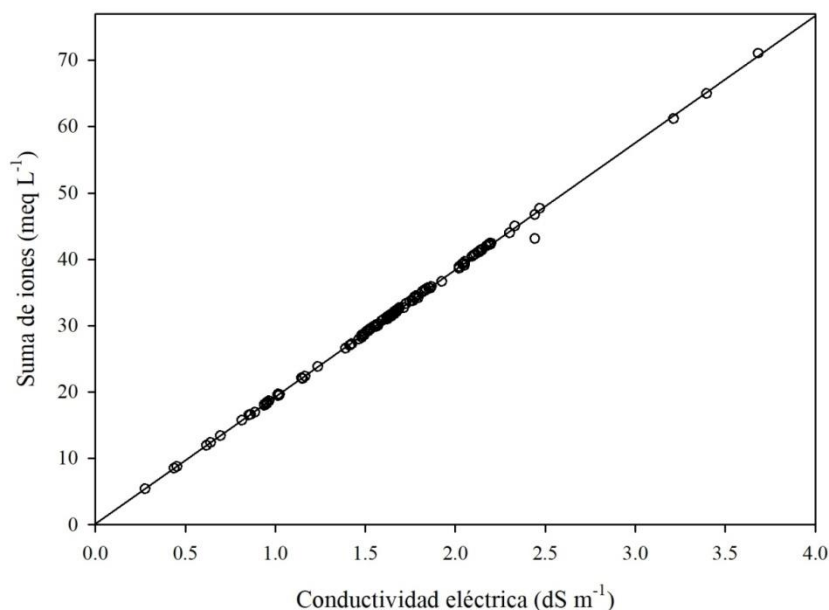


Figura 90. Diagrama de dispersión de la suma de iones y su relación con la conductividad eléctrica.

La suma de iones expresada en unidades mg L^{-1} (STD) está relacionada con la CE (**Fig. 91**), dicha relación se explica con el modelo de regresión lineal (**Cuadro 83**), de manera que la concentración total de sales solubles expresadas en unidades mg L^{-1} puede estimarse a partir de la CE mediante la ecuación siguiente:

$$\text{STD}_{\text{mg L}^{-1}} = (677.182 \times \text{CE}) + 6.177 \quad (92)$$

Cuadro 83. Análisis de varianza para comprobar el nivel de significancia de la regresión sólidos totales disueltos y conductividad eléctrica.

Variable dependiente Y: STD (mg L^{-1}), independiente X: CE (dS m^{-1})					
Predictor	Coefficiente	Error estándar	Valor de t	Pr>t	
Constante	6.17799	5.946	1.04	0.3007	
CE	677.1820	3.417	198.14	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor de F	Pr>F
Regresión	1	16658925	16658925	39257.7	<0.0001
Error	133	564.38	424.34796		
Total	134	16715363			

$R^2=0.99$; $CV=1.82$; $\alpha=0.05$

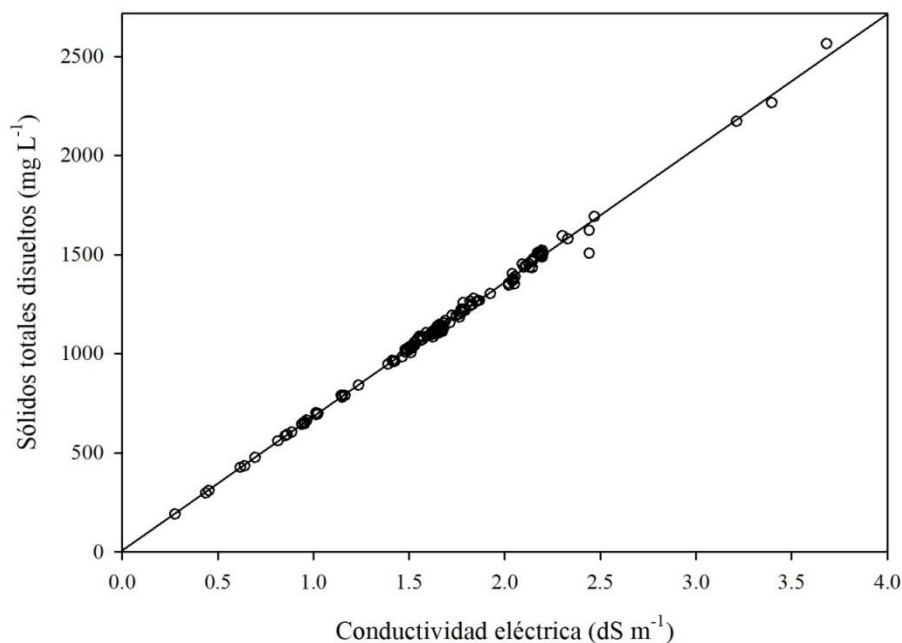


Figura 91. Diagrama de dispersión de sólidos totales disueltos y su relación con la conductividad eléctrica.

La concentración de sólidos totales, sólidos fijos y residuo orgánico se muestra en el **cuadro 84**; la distribución de estos es asimétrica, la mediana de sólidos totales fue 1092 mg L⁻¹, la mediana de sólidos fijos fue 796 mg L⁻¹ y la mediana del residuo orgánico (RO) estimado fue 312 mg L⁻¹. La estimación del residuo orgánico es igual a la diferencia entre sólidos totales y sólidos fijos. La diferencia entre los valores máximo y mínimo es igual al valor de la amplitud de los datos y se observa que la variación es media e indica que estos datos son muy heterogéneos.

Cuadro 84. Estadísticos descriptivos de las variables sólidos totales, sólidos fijos y residuo orgánico estimado en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

	K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv.Est.	Amplitud	CV	Q ₁	Q ₃	95%
ST	0.01	232	2472	1085	1092	336.43	2240	31	944	1288	1604
SF	0.01	88	1904	776.3	796	273.79	1816	35	640	928	1204
RO	0.06	84	660	308.7	312	85.28	576	27	256	368	432

n=135; K-S: prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov; $\alpha=0.05$

La determinación de sólidos totales es una forma de medir la salinidad total del agua, sin embargo, se desconoce el tipo y la concentración de iones; en este caso, se encontró que el agua es bicarbonatada-sódica y la mediana de sólidos totales (1092 mg L⁻¹) es similar a la mediana de la suma de iones (1111 mg L⁻¹). La proporción de sólidos totales con respecto de la suma de iones fue de 0.97, ello indica que los valores son muy cercanos entre sí, pero la determinación de sólidos totales mediante la evaporación de un volumen conocido de agua fue poco menor que la medición y posterior suma de cada uno de los iones.

Se estimó la conductividad eléctrica a partir de la concentración iónica expresada en unidades meq L⁻¹ y mg L⁻¹ mediante los criterios propuestos por APHA (1995).

En el **cuadro 85** se observan los valores de CE medidos y estimados. En la **figura 92** se muestra la distribución de la CE mediante diagramas de caja, y no se observa diferencia entre la CE medida y estimada.

Cuadro 85. Estadísticos descriptivos de la conductividad eléctrica medida y estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

	K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv.Est.	Ampl.	CV(%)	Q ₁	Q ₃	95%
CE ₁	0.01	0.278	3.684	1.660	1.645	0.520	3.406	31.35	1.489	2.040	2.330
CE ₂	0.01	0.294	3.809	1.735	1.722	0.543	3.515	31.30	1.541	2.120	2.366
CE ₃	0.01	0.294	3.811	1.736	1.722	0.543	3.517	31.30	1.542	2.120	2.367

K-S: Prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con $\alpha=0.05$; $n=135$; CE₁: CE medida; CE₂: CE estimada con meq L⁻¹; CE₃: CE estimada con mg L⁻¹. Unidades de CE (dS m⁻¹).

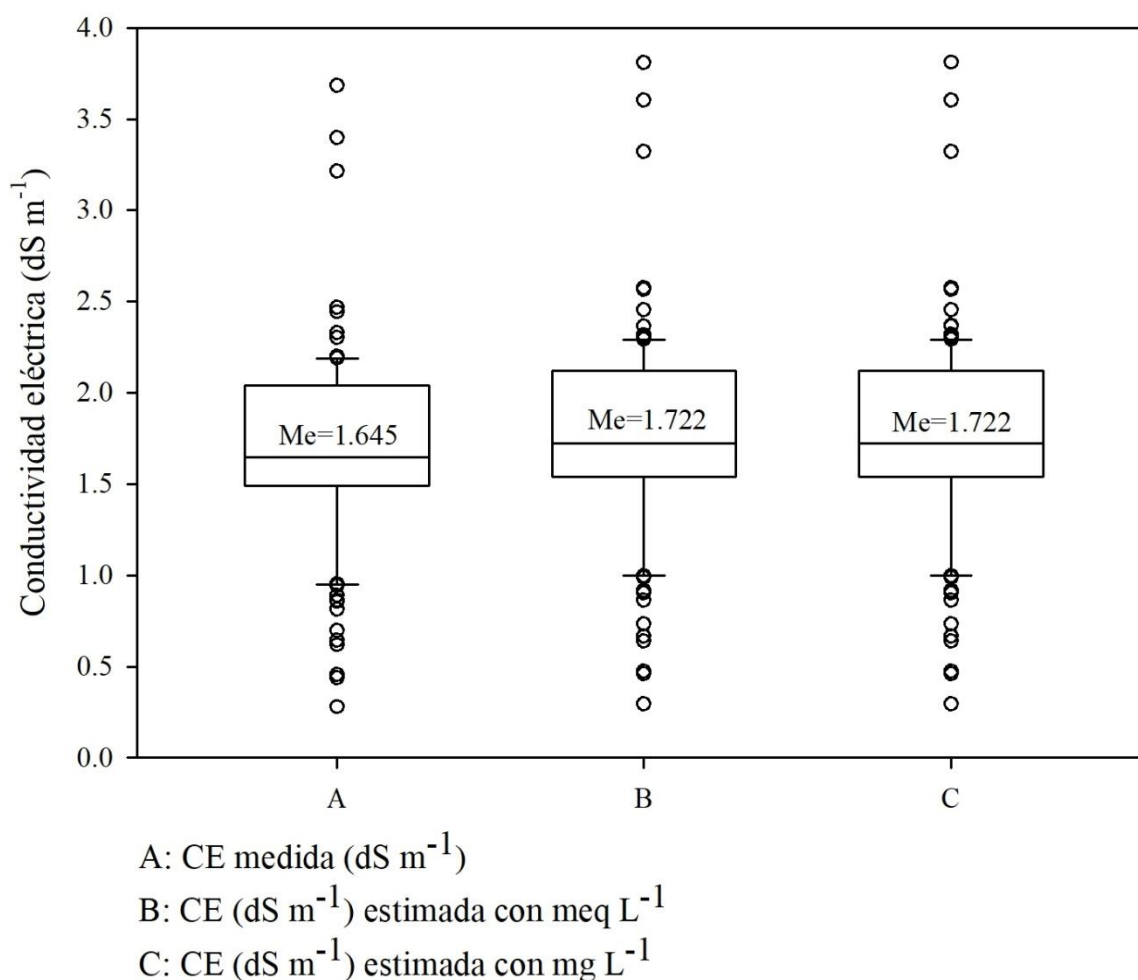


Figura 92. Diagramas de caja de la conductividad eléctrica medida y estimada en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Se realizó el análisis de varianza para la variable CE clasificada por grupo (A, B, C) para comprobar la siguiente hipótesis: $H_0: Me_A = Me_B = Me_C$; de acuerdo con los resultados del ANOVA (**Cuadro 86**), el estadístico de prueba es mayor que el estadístico de comparación, por lo tanto, no se rechaza H_0 , ello implica que no existe diferencia estadística significativa entre las medianas de CE y se distribuyen de manera similar, así lo demuestra la prueba de Kruskal-Wallis; sin embargo, la prueba de la mediana indica que las medianas de CE son diferentes.

Cuadro 86. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis de la conductividad eléctrica.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F-valor	Pr>F
Entre grupos	2	0.513237	0.256618	0.8932	0.4102
Dentro de grupos	402	115.500430	0.287315		

Prueba de la mediana para muestras independientes: p-valor = 0.0194; $\alpha=0.05$

Prueba de Kruskal-Wallis: p-valor = 0.1127; $\alpha=0.05$

La proporción de la CE medida con respecto de la CE estimada fue de 0.95, esto quiere decir que la CE medida fue un poco menor que la CE estimada, estos errores pueden atribuirse al manejo de las soluciones y al manejo de los aparatos de medición, así como la variada concentración del agua de origen residual.

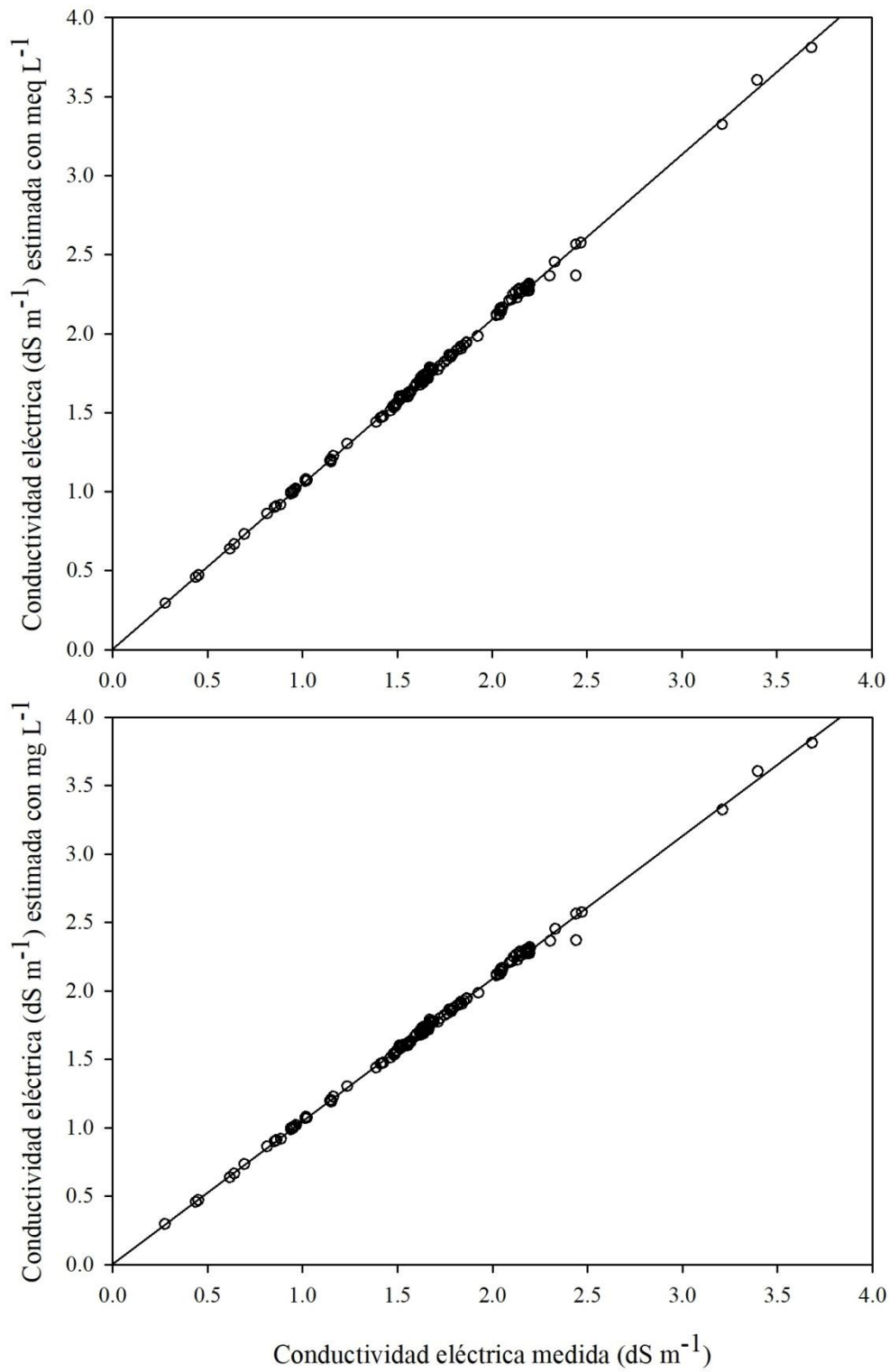


Figura 93. Diagramas de dispersión de conductividad eléctrica estimada y su relación con la conductividad eléctrica medida.

La fuerza iónica del agua de la red hidrográfica Cd. de México-Valle del Mezquital se estimó con diferentes fórmulas propuestas por diversos autores: Bower, 1965; Ponnampereuma, 1966; Griffin, 1973; Leffelaar, 1983; Pasricha, 1987; APHA, 1995. En el **cuadro 87** se muestran los estadísticos descriptivos de esta variable.

Cuadro 87. Estadísticos descriptivos de la fuerza iónica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

	K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv.Est	Amplitud	CV
I experimental	0.01	0.00351	0.04045	0.01995	0.02024	0.00593	0.03694	29.72
I (Bower, 1965)	0.01	0.00420	0.04909	0.02234	0.02218	0.00682	0.04489	30.52
I (Ponnampereuma, 1966)	0.01	0.00445	0.05894	0.02657	0.02632	0.00833	0.05449	31.35
I (Griffin, 1973)	0.01	0.00353	0.04679	0.02109	0.02089	0.00661	0.04326	31.35
I (Leffelaar, 1983)	0.01	0.00400	0.05305	0.02391	0.02369	0.00750	0.04905	31.35
I (Pasricha, 1987)	0.01	0.00322	0.04273	0.01926	0.01908	0.00604	0.03951	31.35
I (APHA, 1995)	0.01	0.00477	0.06408	0.02826	0.02780	0.00883	0.05931	31.23

n=135; K-S: prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov; $\alpha=0.05$

Los datos no siguen una distribución normal. Es importante considerar la distribución de los datos porque las pruebas en estadística paramétrica requieren que los datos se distribuyan simétricamente y que sus varianzas sean homogéneas.

La distribución normal de los datos considera que aproximadamente 68% de los valores se encuentra entre la media y una desviación estándar ($68\% = \bar{x} \pm s$); de la misma manera 95% de los valores se encontrará a dos desviaciones estándar respecto de la media ($95\% = \bar{x} \pm 2s$).

En la **figura 94** se muestra la distribución de los datos de fuerza iónica ilustrada en diagramas de caja.

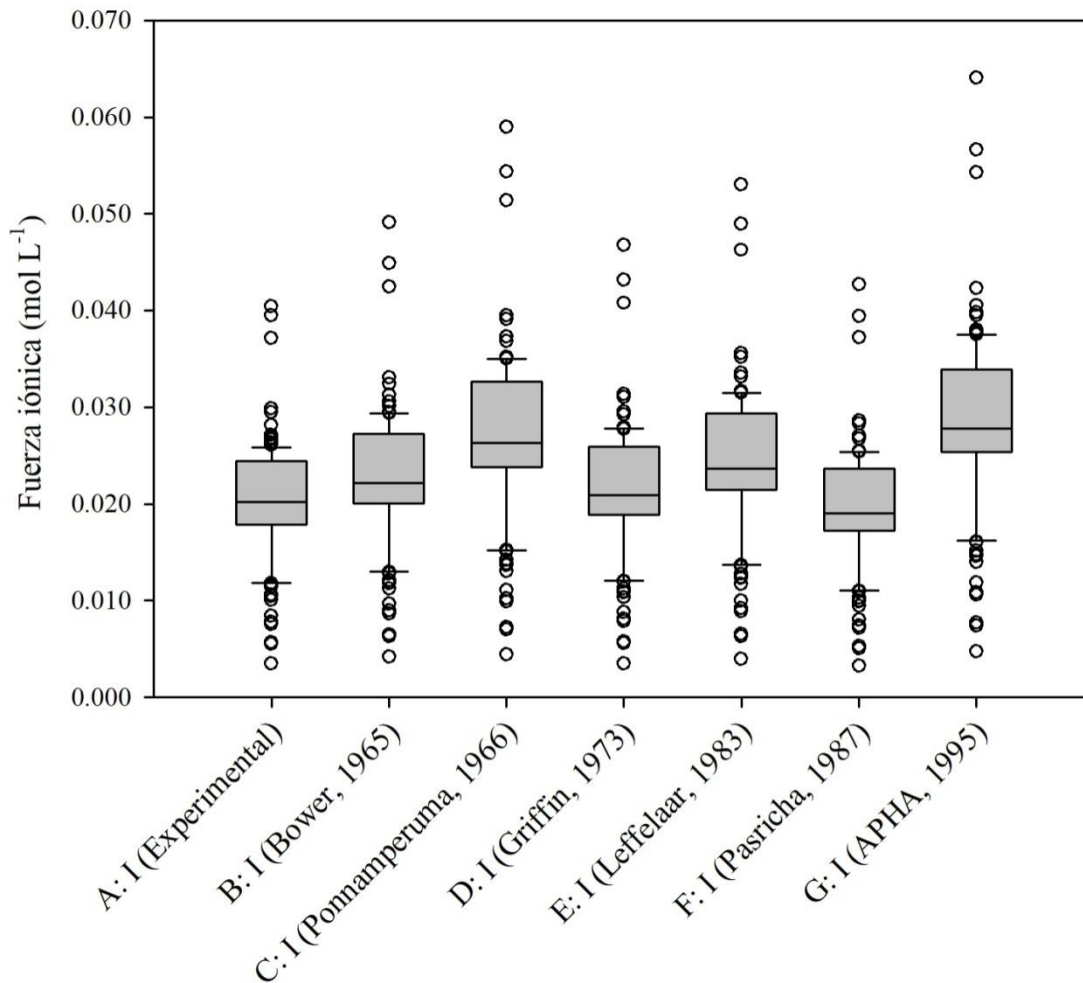


Figura 94. Diagrama de caja de la fuerza iónica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Se observa que los datos están más dispersos en la parte superior de la mediana, asimismo, el valor de la mediana de fuerza iónica es diferente para cada estimación. Para comprobar si existe o no diferencia estadística significativa entre la fuerza iónica, se realizó la prueba de la mediana. La hipótesis nula fue la siguiente: la mediana de la fuerza iónica es similar entre grupos:

$$H_0: Me_A = Me_B = Me_C = Me_D = Me_E = Me_F = Me_G$$

El **cuadro 88** muestra el análisis de varianza, la prueba de la mediana y la prueba de Kruskal-Wallis. El estadístico de prueba es menor que el estadístico de comparación (p -valor $0.0001 < \alpha < 0.05$), por lo tanto, se rechazó la hipótesis nula.

Cuadro 88. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis de la fuerza iónica.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F-valor	Pr>F
Entre grupos	6	0.009269	0.001545	29.5896	<0.0001
Dentro de grupos	938	0.048970	0.000052		

Prueba de la mediana para muestras independientes: p-valor = 0.0001; $\alpha=0.05$

Prueba de Kruskal-Wallis: p-valor = 0.0001; $\alpha=0.05$

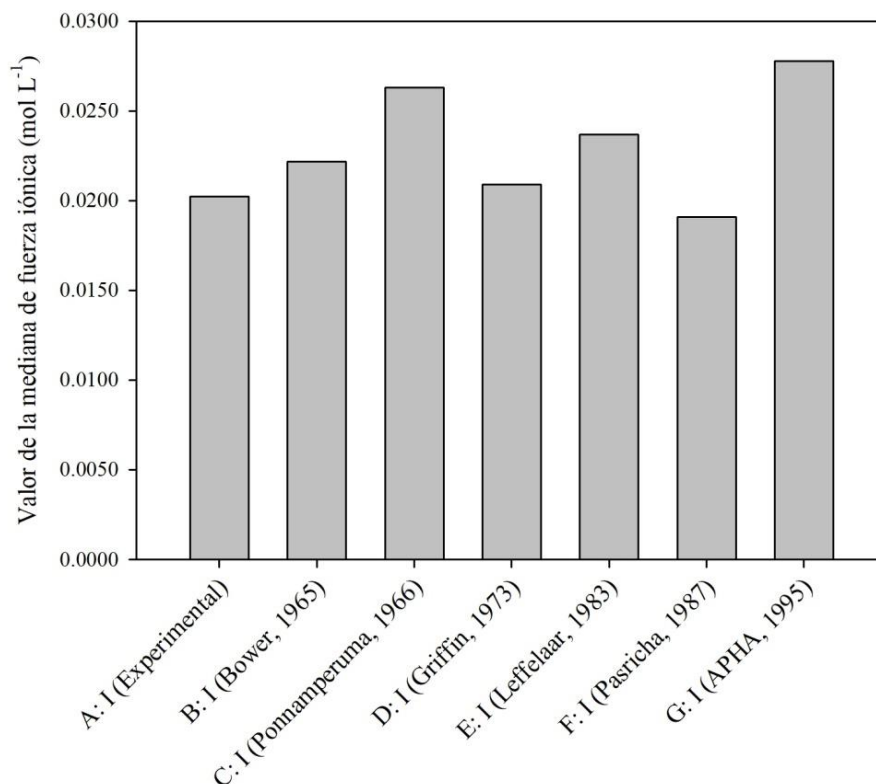


Figura 95. Comparación de medianas de fuerza iónica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Se observa que la fuerza iónica calculada con las ecuaciones propuestas por Ponnamparuma (1966) y APHA (1995) son diferentes (C y G) de la fuerza iónica calculada con la ecuación original (A); A y D son similares, es decir, estimar la fuerza iónica con la fórmula original y con la ecuación propuesta por Griffin (1973) no difieren significativamente. En su trabajo de investigación, López-García *et al.* (2016) encontraron que la fuerza iónica puede estimarse a partir de la CE mediante la siguiente ecuación: $I = 0.0116 \times CE$. Dado que existe relación estadística entre las variables CE y fuerza iónica de acuerdo con el coeficiente de correlación de Spearman ($Rho=0.9897$, nivel de significancia < 0.0001 ; $\alpha=0.05$), en la **figura 96** se muestra el diagrama de dispersión de estas variables y en el **cuadro 89** se muestra el análisis de varianza de la regresión lineal.

El modelo de regresión fue el siguiente: $\hat{y} = \hat{\beta}_1 x + \hat{\beta}_0$; la hipótesis nula : $H_0: \hat{\beta}_1 = 0$. Dado que el estadístico de prueba fue menor que el estadístico de comparación se rechazó la hipótesis nula, por lo cual, la regresión es válida para explicar la fuerza iónica a partir de la conductividad eléctrica. La ecuación de regresión en este caso fue:

$$\hat{I} = (0.01133 \times CE) + 0.00113 \quad (93)$$

El coeficiente de determinación fue muy alto ($R^2=0.9902$) y el coeficiente de variación del modelo fue muy bajo ($CV=2.95$), por lo tanto, el modelo de regresión lineal es confiable para estimar la fuerza iónica a partir de la conductividad eléctrica en este conjunto de datos.

Cuadro 89. Análisis de varianza de la regresión lineal de fuerza iónica y conductividad eléctrica en el agua de la red de hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Variable dependiente Y: I (mol L ⁻¹), independiente X: CE (dS m ⁻¹)					
Predictor	Coefficiente	Error estándar	Valor de t	Pr>t	
Constante	0.00113	0.00017	6.65	<0.0001	
CE	0.01133	0.000097	115.88	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor de F	Pr>F
Regresión	1	0.00467	0.00467	13428.2	<0.0001
Error	133	0.000046	3.474×10^{-7}		
Total	134	0.00471			
$R^2=0.9902$; $CV=2.95$; $\alpha=0.05$					

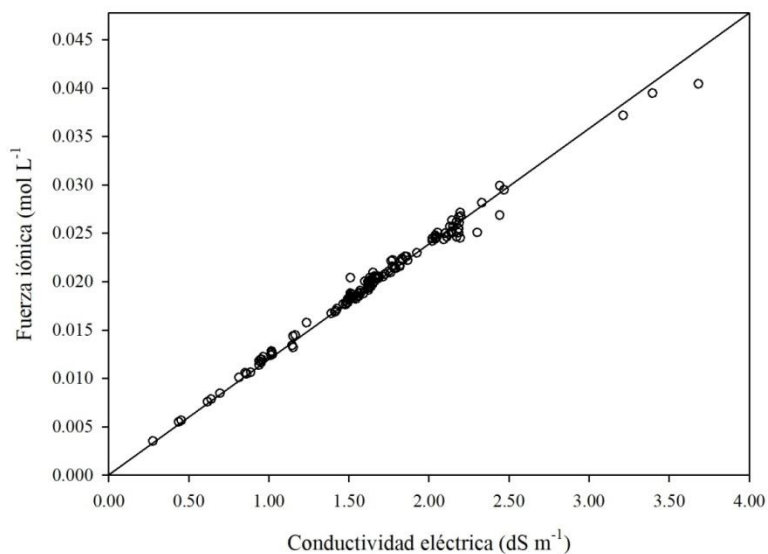


Figura 96. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica y su relación con la conductividad eléctrica.

En la **figura 97** se muestra el diagrama de dispersión de la CE y la fuerza iónica estimada con las diversas ecuaciones. La distancia entre líneas representa la diferencia entre cada valor de estimación de la fuerza iónica utilizando diferentes ecuaciones propuestas por diferentes autores.

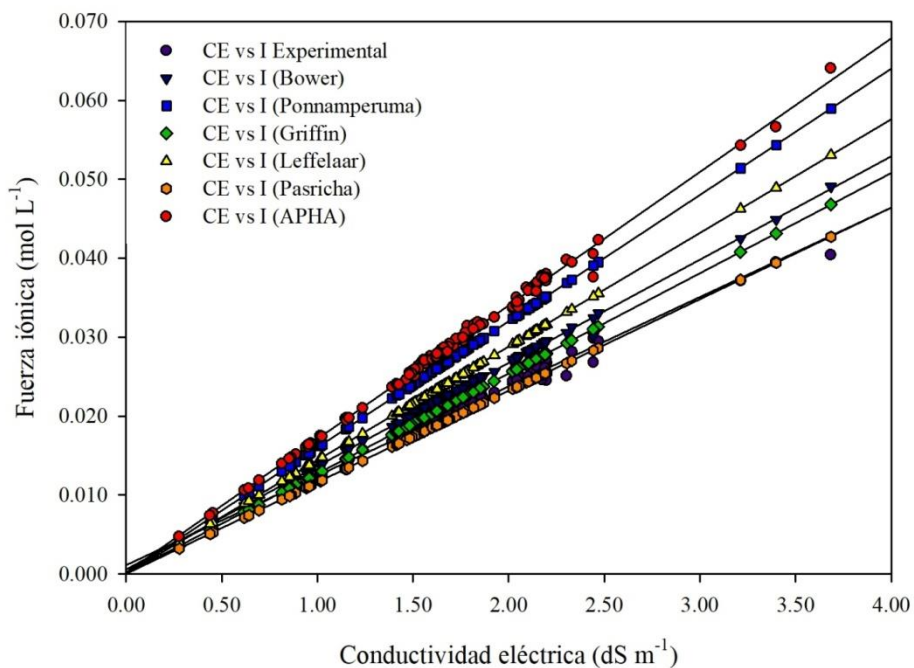


Figura 97. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica estimada con diversas fórmulas y su relación con la conductividad eléctrica.

A continuación se presenta el análisis de los valores de la presión osmótica (**Cuadro 90**) estimados mediante tres ecuaciones:

$$PO_1 = M \cdot R \cdot T$$

$$PO_2 = 0.04307 \times \frac{\text{mg L}^{-1}}{677.18202}$$

$$PO_3 = CE \times 0.360$$

La presión osmótica se expresó inicialmente en unidades de atm. mediante la resolución de la siguiente ecuación:

$$PO_1 = \frac{\text{mol}}{\text{L}} \times \frac{\text{L} \cdot \text{atm}}{\text{mol} \cdot \text{K}} \times \text{K} = \text{atm} \quad (94)$$

Una vez realizadas las estimaciones de presión osmótica se procedió a convertir las unidades de atmósferas a megapascuales con las siguientes relaciones equivalentes debido a que el Pa. es la unidad del sistema internacional de unidades para expresar la presión:

$$1 \text{ atm} = 1.01325 \times 10^5 \text{ Pa} ; 1 \text{ Mpa} = 1\ 000\ 000 \text{ Pa}.$$

Cuanto mayor sea la presión osmótica mayor es la concentración iónica de la solución, los valores de presión osmótica dependen del número de moles, mayor presión osmótica significa un mayor esfuerzo por parte de las plantas para absorber el agua, ocurre lo contrario cuando las plantas se desarrollan en un medio de soluciones diluidas.

La fuerza por unidad de superficie que hace pasar al agua a través de una membrana semipermeable de la solución más diluida (baja en solutos) a la más concentrada (alta en solutos) se conoce como presión osmótica. La ósmosis y la presión osmótica son conceptos relacionados con la difusión y concentración de las soluciones.

En los cultivos, la raíz absorbe agua y nutrientes disueltos, de manera que el sistema radicular es permeable al agua y a los minerales que son transportados por el xilema, se trata de membranas selectivamente permeables en respuesta a gradientes de concentración (Audesirk & Byers, 2013).

Cuadro 90. Estadísticos descriptivos de la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

	K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv.Est	Amplitud	CV
PO ₁	0.01	0.01127	0.16379	0.06914	0.06797	0.02249	0.15252	32.51
PO ₂	0.01	0.01211	0.16277	0.071802	0.070600	0.02243	0.15066	31.23
PO ₃	0.01	0.01014	0.13438	0.060577	0.060000	0.01899	0.12424	31.35

n=135; K-S: prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov; $\alpha=0.05$

Los valores de la mediana en orden de mayor a menor siguen la siguiente secuencia: PO₂ > PO₁ > PO₃. Para comprobar si existe diferencia estadística significativa entre la mediana de la PO se realizó el análisis de varianza; el estadístico de prueba del análisis de varianza fue: p-valor <0.0001, el estadístico de prueba de Kruskal-Wallis fue: p-valor <0.0001, y el estadístico de prueba del análisis de un factor de la mediana fue: p-valor 0.0001; ello sugiere que puede rechazarse la hipótesis nula ($H_0: Me_{PO1} = Me_{PO2} = Me_{PO3}$) en favor de la hipótesis alternativa $H_a: Me_{PO1} \neq Me_{PO2} \neq Me_{PO3}$.

Cuadro 91. Análisis de varianza, prueba de la mediana y prueba de Kruskal-Wallis para la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F-valor	Pr>F
Entre grupos	2	0.009292	0.004646	10.1797	<0.0001
Dentro de grupos	402	0.183480	0.000456		

Prueba de la mediana para muestras independientes: p-valor = <0.0001; $\alpha=0.05$

Prueba de Kruskal-Wallis: p-valor = <0.0001; $\alpha=0.05$

En la **figura 98** puede observarse que PO_1 es similar a PO_2 , pero ambas determinaciones son diferentes de PO_3 , lo anterior puede explicarse debido a que PO_1 y PO_2 fueron estimadas con los datos obtenidos de la concentración iónica y PO_3 se estimó con una ecuación ajena a los datos propios.

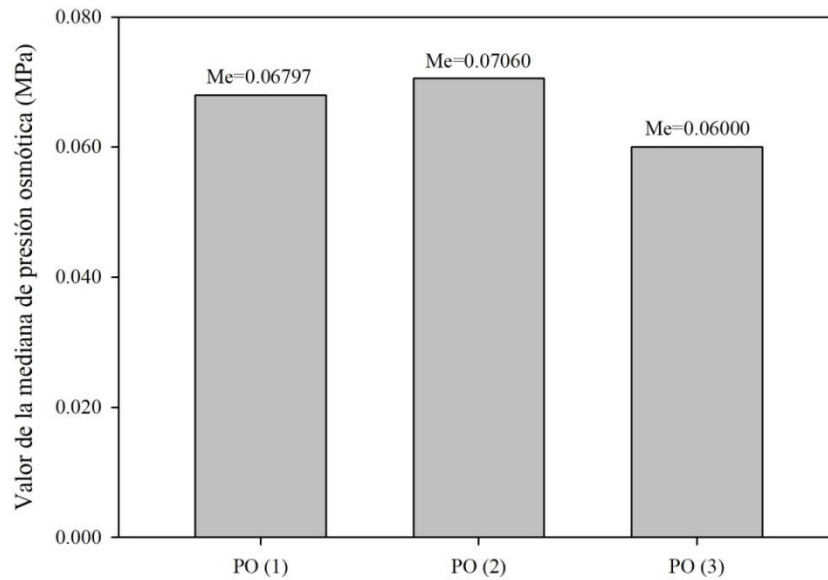


Figura 98. Diagrama de comparación de medianas de la presión osmótica estimada en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Para corroborar que la estimación de la presión osmótica es diferente según la ecuación utilizada se calculó la proporción de PO_3/PO_1 , PO_3/PO_2 y PO_2/PO_1 . Se encontró que la proporción varía según la ecuación de estimación de la siguiente manera:

$$\frac{PO_3}{PO_1} = 0.87 ; \frac{PO_3}{PO_2} = 0.84 ; \frac{PO_2}{PO_1} = 1.04$$

Las proporciones anteriores corroboran que la presión osmótica calculada con la ecuación propuesta por Richards *et al.* (1954), fue menor que la presión osmótica calculada con los datos obtenidos en este trabajo, asimismo, la presión osmótica calculada con las ecuaciones obtenidas directamente de la concentración iónica son similares.

Es necesario, para la estimación de las variables de salinidad, calcular apropiadamente cada uno de los datos a partir del análisis químico del agua, aunque la ecuación propuesta por Richards *et al.* (1954) es de carácter general, para un caso particular es necesario encontrar cada ecuación para los datos propios.

Dado que la conductividad eléctrica y la presión osmótica dependen de la concentración iónica de la solución, se realizó la prueba de correlación de Spearman mediante la siguiente hipótesis: ($H_0: \rho = 0$); se encontró que el valor de ρ fue de 0.9939 con p -valor < 0.0001 , por lo tanto se rechazó H_0 , es decir, existe relación lineal entre la CE y la PO.

Para comprobar la relación entre estas variables se realizó el análisis de varianza de la regresión lineal mediante la hipótesis siguiente: $H_0: \hat{\beta}_1 = 0$.

Se encontró que el estadístico de prueba fue menor que el estadístico de comparación, por ello se rechazó H_0 , el coeficiente de determinación R^2 fue de 0.9945 y el CV fue 2.42, puede estimarse la presión osmótica (MPa) a partir de la conductividad eléctrica ($dS\ m^{-1}$) para valores entre $0.278\ dS\ m^{-1}$ y $3.684\ dS\ m^{-1}$ mediante la siguiente ecuación de regresión:

$$PO = (0.04307 \times CE) - 0.00237 \quad (95)$$

En el **cuadro 92** se muestra el análisis de varianza de la regresión lineal de las variables CE y PO, y en la **figura 99** se ilustra la relación lineal de estas variables mediante el diagrama de dispersión.

Cuadro 92. Análisis de varianza de la regresión lineal de conductividad eléctrica y presión osmótica.

Variable dependiente Y: PO (MPa), independiente X: CE ($dS\ m^{-1}$)					
Predictor	Coefficiente	Error estándar	Valor de t	Pr>t	
Constante	-0.00237	0.00048424	-4.90	<0.0001	
CE	0.04307	0.00027833	154.73	<0.0001	
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor de F	Pr>F
Regresión	1	0.06737	0.02092	23314.4	<0.0001
Error	133	0.0003742	0.0000028		
Total	134	0.06775			
$R^2=0.9945$; $CV=2.42$; $\alpha=0.05$					

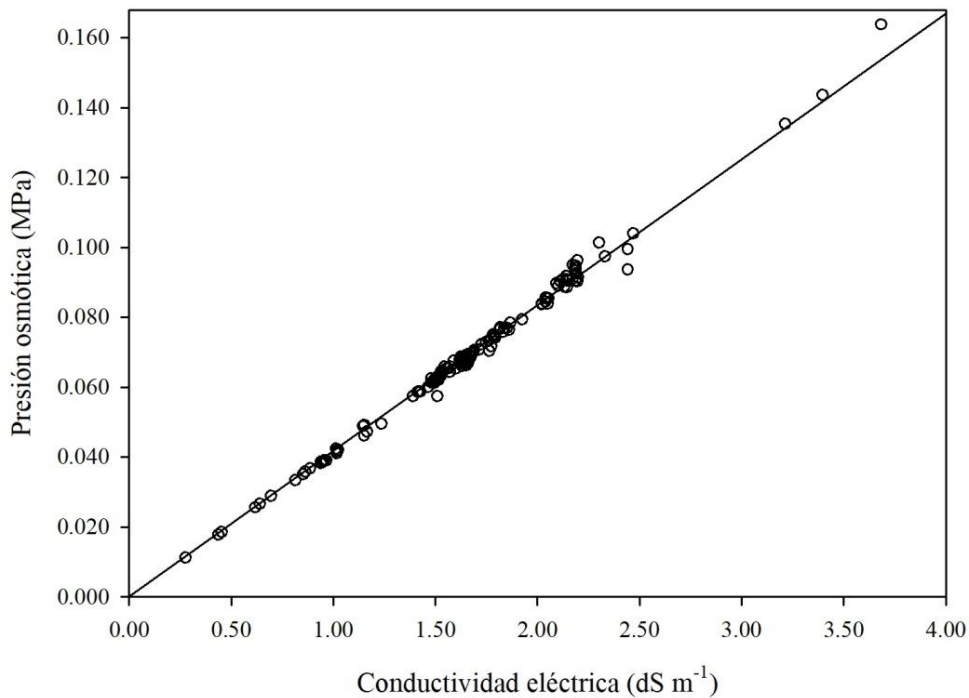
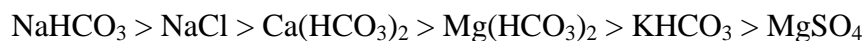


Figura 99. Diagrama de dispersión de la presión osmótica y su relación con la conductividad eléctrica.

Valle del Mezquital está formado por distintos valles y llanuras, delimitado por pequeñas zonas montañosas; su clima predominante es seco y semiseco, al tener esta característica, la precipitación es baja y la tasa de evaporación es elevada, por lo tanto, es de esperarse la acumulación de sales en el suelo por el proceso de evapotranspiración, en este sentido, se estimó la concentración de sales que pueden formarse en la solución una vez que comienza la evaporación de la solución del suelo; a partir de la concentración iónica del agua se estimó la concentración de sales que pueden formarse y acumularse en el suelo considerando el grado de solubilidad de las mismas.

Las sales de menor solubilidad precipitarán y se acumularán en el suelo antes que las sales de mayor solubilidad, las sales de carbonato y bicarbonato de calcio y magnesio son las primeras en formarse y precipitar, finalmente queda en la solución del suelo los iones de cloro y sodio que pueden ocasionar toxicidad en los cultivos cuando el nivel de humedad en el suelo es bajo, finalmente estos iones (Cl^- y Na^+) forman la sal cloruro de sodio que tiene mayor solubilidad.

En el **cuadro 93** se muestran los estadísticos descriptivos de la concentración hipotética de sales; considerando el valor de la mediana se puede establecer la siguiente secuencia de mayor a menor concentración:



Se estimó que predominan las sales de sodio (NaHCO_3 y NaCl) así como las sales de bicarbonato; las sales sódicas (NaCl , NaHCO_3) representan 58%, y las sales bicarbonatadas [$\text{Ca(HCO}_3)_2$, $\text{Mg(HCO}_3)_2$, KHCO_3] representan 29%, las sales de sulfato representan 11%; el agua de origen residual generada en la Ciudad de México que irriga los cultivos en Valle del Mezquital, considerando que la mayor concentración corresponde a sales de sodio y bicarbonato, aplicada al riego agrícola, representa alto riesgo de sodicidad para el suelo y los cultivos.

Cuadro 93. Estadísticos descriptivos de la concentración hipotética de sales en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv.Est.	Amplitud	CV
NaCl	48.50	758.57	316.23	301.56	110.59	710.07	34.97
Na ₂ CO ₃	-	118.70	4.50	-	19.78	118.70	439.13
NaHCO ₃	47.04	1197.06	355.27	354.50	156.37	1150	44.01
KHCO ₃	16.01	170.20	78.15	70.08	29.68	154.18	37.98
Ca(HCO ₃) ₂	38.90	308.01	174.93	178.32	50.39	269.10	28.80
Mg(HCO ₃) ₂	9.51	197.56	67.31	61.46	36.74	188.05	54.57
MgSO ₄	24.67	317.78	131.37	129.39	42.55	293.10	32.39

La siguiente figura muestra un diagrama de la distribución hipotética de las sales expresadas en unidades g L^{-1} , $\left[\frac{\text{mg L}^{-1}}{1000} = \text{g L}^{-1}\right]$; el área bajo la línea (**Fig. 100**) representa la concentración de cada una de las sales, la mayor área corresponde a las sales NaCl y NaHCO_3 .

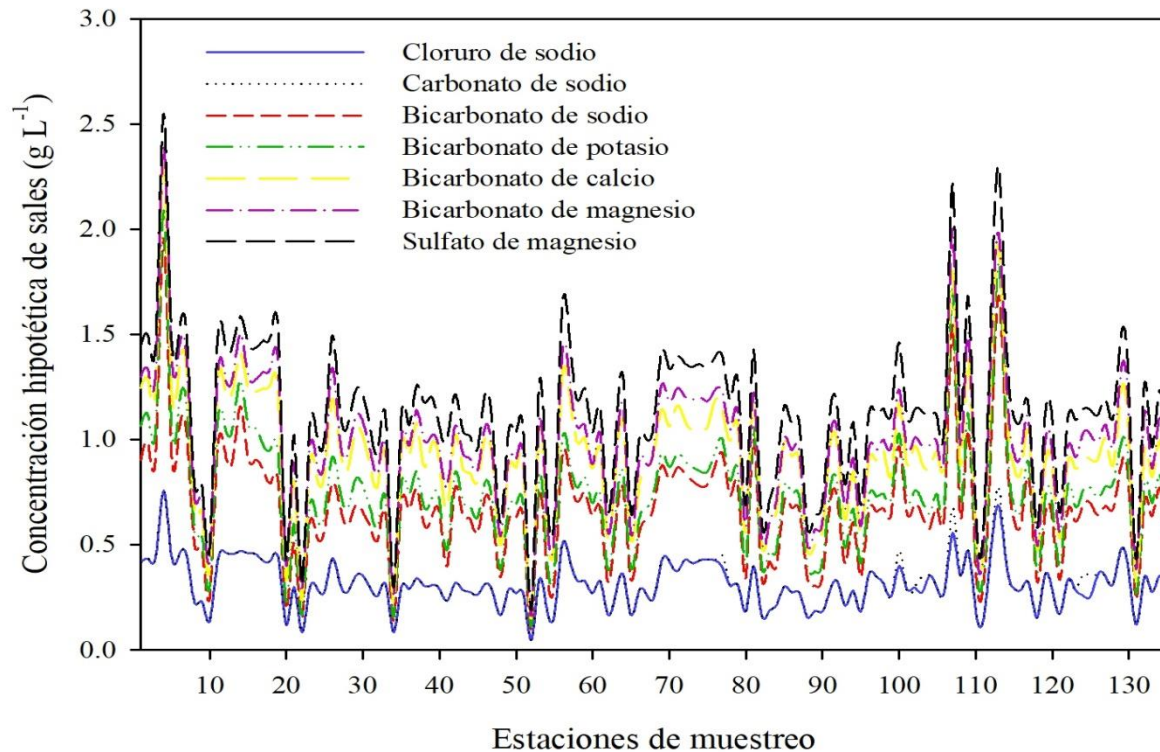


Figura 100. Diagrama de la distribución hipotética de sales en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

5.3.2. Calidad del agua para riego agrícola

Para evaluar los indicadores de salinidad y sodicidad se consideraron los criterios de conductividad eléctrica (CE), salinidad efectiva (SE), salinidad potencial (SP), relación de adsorción de sodio (RAS), carbonato de sodio residual (CSR), estimación del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) e índice de saturación de carbonato de calcio (IS_L). En el **cuadro 94** se presenta la distribución de frecuencias para la clasificación del agua de riego con base en la CE, SE y SP.

Los valores conjuntos de CE-RAS indican el riesgo de salinización y sodificación del suelo por la aplicación del agua al riego agrícola, en este trabajo se encontró que conforme aumenta la CE aumenta el valor de RAS. Es necesario indicar que aunque estas variables (CE, RAS) tiene un coeficiente de correlación alto, no existe una relación causal entre estas variables, es decir, la CE no causa el incremento de la RAS; el incremento de la CE está relacionado con la alta concentración iónica, y el incremento del valor de RAS está relacionado con la dominancia del sodio sobre el calcio. En este sentido, el agua de riego puede tener una CE alta y una RAS baja, la CE alta será explicada por la elevada concentración de iones en solución, mientras que la RAS baja será explicada por la dominancia de calcio sobre sodio. La correlación no significa causalidad (Montgomery & Runger 2015).

La interpretación del diagrama de Richards está relacionada con el riesgo de salinidad y sodicidad, de manera que, cuanto mayor sea la concentración iónica, expresada como CE, será menor el riesgo de sodicidad por la menor dispersión de los colides del suelo, contrario a esto, el agua de riego de muy baja concentración iónica presenta problemas de infiltración en el suelo y un mayor riesgo de sodicidad por una mayor dispersión del suelo (Ayers & Westcot 1987).

La salinidad efectiva, salinidad potencial y conductividad eléctrica, en 18.5%, 4.4% y 4.4% de los casos, respectivamente, no representan riesgo de salinidad por su aplicación al riego agrícola, no obstante tienen un coeficiente de variación medio, ello indica la heterogeneidad de valores respecto de la salinidad que presenta el agua de la red hidrográfica Cd. de México-Valle del Mezquital.

Cuadro 94. Distribución de frecuencias de conductividad eléctrica, salinidad efectiva y salinidad potencial en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

	Valor	Criterio	Frecuencia	Porcentaje
CE (dS m ⁻¹)	< 0.7	Sin restricción de uso	6	4.4
	[0.7 , 3.0]	Restricción de uso ligera	126	93.3
	>3.0	Restricción de uso severa	3	2.2
SE (meq L ⁻¹)	< 7	Buena	25	18.5
	[7 , 15]	Condicionada	101	74.8
	> 15	No recomendada	9	6.7
SP (mmol L ⁻¹)	< 3	Buena	6	4.4
	[3 , 15]	Condicionada	129	95.6

Los estadísticos descriptivos de las variables CE, SE y SP se muestran en el **cuadro 95**, y los estadísticos descriptivos de las variables RAS, CSR y pHc se muestran en el **cuadro 96**. Los valores de CE indican que el agua tiene restricción de uso en 98% de las muestras de agua por el riesgo de salinidad que representa su aplicación para algunos cultivos; el criterio de SE mostró que 18.5% de las muestras de agua son buenas para riego y 74.8% tienen alguna restricción de uso mientras que la evaluación de la salinidad mediante el criterio de SP indicó que 95.6% de las muestras de agua son condicionadas para riego agrícola.

La diferencia entre estos criterios de evaluación radica en las diferentes condiciones que se expresan en cada una de las estimaciones de la salinidad:

La conductividad eléctrica considera la salinidad debida a la concentración de todos los iones que se encuentran en el agua de riego.

La salinidad efectiva considera la precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} como especies carbonatadas (Ca-Mg CO_3) quedando en solución las sales de sodio, principalmente bicarbonato, cloruro y sulfato de sodio, no obstante, la evaluación de la posible precipitación de especies carbonatadas se obtiene mediante el índice de saturación de carbonato de calcio propuesto por Langelier en 1936.

El criterio de salinidad potencial considera que a muy bajo nivel de humedad del suelo las sales de menor solubilidad precipitan y quedan en solución únicamente las más solubles, como cloruro y sulfato, de manera que el criterio de SP evalúa el riesgo de salinidad clorhídrica y sulfática.

En este trabajo se encontró que predominan las sales de sodio (NaHCO_3 y NaCl), estas tienen una solubilidad alta y sus efectos en los cultivos se manifiestan con mayor intensidad en época de estiaje y cuando el riego es deficiente.

Cuadro 95. Estadísticos descriptivos de las variables de salinidad en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Variables	Mínimo	Máximo	Promedio	Mediana	Desv.Est.	Amplitud	CV
CE (dS m^{-1})	0.28	3.68	1.66	1.64	0.52	3.41	31
SE (meq L^{-1})	1.56	28.59	10.42	10.15	3.88	27.03	37
SP (mmol L^{-1})	1.07	14.36	6.49	6.37	2.14	13.29	32

Cuadro 96. Estadísticos descriptivos de las variables de sodicidad en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Variables	Mínimo	Máximo	Promedio	Mediana	Desv.Est.	Amplitud	CV
RASor (mmol L ⁻¹)	2.83	32.76	9.36	8.83	3.87	29.93	41.36
RAS _{USDA} (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	1.82	14.11	5.60	5.55	1.71	12.29	30.58
RASaj (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	2.53	71.78	21.38	20.44	9.73	69.25	45.53
RAS ^o (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	2.09	17.30	6.91	6.96	2.03	15.21	29.46
RASsw (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	0.17	77.35	16.53	16.72	9.39	77.17	56.80
CSR (meq L ⁻¹)	-1.48	12.18	2.32	2.22	1.62	13.66	69.66
pHc	6.65	8.50	7.16	7.11	0.27	1.84	3.83

Para evaluar el riesgo de sodicidad se emplearon cinco fórmulas de relación de adsorción de sodio con diferentes enfoques conceptuales, y el índice de carbonato de sodio residual. La estimación de la relación de adsorción de sodio bajo el enfoque de Gapón no considera al ión Mg²⁺, y su enfoque conceptual se basa en la ley de acción de masas, esta ley establece que para una reacción reversible en equilibrio y a una temperatura constante, una relación determinada de concentraciones de reactivos y productos tiene un valor constante K que es la constante de equilibrio. La relación de adsorción de sodio evaluada mediante el enfoque de Gapón tuvo un coeficiente de variación de 41.36%, ello indica la heterogeneidad de valores de RAS que se encontraron entre 2.83 y 32.76. La media fue 9.36 y la mediana fue 8.83, estos valores de RAS indican que el sodio predomina sobre el calcio, por lo tanto, existe el riesgo de sodificación para el suelo debido a la aplicación de esta agua al riego agrícola.

La relación de adsorción de sodio propuesta por el USDA considera al ión magnesio, en esta fórmula de RAS_{USDA} al sumar la concentración de calcio y magnesio la RAS disminuye y con ello disminuye el riesgo de sodificación debido al aporte de Ca²⁺ y Mg²⁺ en el agua de riego. Los valores de RAS_{USDA} se encontraron entre 1.82 y 14.11, el promedio fue 5.60 y la mediana 5.55. El coeficiente de variación fue de 30.58% e indica que los valores de RAS_{USDA} del agua de riego son heterogéneos e igualmente se estima riesgo de sodicidad para el suelo por la aplicación del agua residual en la irrigación de cultivos.

El enfoque para estimar la relación de adsorción de sodio propuesto por Bower (1968) considera el valor de pHc propuesto por Langelier (1937). El pHc es el pH del agua con una determinada concentración de calcio, y alcalinidad en equilibrio (ni saturada e insaturada con carbonato de calcio).

La diferencia entre el pH del agua medido y el pHc es el logaritmo del grado de saturación con carbonato (llamado índice de saturación de carbonato de calcio), si el valor de este índice es cero el agua está en equilibrio; si el valor de este índice es positivo indica que el agua está saturada y tiene la tendencia a cristalizar o formar incrustaciones de CaCO₃ en sistemas de riego; si el valor es negativo indica que el agua tiene la capacidad de disolver CaCO₃.

De manera que, si en la evaluación del agua de riego se tienen valores positivos del índice de saturación de carbonato de calcio, el agua puede precipitar calcio y, como consecuencia, el valor de RAS del agua del suelo incrementará; si los valores del índice de saturación son negativos el agua puede disolver calcio, con lo cual, disminuye el valor de RAS del agua del suelo. Bower (1968) indicó que la precipitación de calcio (en el agua de riego) incrementa el valor de RAS del agua del suelo, y por lo tanto, aumenta el riesgo de adsorción de sodio intercambiable por el suelo.

En este sentido, Bower (1968) consideró el valor de pHc, la fracción de lixiviación y la cantidad de CaCO₃ que precipita durante el riego, para estimar la relación de adsorción de sodio del agua de drenaje. Si no se produce precipitación de sales o disolución de cationes de los componentes del suelo durante los ciclos de riego, entonces cuando la concentración y composición de la solución del suelo en la zona de la raíz se encuentra en estado de equilibrio, la RAS del agua de drenaje (RAS_{dw}) y la RAS del agua de riego (RAS_{iw}) están relacionadas mediante la siguiente ecuación:

$$RAS_{dw} = \sqrt{\frac{1}{FL}} \times RAS_{iw} \quad (96)$$

A medida que el agua es removida de la solución del suelo su RAS aumenta por un factor igual a la raíz cuadrada del factor de concentración, 1/FL. Esto se deduce del signo de raíz cuadrada en la definición de RAS.

En la ecuación: $PSI = 2RAS[1 + (8.4 - pH_c)]$, se asume que: $\sqrt{1/FL} = 2$, y puede hacerse más general reemplazando PSI con RAS_{dw} y, reemplazando $2RAS$ con $\sqrt{\frac{1}{FL}} RAS_{iw}$, de manera que la ecuación queda como sigue:

$$RAS_{dw} = \sqrt{\frac{1}{FL}} RAS_{iw}[1 + (8.4 - pH_c)] \quad (97)$$

Ésta última ecuación considera la precipitación de $CaCO_3$ en el agua de riego, y los valores obtenidos mediante esta ecuación, relacionados con los valores observados, tienen un valor alto en el coeficiente de correlación, aunque la magnitud de los valores calculados fue aproximadamente el doble de los valores observados de acuerdo con los resultados obtenidos por Bower (1968). Asimismo encontró que a mayor valor de pH_c del agua hubo disolución de $CaCO_3$ del suelo, y el agua con menor valor de pH_c tuvo precipitación de $CaCO_3$. Esto quiere decir que los valores de pH determinados en el agua fueron mayores que los valores estimados.

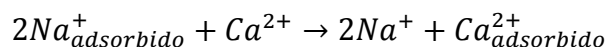
Si el valor de pH medido es mayor que el pH estimado (pH_c) existe la tendencia hacia la formación y precipitación de $CaCO_3$ (IS +), y debido a la precipitación de Ca^{2+} la RAS del agua del suelo aumenta, Bower (1968) argumentó que los valores altos en la RAS_{dw} obtenidos se deben a que esta fórmula de RAS no considera la disolución de los cationes de los minerales del suelo.

Bower (1968) realizó un experimento donde midió la concentración iónica del agua de riego y posteriormente, los valores de Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y la RAS del agua de drenaje, encontró que no hubo diferencia entre la concentración inicial y final de Na^+ pero la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} fue tres veces mayor que la concentración inicial de estos iones, esto demuestra que la disolución de Ca^{2+} y Mg^{2+} del suelo influyeron en el valor de RAS, así la RAS en el efluente (RAS_{dw}) fue menor que la RAS inicial del agua de riego (RAS_{iw}). Ello explica que la disolución de Ca^{2+} y Mg^{2+} de los minerales del suelo provoca que la RAS observada en el lisímetro sea apenas la mitad de la RAS estimada (RAS_{aj}), es decir que la RAS_{aj} sea el doble de la RAS_{iw} . De manera que la disolución de los minerales del suelo (Ca^{2+} y Mg^{2+}) provoca la disminución de la RAS del agua de drenaje.

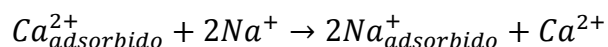
De esta manera se entiende que si la RAS del agua de riego aplicada es igual que la RAS del agua de drenaje, las concentraciones inicial y final están en equilibrio y no hay disolución ni precipitación de los minerales del suelo; si la RAS del agua de riego aplicada es mayor que la RAS del agua del suelo existe disolución de los minerales del suelo (Ca^{2+} y Mg^{2+} principalmente), si la RAS del agua de riego aplicada es menor que la RAS del agua del suelo existe precipitación de Ca^{2+} en el suelo. La RAS del agua de drenaje disminuye cuando hay disolución de Ca^{2+} e incrementa cuando hay precipitación de Ca^{2+} .

El enfoque original de Bower para estimar el riesgo de sodificación del suelo por la aplicación de agua de riego, establece la ecuación para estimar la RAS del agua del suelo derivada de una primera aproximación para estimar el PSI del suelo. Considerando los escenarios siguientes se tiene que:

Si la RAS del agua del suelo estimada es mayor que la RAS del agua de riego existe tendencia a la precipitación de Ca^{2+} , la precipitación de Ca^{2+} provoca mayores valores de RAS en el agua del suelo y ello indica que existe poco riesgo de sodificación del suelo si el sodio es lixiviado en el agua de drenaje; pero si el drenaje es deficiente existe riesgo de sodio para los cultivos:



Si la RAS del agua del suelo es menor que la RAS del agua de riego existe disolución de Ca^{2+} del suelo, la disolución de Ca^{2+} provoca la disminución del valor de RAS, si esta cantidad de calcio en solución es lixiviada con el agua de drenaje y es reemplazada por sodio, el riesgo de sodificación del suelo es mayor, el Na^{+} desplaza al Ca^{2+} de los sitios de intercambio:



De manera que la ecuación propuesta por Bower (1968) se deriva, fundamentalmente, de la ecuación para estimar el PSI del suelo y puede utilizarse para este fin conociendo la RAS del agua de riego y el pHc. En este sentido, dicha estimación tuvo valores mínimo y máximo de 2.53 y 71.78 respectivamente, la media y la mediana fueron 21.38 y 20.44, respectivamente; la amplitud (69.25) y el coeficiente de variación (45.53) indican que los datos están muy dispersos.

En esta investigación se encontró que el valor de RASaj tuvo un valor 2.2 veces mayor que la RAS del agua de riego y se debe a que la RASaj se deriva de la ecuación que estima el PSI del suelo y considera la precipitación del Ca^{2+} en el agua de riego, y al no considerar la disolución de este ión se estima un mayor valor de RAS en el agua de drenaje o en el agua del suelo.

Suarez (1981) desarrollo una ecuación para estimar la RAS en la superficie del suelo, cuyas consideraciones teóricas tienen en cuenta los siguientes términos: la concentración de Ca^{2+} (mmol L^{-1}) en equilibrio con la fase sólida de CaCO_3 en la parte inferior de la zona radicular derivada de la concentración de CO_2 en los primeros milímetros del suelo ($P_{\text{CO}_2} = 7 \times 10^{-4}$ atm.), valores fijos de la primera y segunda constante de disociación del ácido carbónico, la constante del producto de solubilidad de la calcita, la relación $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$, los coeficientes de actividad de Ca^{2+} y HCO_3^- y la fracción de lixiviación ($\text{FL}=1$).

La relación de adsorción de sodio del agua del suelo (RAS°), en condiciones de equilibrio con CaCO_3 , se estima a partir de la composición del agua de riego, y en este caso, después de la corrección por precipitación o disolución de CaCO_3 . Los valores mínimo y máximo de esta variable fueron 2.09 y 17.30, el promedio fue 6.91 y la mediana fue 6.96. Son ligeramente inferiores a los valores de RAS explícito, pero mayores que la RAS_{USDA} . La RAS_{or} no considera al Mg^{2+} , la RAS_{USDA} considera al Mg^{2+} y la RAS° no considera precipitación de Mg^{2+} . Todos estos valores de relación de adsorción de sodio (RAS_{or} , RAS_{USDA} y RAS°) muestran que se tiene riesgo de sodificación para el suelo y los cultivos debido a la aplicación del agua residual al riego agrícola.

Los valores estimados para el pH de equilibrio (pHc) se encontraron entre 6.65 y 8.50, y el pH medido se encontró entre 7.04 y 9.86, la diferencia entre el pH y pHc indica la tendencia hacia la precipitación (IS +) o disolución (IS -) de CaCO_3 , en el **cuadro 97** se muestra la distribución de frecuencias del índice de saturación donde se observa que en 58.5% de las muestras de agua analizadas se tiene la capacidad de formación y precipitación de CaCO_3 , mientras que 41.5% pueden disolver CaCO_3 existente en el suelo, estos procesos de formación y precipitación de CaCO_3 dan como resultado una mayor relación de adsorción de sodio en el agua del suelo, mientras que la disolución de Ca^{2+} (si se tiene en el suelo) debe disminuir la relación de adsorción de sodio en la solución del suelo o en el agua de drenaje.

Cuadro 97. Distribución de frecuencias del índice de saturación de carbonato de calcio en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Índice de saturación	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
IS (-) Disolución de CaCO ₃	9	6.66	6.66	6.66
IS (+) Precipitación de CaCO ₃	126	93.34	93.34	100
Total	135	100	100	

Para observar la relación que existe entre estos conceptos de pHc y RAS, y debido a que se estima la precipitación y disolución de Ca²⁺, lo cual implica la disminución o aumento en la estimación de la RAS del agua del suelo (RAS_{SW}), se modificó el término 8.4-pHc en la ecuación de Bower por el IS_L para relacionar los conceptos de precipitación y disolución de Ca²⁺. En este sentido, si el índice de saturación es positivo, quiere decir que el pHc estimado es menor que el pH medido, e indica la precipitación de Ca²⁺ e incremento de la RAS del agua del suelo, si el índice de saturación es negativo, implica que el pHc estimado es mayor que el pH medido, por lo tanto la disolución de Ca²⁺ disminuye los valores de RAS_{SW}:

$$RAS_{SW} = RAS_{IW} \times [1 + (\text{pH} - \text{pH}_c)] \quad (98)$$

Los valores negativos encontrados en el IS_L produjeron la disminución de la RAS_{SW}, mientras que los valores positivos del IS_L se relacionaron con mayores valores de RAS_{SW}. Estos aspectos deben corroborarse experimentalmente. La RAS estimada mediante la ecuación 98 presentó un valor promedio de 16.53 mmol L⁻¹ mientras que la RAS del agua de riego tuvo un valor promedio de 9.36 mmol L⁻¹, esto indica que la precipitación de Ca²⁺ incrementa el valor de RAS en el agua del suelo.

Los valores negativos del IS_L (6.66%) corresponden a valores de RAS_{SW} menores que la RAS del agua de riego, y de igual manera, los positivos (93.34%) corresponden a valores de RAS_{SW} mayores que la RAS. Dichos valores están relacionados, si el índice de saturación crece (de menos a más), hay incremento en el valor de RAS_{SW}, y por el contrario, si el índice de saturación disminuye (de más a menos) disminuye el valor de RAS_{SW}. De esta manera están relacionados los conceptos de pHc, IS y RAS_{SW}.

Los valores positivos del índice de saturación provocan la precipitación de CaCO_3 y el aumento de la RAS_{SW} , los valores negativos del índice de saturación provocan la disolución de CaCO_3 y la disminución de la RAS del agua del suelo en equilibrio con CaCO_3 (**Cuadro 98**).

La hipótesis nula de correlación ($H_0 r_{xy} = 0$) indica que no hay relación entre las variables. Dado que el estadístico de prueba (p-valor) fue menor que el estadístico de comparación (α) se rechazó la hipótesis nula en favor de la hipótesis alterna ($H_a r_{xy} \neq 0$), por lo tanto, las variables RAS_{IW} , RAS_{SW} e IS_L están correlacionadas; el valor del coeficiente de correlación de Spearman es aceptable (0.796) para la relación entre IS_L y RAS_{SW} , y para la relación RAS_{IW} y RAS_{SW} (0.786); la correlación fue baja para las variables IS y RAS_{IW} (0.345).

Lo anterior demuestra que la aplicación del agua de riego influye en la RAS del agua del suelo debido a la precipitación o disolución de CaCO_3 . El equilibrio significa que no existe disolución ni precipitación de CaCO_3 .

Cuadro 98. Coeficientes de correlación de Spearman para las variables RAS_{IW} , RAS_{SW} e IS_L .

	IS_L	$\text{RAS}_{\text{IW}} (\text{mmol L}^{-1})^{1/2}$	$\text{RAS}_{\text{SW}} (\text{mmol L}^{-1})^{1/2}$
IS_L	1		
$\text{RAS}_{\text{IW}} (\text{mmol L}^{-1})^{1/2}$	0.345**	1	
$\text{RAS}_{\text{SW}} (\text{mmol L}^{-1})^{1/2}$	0.796**	0.786**	1
n=135, p-valor<0.0001, $\alpha=0.05$			

De acuerdo con los datos generados, se estima que 93.34% de las muestras de agua, cuyo valor de índice de saturación es positivo, aplicadas en la irrigación tendrán un efecto de precipitación de calcita en el suelo y por lo tanto se manifestarán condiciones de salinidad (C2 y C3) y sodicidad para los cultivos, esto último dependerá de varios factores, pero fundamentalmente de factores climáticos como la temperatura, la evaporación del agua del suelo, la precipitación pluvial, y otros, como la solubilidad de las sales y la cantidad de agua aplicada al riego agrícola.

Se ha observado que algunas parcelas irrigadas en Valle del Mezquital mantienen láminas de riego en exceso (>1 m), ello permite la lixiviación de las sales del suelo hacia horizontes más profundos; pero el manejo inadecuado del riego y los factores climáticos influirán en el ascenso y descenso de la salinidad en los suelos agrícolas bajo riego.

En la medida que se incrementa la cantidad de agua de riego, se mantienen bajos los niveles de salinidad en la capa arable del suelo, pero la evaporación y el incremento de la temperatura inducen la precipitación y ascenso capilar de las sales en el orden de menor a mayor solubilidad; debido a que el agua de origen residual generada en la Ciudad de México se utiliza en la irrigación de cultivos en Valle del Mezquital, se estima que los suelos agrícolas de esta zona tienen manifestaciones salinas y sódicas con diferente grado de intensidad, debido a la aplicación del agua residual en la irrigación.

Se estimó que 6.66% de las muestras de agua tiene la capacidad de disolver una fracción de calcita existente en el suelo que puede lixivarse, lo que tiene como consecuencia el incremento de sodio intercambiable y las posteriores manifestaciones de acumulación de sales sódicas, es decir, se manifiestan las condiciones de sodificación en algunas áreas de cultivo de los suelos del Valle del Mezquital en diferente grado de intensidad.

Se observó que para todos valores negativos del índice de saturación, la RAS del agua de riego es mayor que la RAS del agua del suelo ($RAS_{IW} > RAS_{SW}$) en 9 estaciones de muestreo. Para todos los valores positivos del índice de saturación la RAS del agua de riego fue menor que la RAS del agua del suelo ($RAS_{IW} < RAS_{SW}$) en 126 estaciones de muestreo.

Para ilustrar el riesgo de salinización y sodificación del suelo por la aplicación del agua al riego agrícola, mediante el enfoque de Richards *et al.* (1954) se elaboraron los diagramas de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio. Se observa que el riesgo de salinidad es alto (C3 91.85%) y el riesgo de sodicidad tiene variaciones entre bajo, medio y alto (C3-S1 13.33%, C3-S2 64.44% y C3-S3 14.07%).

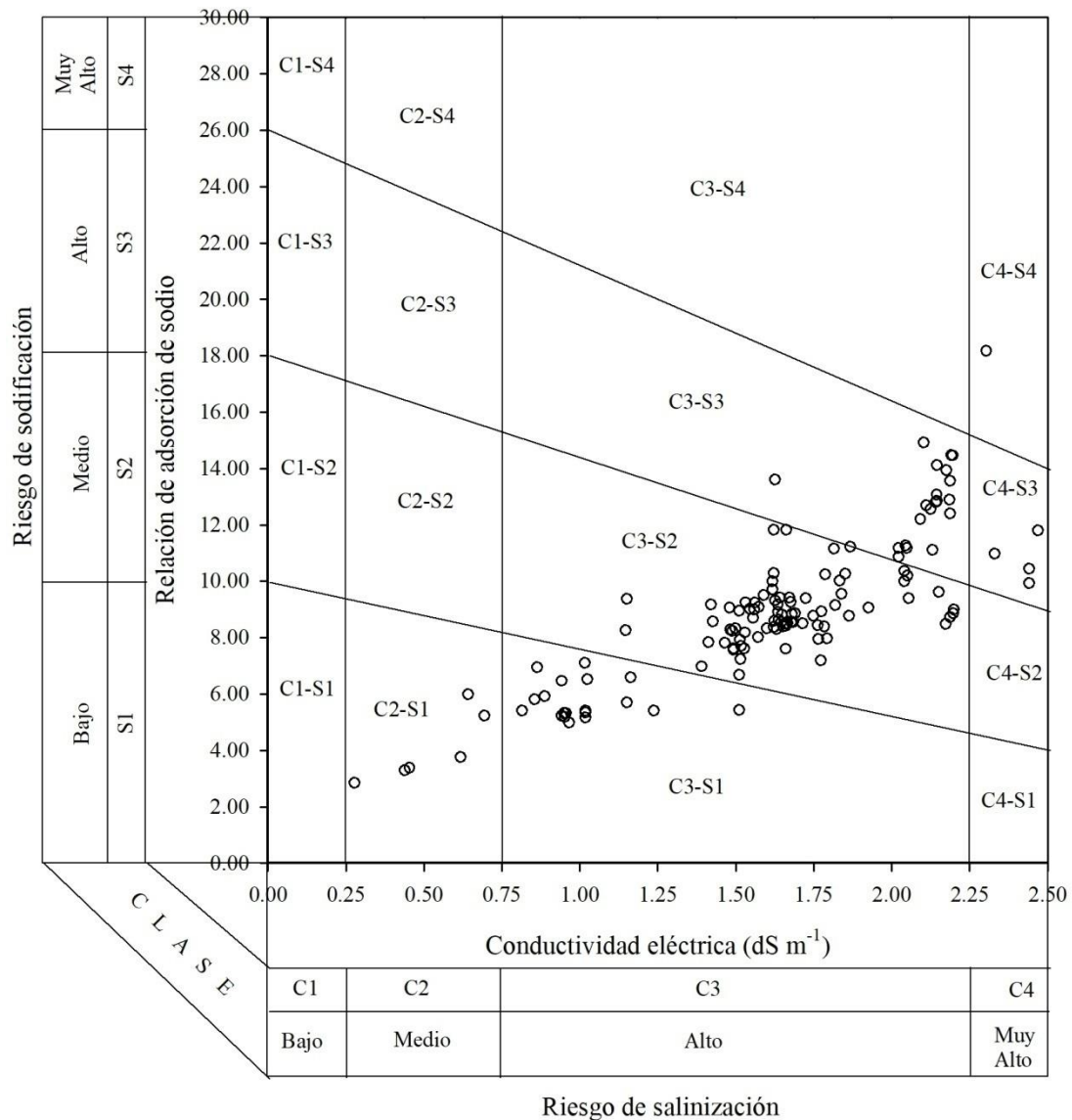


Figura 101. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio de Gapón en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

La fórmula del USDA considera, en la estimación de la RAS, la concentración del ión Mg^{2+} , por lo cual, los valores de RAS disminuyen, y con ello, la relación conjunta CE-RAS muestra que el riesgo de sodificación disminuye pero el riesgo de salinización se mantiene (C3 91.85%); de manera que las aguas presentan la siguiente clasificación: **C3-S1 62.22%**, C3-S2 29.62% en el caso anterior C3-S1 fue 13.33%.

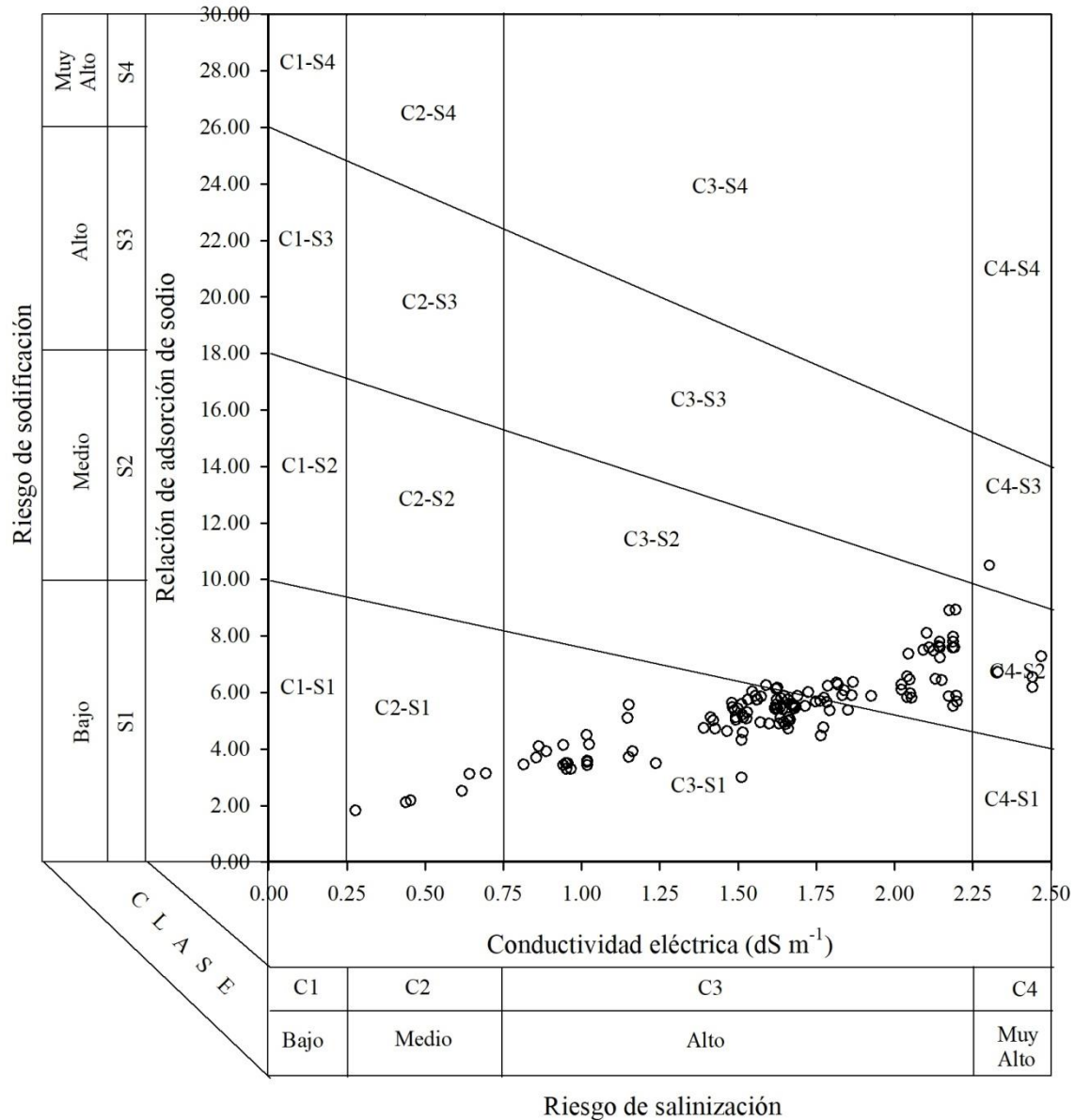


Figura 102. Diagrama que muestra el riesgo de salinidad y sodicidad considerando la relación de adsorción de sodio propuesta por el USDA.

Richards *et al.* (1954) mencionaron que es conveniente aplicar yeso al suelo cuando este vaya a regarse con agua de tipo C2-S3 y C3-S2, como en este caso. La estimación de la RAS del agua del suelo, considerando la ecuación de Bower (1968), se observa que incrementa el riesgo de sodicidad, entre alto y muy alto (C3-S3, C3-S4).

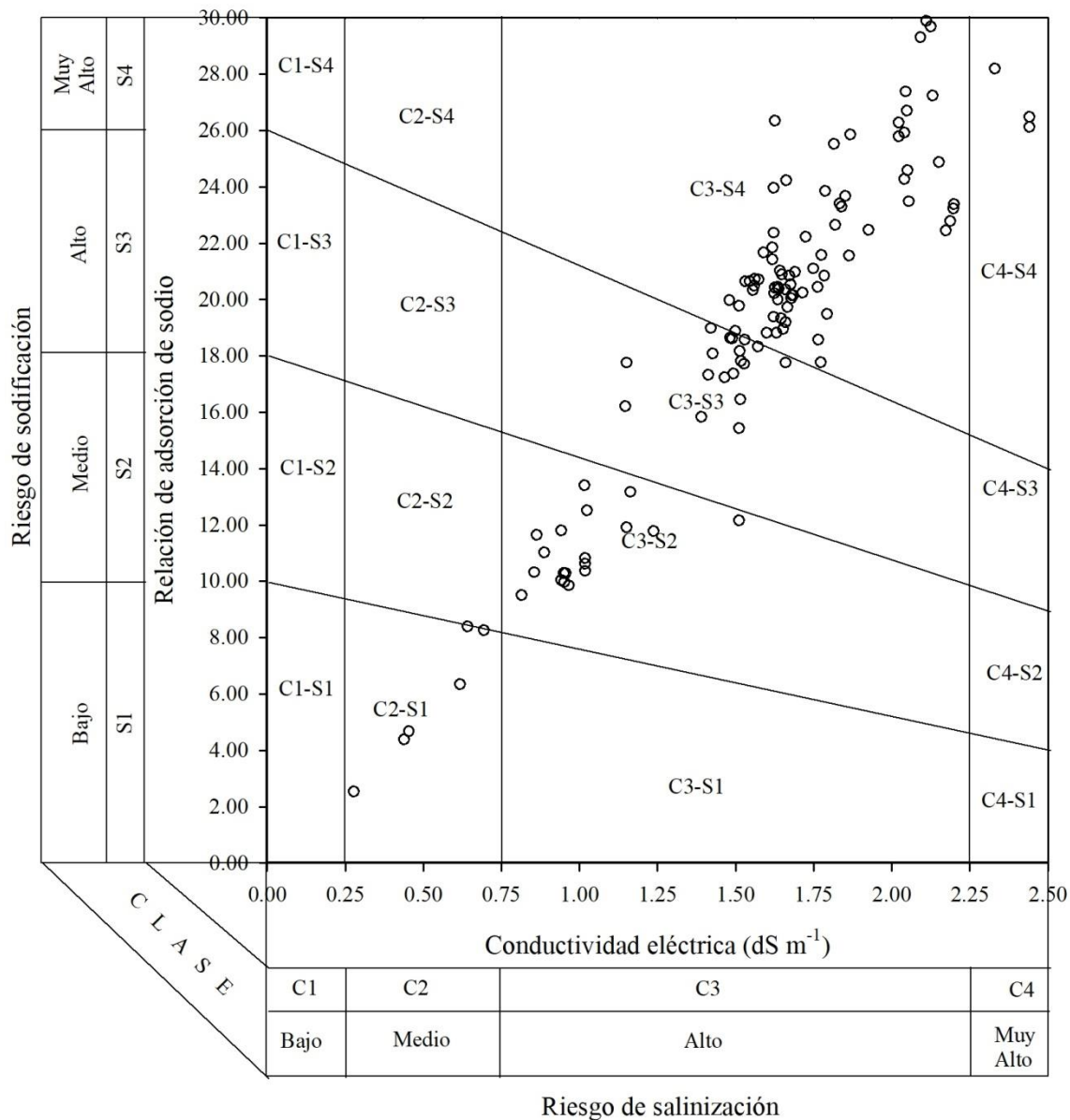


Figura 103. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio considerando la ecuación de Bower.

La estimación de la RAS del agua del suelo bajo el enfoque de Suarez (1981) y considerando la CE, el agua del suelo puede considerarse como C3-S1 en 26.66% de las muestras analizadas y 63.70% como C3-S2, con este enfoque (RAS°), se estima que el agua del suelo tendrá condiciones de salinidad alta y medianamente sódicas.

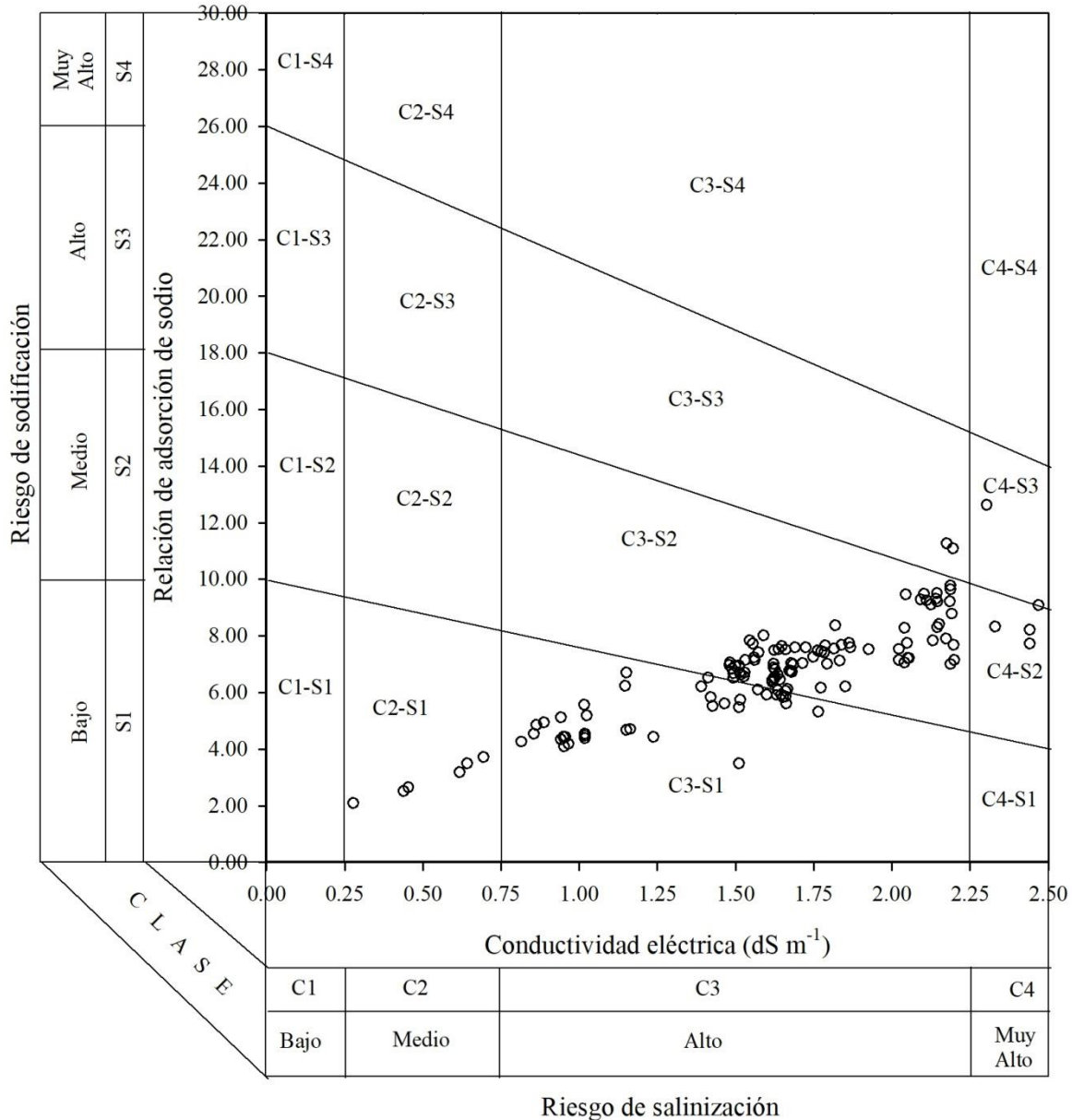


Figura 104. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio considerando la ecuación de Suarez.

Se considera que la precipitación de Ca^{2+} en el suelo por aplicación del agua de riego induce un mayor valor de RAS del agua del suelo, y la disolución de Ca^{2+} disminuye los valores de RAS del agua del suelo.

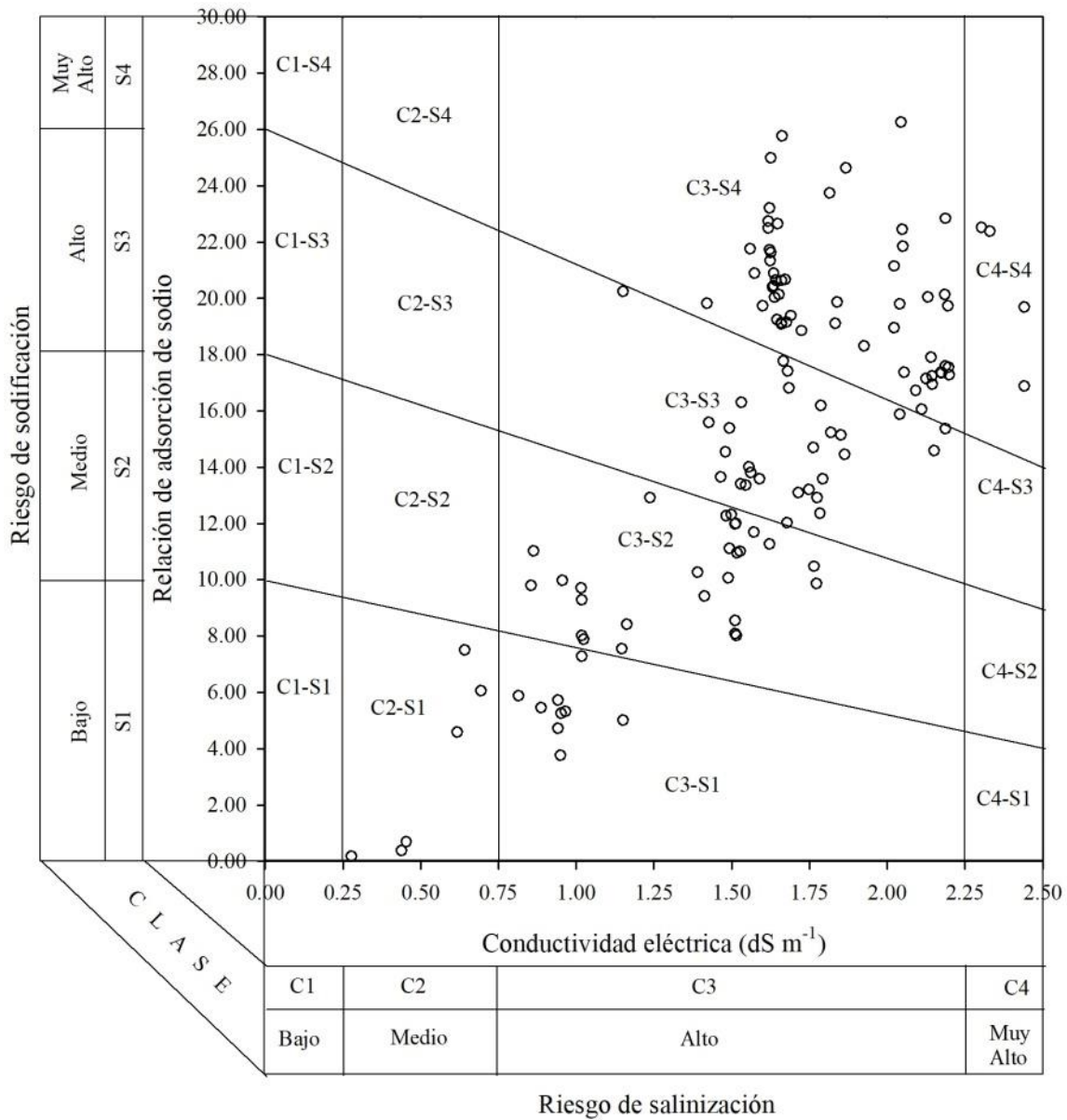


Figura 105. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio en el agua del suelo estimada con el índice de saturación.

La precipitación o disolución de calcita debido a la aplicación del agua de riego incrementa o disminuye el riesgo de sodificación del suelo, los valores conjuntos de $CE-RAS_{IW}$ que indican mayor riesgo de sodificación están relacionados con la precipitación de calcita. Se estimó que el agua de riego puede precipitar calcio en el suelo, y como consecuencia, el agua del suelo tendrá mayor valor de RAS y la lámina de riego aplicada puede lavar el exceso de sales.

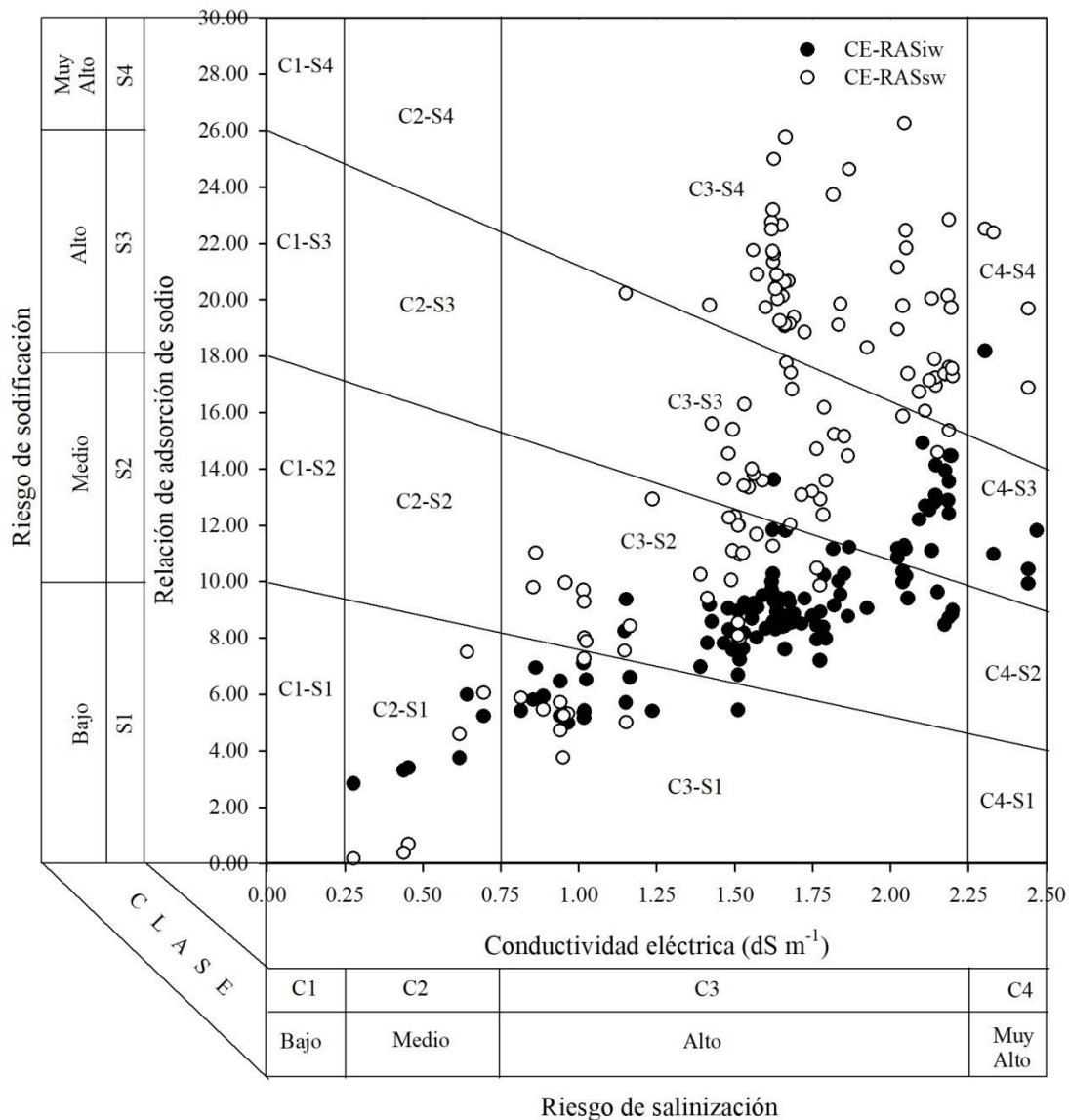


Figura 106. Diagrama de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio que indica el riesgo de sodicidad por la precipitación o disolución de calcita.

Cuando el agua de riego tiene la capacidad de disolver el calcio contenido en los suelos, disminuye la RAS del agua del suelo. La concentración de sodio en el agua de riego puede modificarse agregando yeso al agua de riego; cuando se utilizan aguas cuya clasificación sea C2-S3 y C3-S2, es conveniente aplicar yeso agrícola al suelo (Richards *et al.*, 1954). En este sentido, López-García *et al.* (2016) mencionaron la importancia de considerar la relación de adsorción de sodio propuesta por Bower (1968) para estimar el PSI del suelo considerando la precipitación de calcita a un pH de 8.4, conociendo el PSI del suelo pueden establecerse las medias de mejoramiento con la aplicación de yeso (CaSO₄); teniendo valores de PSI en el suelo entre 5 y 20, RAS entre 5 y 25, y CSR entre 2.5 y 7.5, recomendaron la aplicación de yeso agrícola entre 2.5 toneladas por hectárea y 5 toneladas por hectárea, con partículas de yeso entre 0.5 mm y 1 mm de diámetro, pudiéndose aplicar superficialmente o en hileras. En este trabajo de investigación se calculó el porcentaje de sodio intercambiable del suelo (PSI) a partir de los diferentes valores de RAS del agua de riego y diferentes valores de la constante de intercambio iónico para diversos tipos de suelo (Cuadro 99).

$$PSI = \frac{K_G \times RAS}{1 + (K_G \times RAS)} \times 100 \quad (99)$$

Los valores de la constante de intercambio iónico fueron: K₁=0.007244 (migajón-arcilloso-arenoso); K₂=0.01 (migajón-arenoso-arcilloso); K₃=0.0115219 (migajón-arcilloso); K₄=0.0118614 (arcillo-limoso); K₅=0.0140113 (rojo arcilloso); K₆=0.01475 (chernozem); K₇=0.0151840 (suelos de California, E.U.A.); K₈=0.016899 (arcilloso) (Velázquez-Machuca *et al.*, 2001).

Cuadro 99. Valores estimados del porcentaje de sodio intercambiable a partir de la relación de adsorción de sodio de Gapón y diferentes valores de la constante de intercambio iónico.

$PSI = \frac{K \cdot RAS_{or}}{1 + (K \cdot RAS_{or})} \times 100$	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
PSI-K ₁	2.01	19.18	6.29	6.01	2.30	17.16	36.57
PSI-K ₂	2.75	24.68	8.45	8.11	2.97	21.92	35.13
PSI-K ₃	3.16	27.40	9.60	9.23	3.30	24.24	34.40
PSI-K ₄	3.25	27.98	9.85	9.48	3.37	24.73	34.24
PSI-K ₅	3.82	31.46	11.41	11.01	3.80	27.64	33.29
PSI-K ₆	4.01	32.58	11.93	11.52	3.93	28.56	32.98
PSI-K ₇	4.13	33.22	12.24	11.82	4.01	29.09	32.80
PSI-K ₈	4.57	35.63	13.41	12.98	4.31	31.06	32.13

Cuadro 99. Continuación

$PSI = \frac{K \cdot RAS_{USDA}}{1 + (K \cdot RAS_{USDA})} \times 100$	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
PSI-K ₁	1.30	9.27	3.88	3.87	1.13	7.97	29.06
PSI-K ₂	1.79	12.37	5.28	5.26	1.50	10.57	28.54
PSI-K ₃	2.06	13.99	6.03	6.01	1.70	11.93	28.26
PSI-K ₄	2.11	14.34	6.20	6.18	1.74	12.22	28.19
PSI-K ₅	2.49	16.51	7.23	7.22	2.01	14.02	27.82
PSI-K ₆	2.62	17.23	7.58	7.57	2.10	14.61	27.69
PSI-K ₇	2.69	17.65	7.79	7.78	2.15	14.95	27.62
PSI-K ₈	2.99	19.26	8.59	8.58	2.34	16.27	27.33

Cuadro 99. Continuación

$PSI = \frac{K \cdot RAS_{aj}}{1 + (K \cdot RAS_{aj})} \times 100$	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
PSI-K ₁	1.80	34.21	13.12	12.89	4.80	32.41	36.61
PSI-K ₂	2.46	41.78	17.15	16.97	5.90	39.31	34.43
PSI-K ₃	2.83	45.26	19.20	19.06	6.41	42.43	33.38
PSI-K ₄	2.91	45.98	19.64	19.51	6.51	43.07	33.16
PSI-K ₅	3.42	50.14	22.32	22.26	7.11	46.71	31.87
PSI-K ₆	3.59	51.42	23.20	23.16	7.30	47.82	31.46
PSI-K ₇	3.70	52.15	23.71	23.68	7.40	48.45	31.23
PSI-K ₈	4.10	54.81	25.63	25.67	7.78	50.71	30.36

Cuadro 99. Continuación

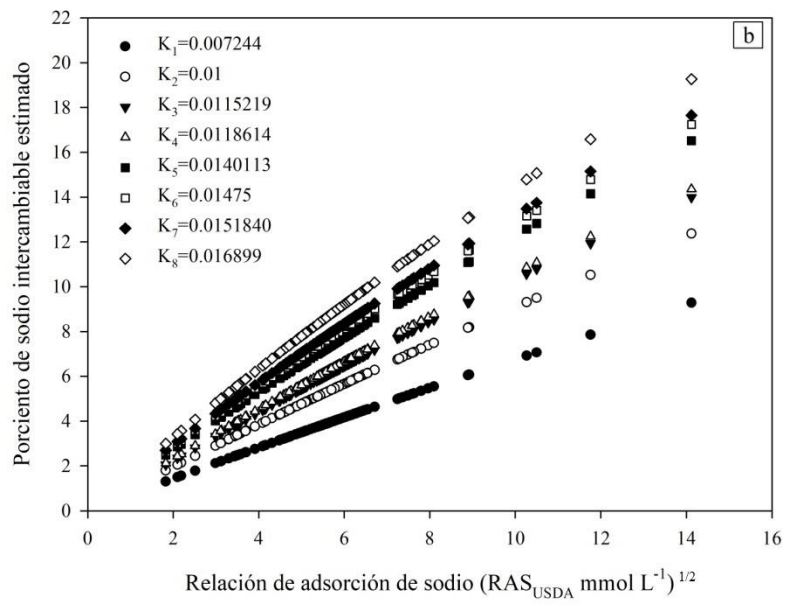
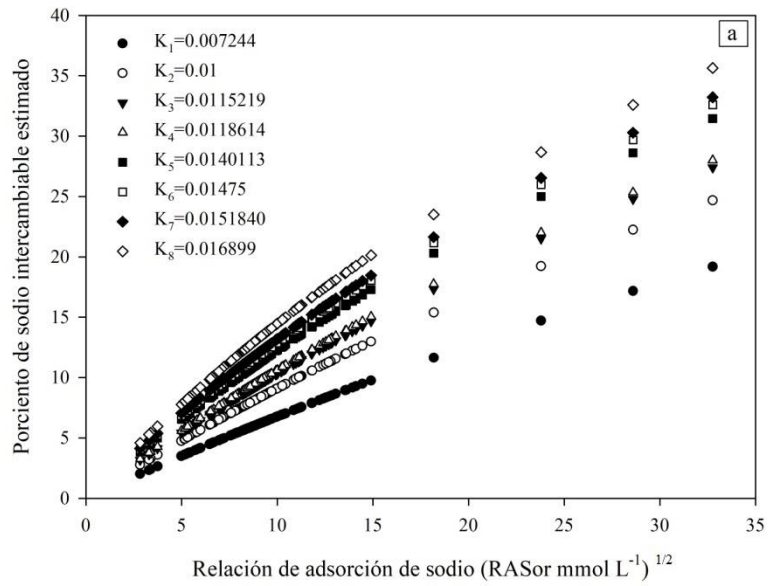
$PSI = \frac{K \cdot RAS_{corr}}{1 + (K \cdot RAS_{corr})} \times 100$	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
PSI-K ₁	1.49	11.13	4.75	4.80	1.32	9.64	27.80
PSI-K ₂	2.04	14.75	6.43	6.51	1.75	12.70	27.23
PSI-K ₃	2.35	16.62	7.33	7.42	1.97	14.27	26.93
PSI-K ₄	2.41	17.03	7.53	7.63	2.02	14.61	26.87
PSI-K ₅	2.84	19.51	8.77	8.89	2.32	16.67	26.46
PSI-K ₆	2.99	20.33	9.19	9.31	2.42	17.34	26.33
PSI-K ₇	3.07	20.80	9.43	9.56	2.47	17.73	26.25
PSI-K ₈	3.41	22.62	10.38	10.53	2.69	19.21	25.95

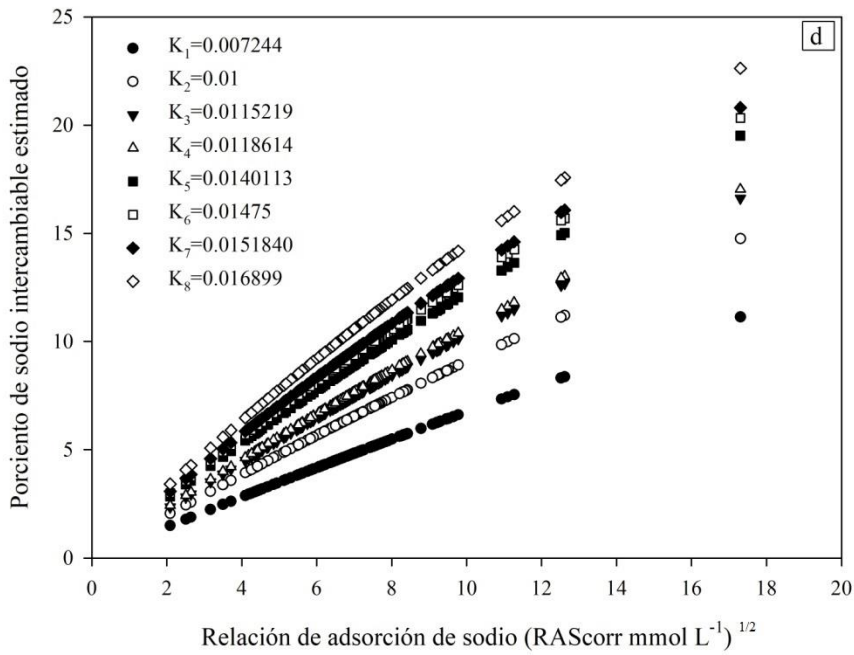
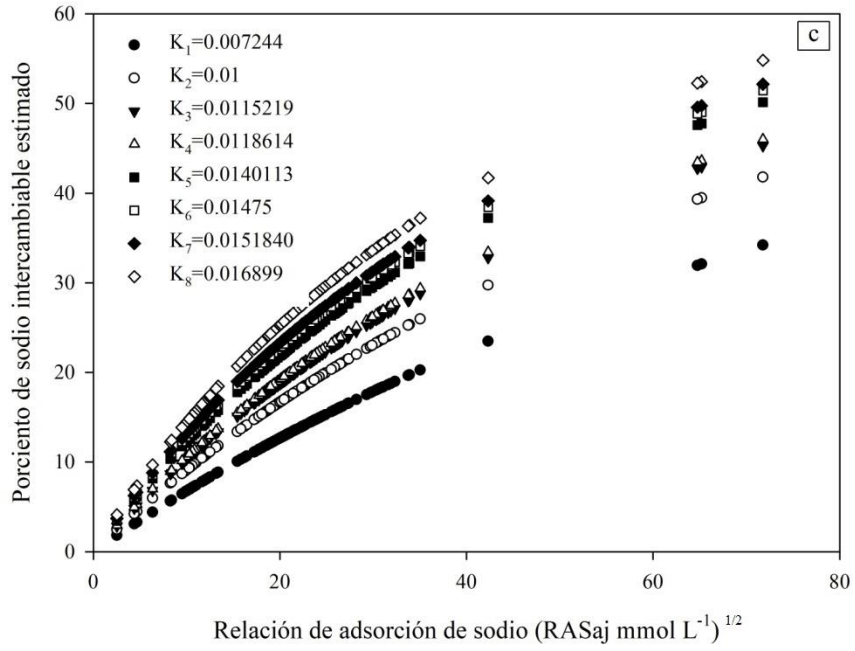
Cuadro 99. Continuación

$PSI = \frac{K \cdot RAS_{sw}}{1 + (K \cdot RAS_{sw})} \times 100$	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV
PSI-K ₁	0.12	35.91	10.40	10.80	4.82	35.78	46.38
PSI-K ₂	0.17	43.61	13.71	14.33	6.02	43.43	43.95
PSI-K ₃	0.20	47.12	15.42	16.15	6.60	46.92	42.80
PSI-K ₄	0.20	47.84	15.79	16.55	6.72	47.64	42.56
PSI-K ₅	0.24	52.01	18.04	18.98	7.42	51.76	41.16
PSI-K ₆	0.25	53.29	18.78	19.79	7.65	53.03	40.71
PSI-K ₇	0.26	54.01	19.21	20.25	7.77	53.74	40.46
PSI-K ₈	0.29	56.65	20.86	22.03	8.24	56.36	39.52

Se observa que los valores estimados del porcentaje de sodio intercambiable, considerando diferentes valores de la constante de intercambio iónico para cada tipo de suelo [desde arenoso hasta arcilloso (K₁: arenoso, K₄₋₅: franco, K₈: arcilloso)] y los diferentes enfoques conceptuales de la relación de adsorción de sodio del agua de riego, siguen la tendencia hacia la sodicidad; la magnitud de los valores de PSI estimados para un suelo arenoso son menores que para un suelo arcilloso en todos los casos, ello indica que los suelos arcillosos tienen mayor potencial para desarrollar problemas de sodicidad debido a su mayor superficie de intercambio y cargas negativas expuestas, la superficie de todos los minerales tiene cargas eléctricas, pero las arcillas tienen la mayor capacidad de intercambio catiónico, especialmente la montmorillonita (Joerg Werner, 1996).

Las siguientes figuras (**Fig. 107**: a, b, c, d y e) ilustran el cambio en el PSI estimado según los valores de K_G y RAS; para un mismo valor de RAS se tienen diferentes valores de PSI que dependen del valor de K, los valores de PSI más bajos se observan en la línea de puntos inferior y corresponden al valor de K=0.007244 para un suelo arenoso, los valores de PSI más altos están en la línea de puntos superior y corresponden al valor de K=0.016899 para un suelo arcilloso.





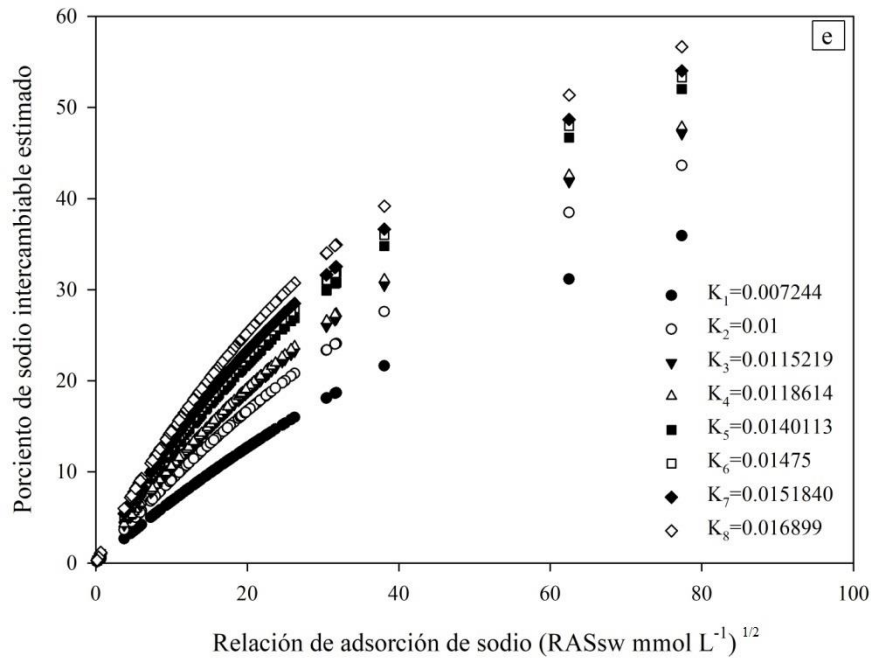


Figura 107. Porcentaje de sodio intercambiable estimado a partir de la relación de adsorción de sodio y diversos valores del coeficiente de intercambio iónico [figuras a, b, c, d y e].

Las figuras siguientes (**Fig. 108: a, b, c, d, e**) ilustran el riesgo de infiltración por la aplicación del agua al riego agrícola. Los valores de CE-RAS que se encuentren en la línea superior indican severos riesgos de infiltración debido a la baja concentración y RAS elevada, se trata de agua sódica con muy baja concentración iónica; agua de este tipo tiene alta capacidad de disolución de minerales del suelo, incluyendo al calcio, lo cual, disminuye la estabilidad y estructura del suelo, las partículas del suelo se dispersan y obstruyen el espacio poroso disminuyendo la infiltración.

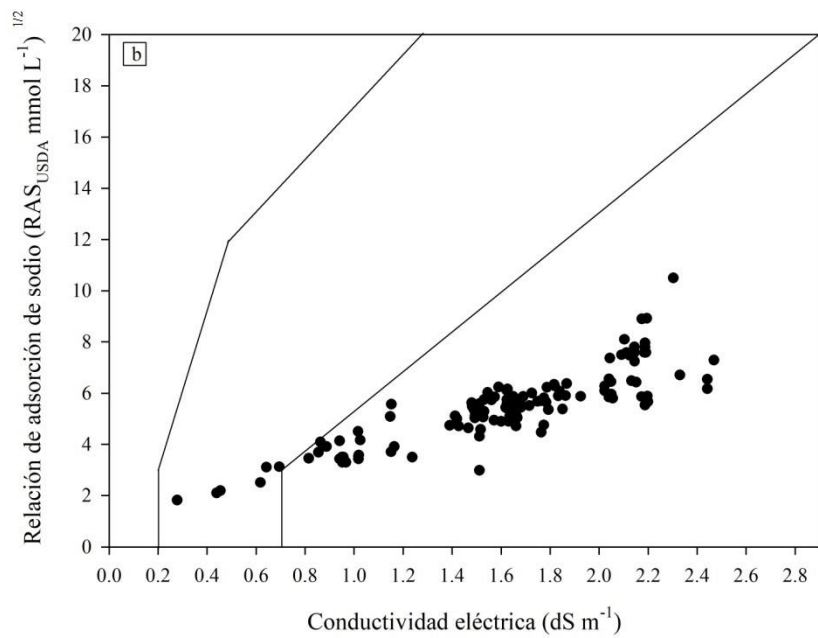
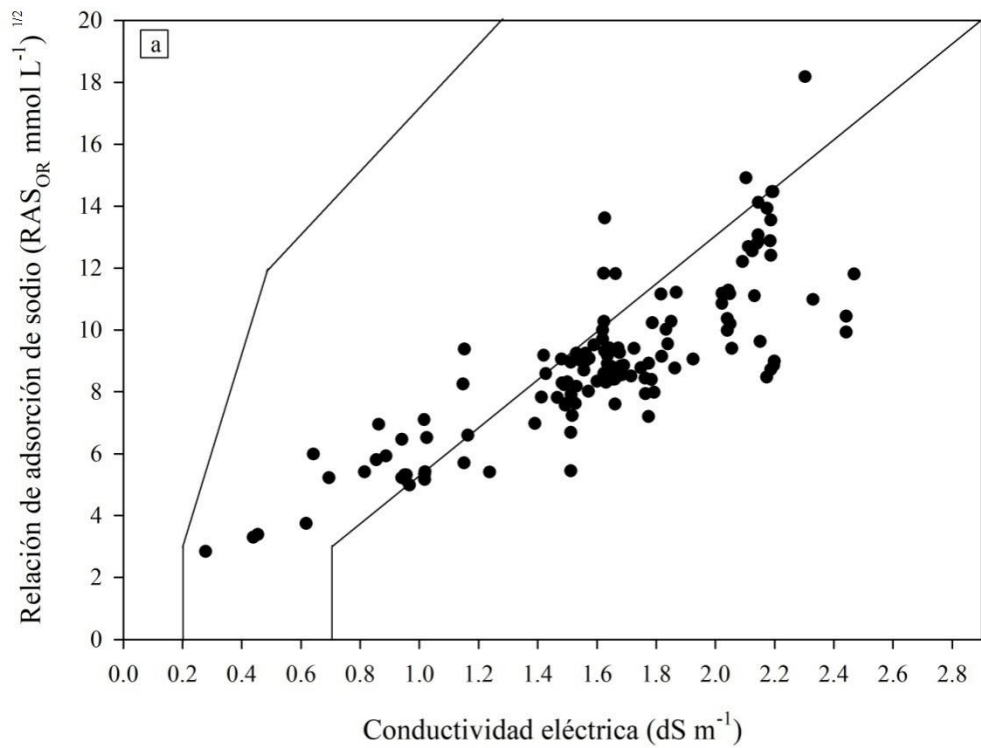
Los valores de CE-RAS que se encuentren debajo de la línea inferior no representan problemas de infiltración debido a la mayor concentración de sales; sin embargo, los problemas de sodicidad pueden presentarse en el suelo cuando la proporción de sodio con respecto del calcio sea mayor que 3:1 (Ayers & Westcot, 1987).

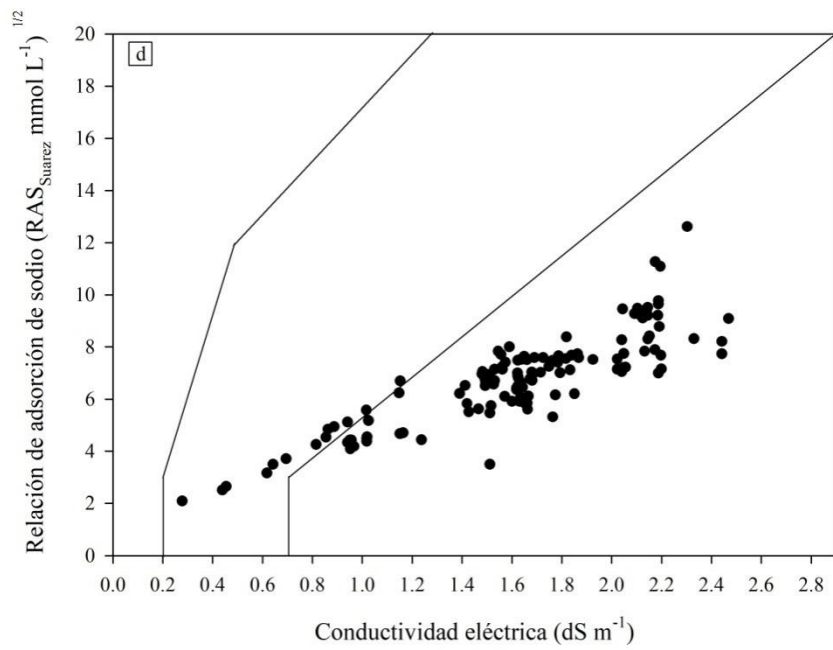
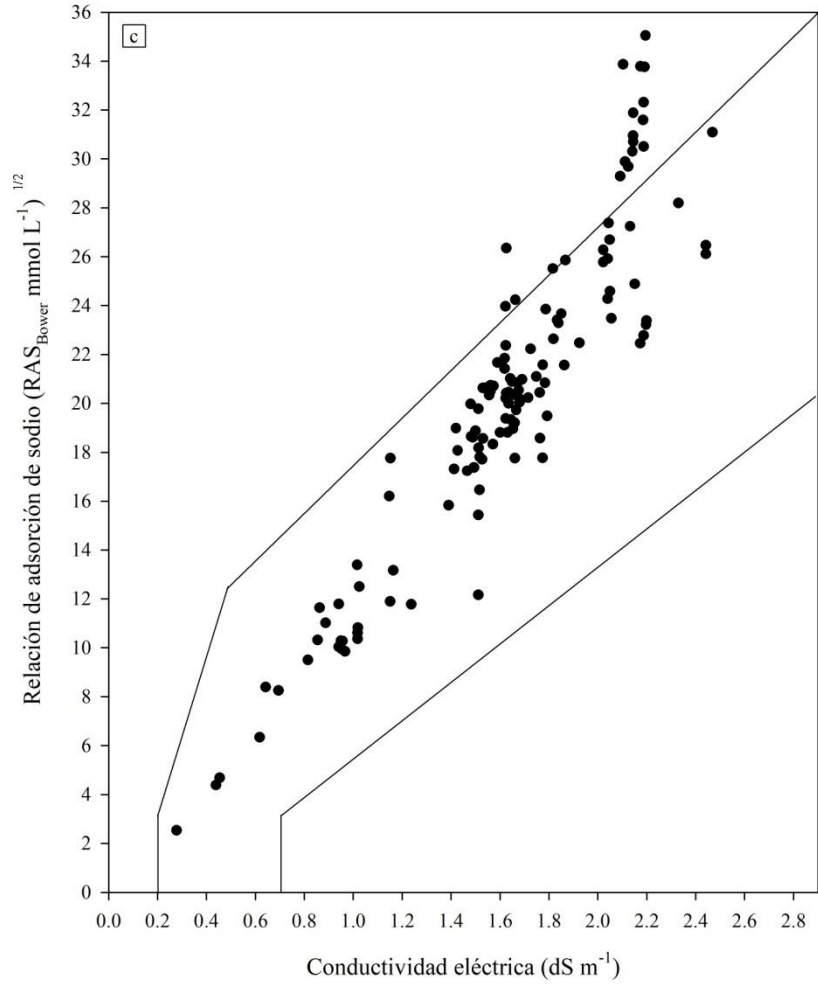
Considerando que se tienen valores diferentes de relación de adsorción de sodio estimados bajo diferentes enfoques conceptuales, la RAS estimada con la ecuación de Gapón junto con los valores medidos de CE estima que 79.55 % de las muestras de agua no presentan problemas de infiltración mientras que 20.45 % se clasificaron con riesgo de infiltración ligero. Este mismo problema de infiltración, pero considerando la RAS propuesta por el USDA (Richards *et al.*, 1953) estima que 95.45 % de las muestras de agua no presenta problemas de infiltración. La relación de adsorción de sodio propuesta por Bower (1968) estima que 87.12 % de las muestras de agua tienen problemas de infiltración ligeros.

Evaluar el problema de infiltración mediante la RAS propuesta por Suarez (1981) permitió observar que 90.15 % de las muestras de agua no representa problemas de infiltración, finalmente, mediante la RAS del agua del suelo (RAS_{SW}) se estimó que 6.06 % no tienen problema de infiltración mientras que 89.39 % representan riesgo de infiltración ligero.

La diferencia entre estas estimaciones se debe a que en las fórmulas de RAS_{corr} y RAS_{sw} se considera la disolución-precipitación de calcita; la RAS del USDA considera la concentración de $Ca^{2+}+Mg^{2+}$, ello disminuye el valor de RAS si se compara con la RAS original y como consecuencia estima menor riesgo de sodificación; la RAS de Bower (1968) considera la precipitación de calcita, con lo cual, se estimaron mayores valores de RAS en el agua del suelo o en el agua de drenaje; la RAS de Suarez (1981) ajusta la concentración de calcio con valores fijos del producto de solubilidad de la calcita y de la segunda constante de disociación del ácido carbónico, por ello, el agua no presenta problema de infiltración.

La relación de adsorción de sodio del agua del suelo, considera la magnitud del índice de saturación como indicador de la precipitación o solubilización de la calcita, la solubilización de la calcita (IS^-) disminuye el valor de RAS y con ello el problema de infiltración; la precipitación de la calcita incrementa el valor de RAS en el agua del suelo y mayores valores de RAS están relacionados con problemas de infiltración del agua en el suelo. Los mayores valores de RAS estimados con la ecuación de Bower (1968) se explican debido a que, con los datos obtenidos de la diferencia entre $8.4-pH_c$, se estima, en todos los casos, que la calcita precipitará. En este sentido, también es necesario considerar la posible solubilización de la calcita en el suelo ya que tanto la precipitación como la solubilización de este mineral del suelo influyen en la estimación del riesgo de sodificación.





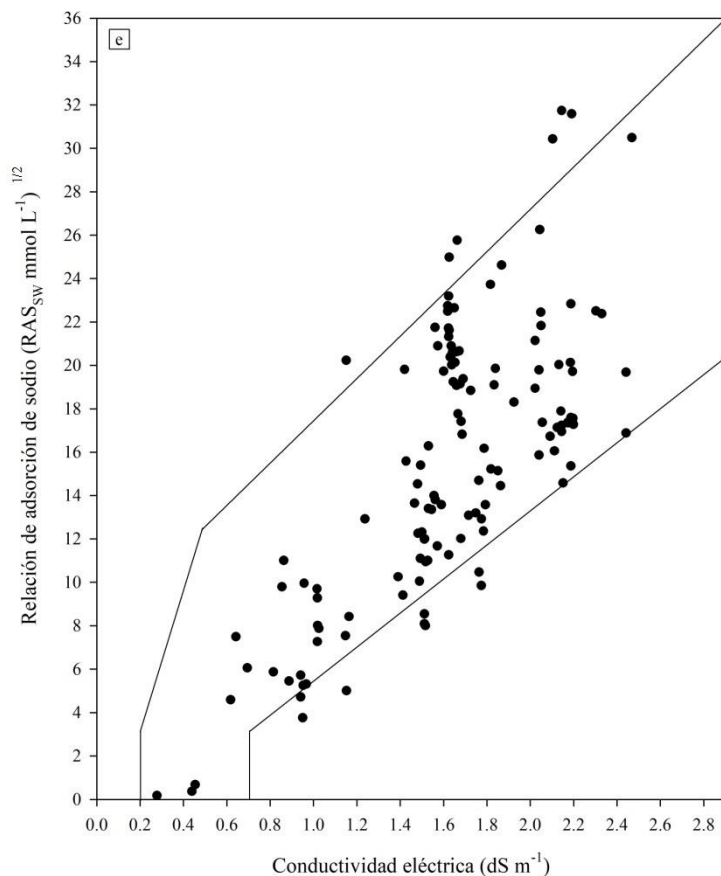


Figura 108. Diagramas de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio que muestran los problemas de infiltración por la aplicación del agua al riego agrícola [figuras a, b, c, d y e].

5.3.3. Toxicidad por iones específicos en el agua de riego

Los problemas de toxicidad en los cultivos se presentan cuando hay exceso de nutrientes o de algún otro elemento, los síntomas de toxicidad se manifiestan en el bajo rendimiento productivo, quemadura de hojas y decoloración, la toxicidad depende de la tolerancia del cultivo a cierta concentración iónica de B^{3+} o Cl^- .

Para cultivos sensibles, una concentración mayor de 1.25 mg L^{-1} de B^{3+} no es recomendada, mientras que para cultivos tolerantes se aceptan valores de concentración de B^{3+} hasta de 3.75 mg L^{-1} (Wilcox, 1948; Doneen 1975).

La distribución del boro se ilustra en la **figura 109**, esta clasificación está basada en la propuesta por Doneen (1975), a la clase 1 pertenece el agua cuya concentración sea menor de 0.5 mg L^{-1} de B^{3+} y es recomendada para la mayoría de los cultivos en cualquier condición de suelo y clima. A la clase 2 pertenecen aquellas aguas cuya concentración de boro se encuentre entre 0.5 mg L^{-1} y 2 mg L^{-1} , esta clase de agua se limita al riego agrícola de cultivos semitolerantes.

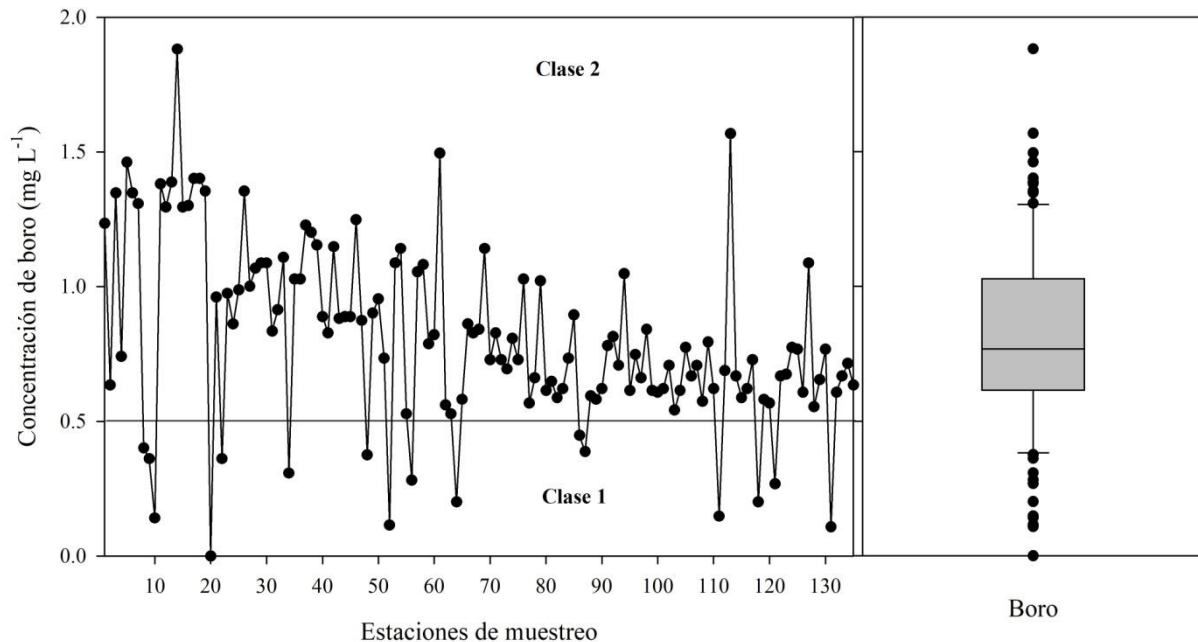


Figura 109. Distribución de la concentración de boro en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

La concentración de boro menor de 1 mg L^{-1} es esencial para el desarrollo de los cultivos, pero la elevada concentración de este elemento puede ocasionar problemas en cultivos sensibles. La mayoría de los cultivos pueden tener problemas de toxicidad cuando la concentración de boro excede 2 mg L^{-1} (Wilcox, 1948; Doneen 1975). La concentración de B^{3+} en el agua, fue menor de 1.881 mg L^{-1} , el valor de la mediana de la concentración de B^{3+} fue de 0.767 mg L^{-1} , y 75% de las muestras de agua tuvo valores menores de 1.027 mg L^{-1} de B^{3+} .

Los valores extremos mayores que el límite superior se encuentran entre 1.40 mg L⁻¹ y 1.88 mg L⁻¹ de B³⁺ y corresponden a la muestras (18, 5, 61, 113 y 14): Drenaje Apaxco, Nextlalpan, dren Boxtha, drenaje el Nith-Debodhé y autopista Peñón-Texcoco.

Cuadro 100. Estadísticos descriptivos de las variables boro, nitrato, fosfato, silicio y cloruro en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Variable	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV (%)
B ³⁺ (mg L ⁻¹)	0	1.881	0.809	0.767	0.33	1.88	41.51
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	2.180	177.34	62.820	56.454	39.38	175.16	62.68
PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	0	26.103	11.792	9.792	8.94	26.10	75.87
SiO ₂ (mg L ⁻¹)	31.087	91.032	66.078	67.915	13.54	59.94	20.49
Cl ⁻ (meq L ⁻¹)	0.83	12.98	5.40	5.12	1.89	12.15	35.01

La concentración de **nitrato** (**Fig. 110**) en este estudio, al igual que el fosfato, se atribuyó a las descargas de agua de drenaje agrícola, principalmente, por el uso de fertilizantes nitrogenados. Los valores encontrados presentaron una variación muy alta (CV=62.68%); esta variación se atribuyó a la heterogeneidad de concentración debida a la descarga de agua de origen residual doméstica, agrícola e industrial. La concentración de nitrato encontrada, varía de acuerdo con la ubicación, los primeros valores extremos de concentración (> 146 mg L⁻¹) corresponden al agua de la cascada la quina en Atitalaquia Estado de Hidalgo; los dos últimos valores extremos de mayor concentración (154 mg L⁻¹ de NO₃⁻ y 177 mg L⁻¹ de NO₃⁻) corresponden a las muestras 26 y 109 (río Tula en Atotonilco y al drenaje el Tephé, en el Estado de Hidalgo). Por lo tanto, se puede atribuir dicha concentración a las descargas de agua residual doméstica e industrial y drenaje agrícola. La concentración de NO₃⁻ cuyo valor fue menor de 10 mg L⁻¹ se consideró como buen indicador de la calidad del agua; sin embargo solo cinco estaciones de muestreo presentaron menos de 10 mg L⁻¹ de NO₃⁻. Se encontró que 75.55 % de muestras de agua tuvieron una concentración mayor de 30 mg L⁻¹ de NO₃⁻. Esta concentración afecta a cultivos sensibles. Las zonas de menor concentración de nitrato se ubicaron en el túnel de Tequixquiac, presa Dolores, Nextlalpan, río Chapatongo y manantial Juchitlán.

Varios autores (Rascón-Alvarado, 2006; Tchobanoglous *et al.*, 2003; Ramalho, 2003; Jiménez-Cisneros, 2001; Zamora *et al.*, 2008) coinciden en que el agua de origen residual es una fuente importante de nutrientes y que al aplicar esta agua al riego agrícola aportará una cantidad considerable de elementos para la nutrición de los cultivos.

Sin embargo, la elevada concentración de estos iones se atribuyó a la aplicación excesiva de fertilizantes en la agricultura, y su elevada concentración puede ocasionar daños a la salud y al ambiente, así como la eutrofización progresiva de los cuerpos de agua.

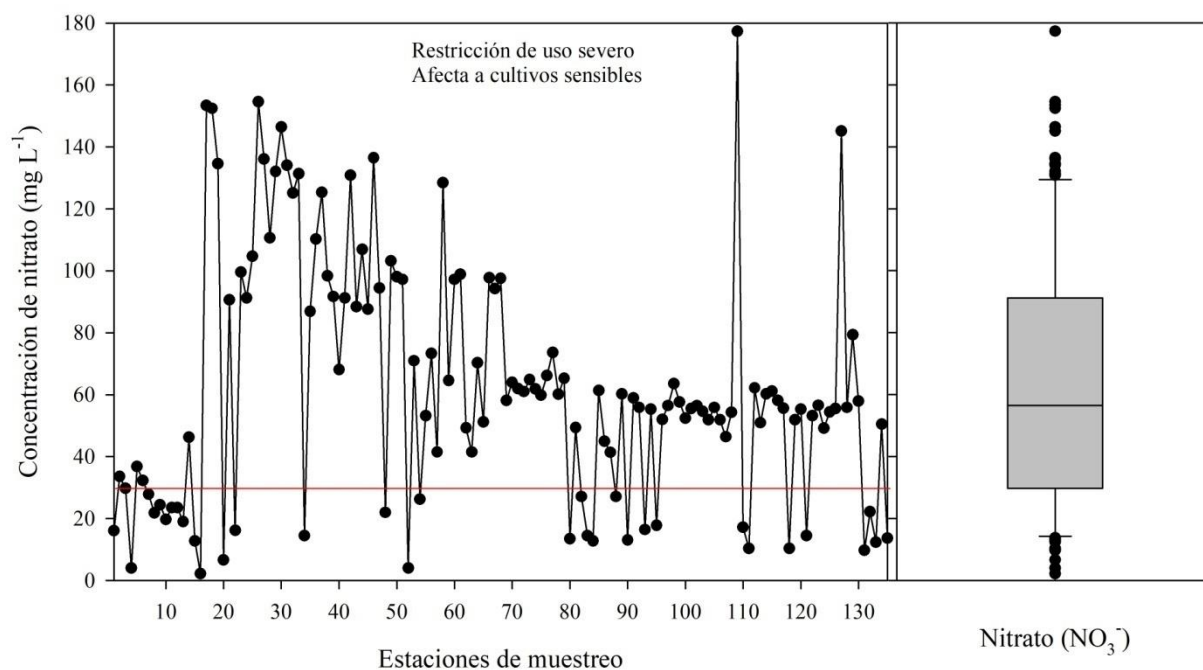


Figura 110. Distribución de la concentración de nitrato en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Para una lámina de riego de 1 m se encontró que la concentración de nitrógeno fue de 141.90 kg ha⁻¹. Y la concentración estimada de fósforo fue de 38.45 kg ha⁻¹. El contenido de **fosfato** generalmente es menor de 2.0 mg L⁻¹ en las aguas naturales (**Fig. 111**), este se origina a partir del intemperismo de rocas ígneas y de la lixiviación de suelos que contienen desechos orgánicos. En este estudio, la concentración de fosfato puede atribuirse a los drenajes agrícolas, domésticos e industriales como mencionaron Velázquez-Machuca *et al.* (2010), ya que se trata de agua de

origen residual en la mayoría de los casos. La distribución de fosfato presentó una variación muy alta (75.87%), lo cual, indica la heterogeneidad en la concentración en las diferentes estaciones de muestreo a lo largo de la red hidrográfica Cd. De México-Valle del Mezquital.

Los valores extremos en la concentración de fosfato, mayores que el límite superior, se encontraron en las siguientes estaciones de muestreo: canal de riego vía Zumpango-Tequisquiac (24.39 mg L^{-1} de PO_4^{3-}), canal de riego Tezontepec II (24.61 mg L^{-1} de PO_4^{3-}), canal Villagrán I (24.81 mg L^{-1} de PO_4^{3-}), dren Boxtha (25.11 mg L^{-1} de PO_4^{3-}) y canal de riego Sn. Salvador (26.10 mg L^{-1} de PO_4^{3-}).

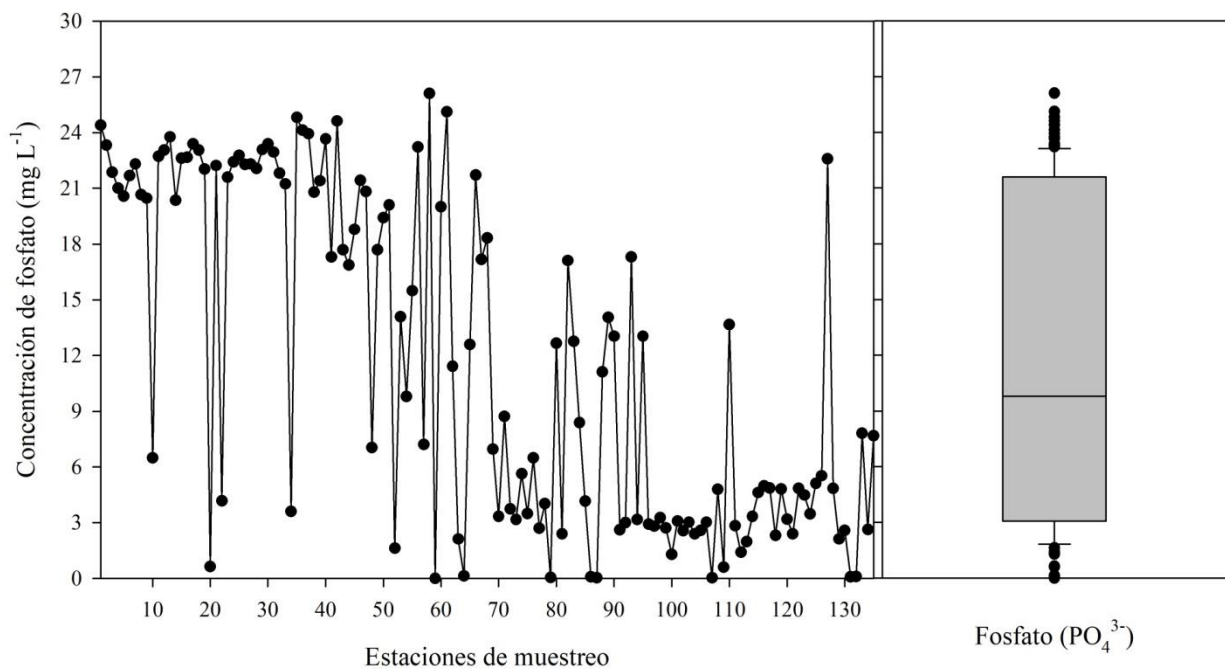


Figura 111. Distribución de la concentración de fosfato en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

Es común encontrar silicio (**Fig. 112**) en todas las fuentes de agua natural dado que es el componente principal de las rocas de origen volcánico, sedimentarias y calizas de origen marino, y debido a las reacciones químicas de intemperismo de los silicatos estos pasan a ser constituyentes del agua (Hem, 1985). En el caso del agua de origen residual, la fuente principal de SiO_2 proviene de los detergentes que contienen silicato de sodio y fosfatos, por lo tanto, su elevada concentración es de origen residual doméstico.

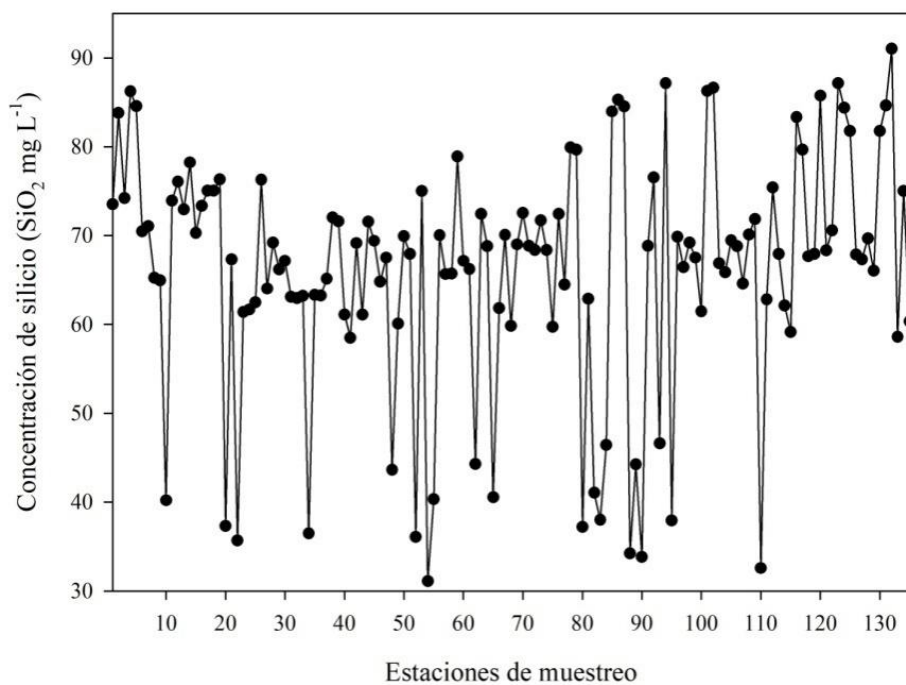


Figura 112. Distribución de la concentración de silicio en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

La toxicidad más frecuente es provocada por el ion **cloruro** contenido en el agua de riego, el cloruro no es retenido por las partículas del suelo, por lo cual, se desplaza fácilmente con el agua del suelo, luego, es absorbido por las raíces de los cultivos y, por efecto de la transpiración se acumula en las hojas provocando quemaduras, en la **figura 113** se observa que los valores encontrados mayores de 4 meq L⁻¹ indican que en 80.74% de muestras de agua hay restricción de uso por la aplicación de esta agua al riego agrícola.

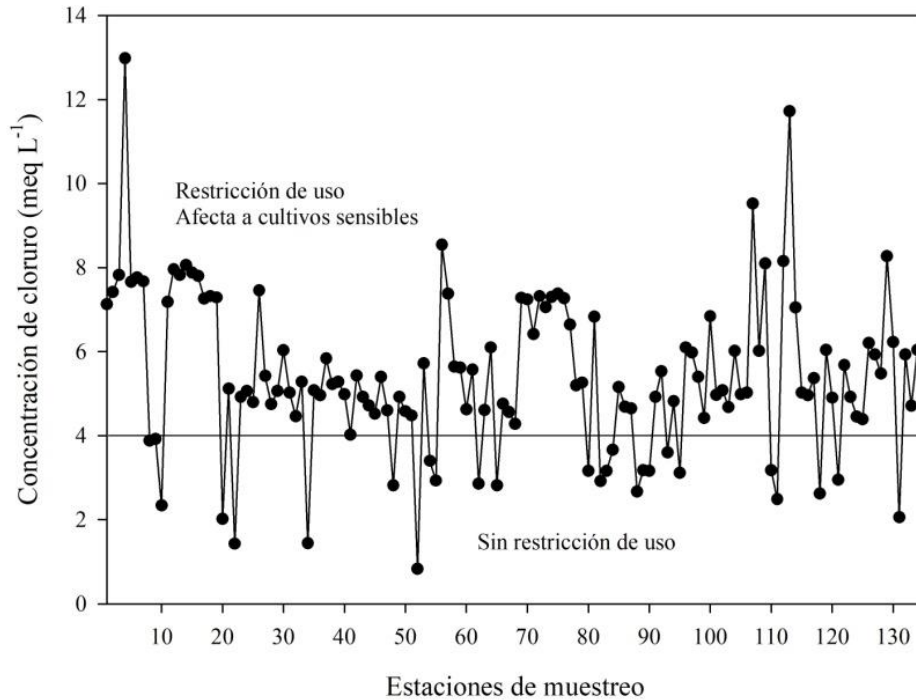


Figura 113. Distribución de cloruro en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

5.3.4. Composición iónica del agua con valores extremos de concentración

Se analizó la concentración iónica del agua que presentó valores extremos de conductividad eléctrica, tanto menores que el límite inferior como mayores que el límite superior, para ello, se utilizaron diagramas de caja elaborados en SigmaPlot® 10.0, y los valores extremos fueron calculados mediante análisis estadístico en el programa SAS® 9.0. Se utilizó la CE porque es un buen estimador de la concentración iónica total del agua.

Los valores extremos de CE (**Fig. 114**), expresada en dS m^{-1} , en el límite superior fueron los siguientes: canal Nextlalpan (3.684 dS m^{-1}), drenaje el Nith-Debodhé (3.398 dS m^{-1}), drenaje Bangandhó (3.212 dS m^{-1}), drenaje el Tephé (2.469 dS m^{-1}) y drenaje Actopan (2.442 dS m^{-1}). Y los valores extremos de CE, expresada en dS m^{-1} , en el límite inferior, y que fueron los más bajos corresponden a las siguientes muestras de agua: manantial Juchitlán (0.642 dS m^{-1}), río Chapatongo (0.618 dS m^{-1}), canal Tlahuelilpan (0.454 dS m^{-1}), canal Pemex III (0.439 dS m^{-1}) y presa Dolores (0.278 dS m^{-1}).

Del total de muestras de agua analizadas en Valle del Mezquital, 50% tuvieron una CE entre 1.489 dS m^{-1} y 2.040 dS m^{-1} . 25% de las muestras de agua tuvo entre 0.278 dS m^{-1} y 1.489 dS m^{-1} , estos fueron los valores más bajos; el 25% restante tuvo valores de CE entre 2.040 dS m^{-1} y 3.684 dS m^{-1} . Lo anterior indica que en 92.59% de las muestras de agua la conductividad eléctrica se encontró distribuida entre 0.965 dS m^{-1} y 2.187 dS m^{-1} .

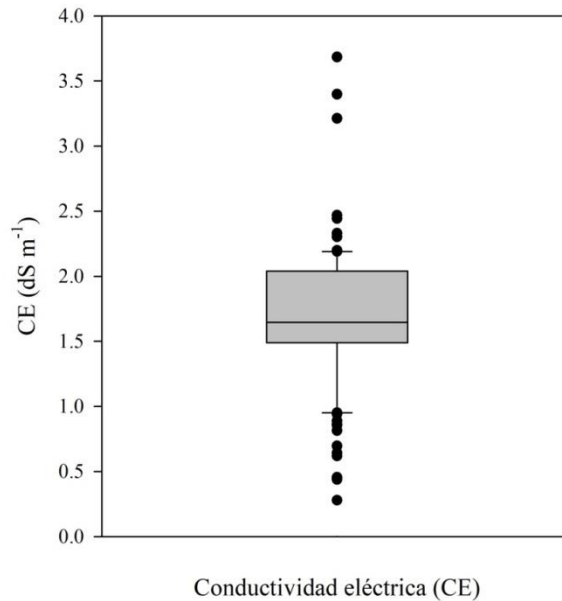


Figura 114. Diagrama de caja de la conductividad eléctrica medida en el agua de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016.

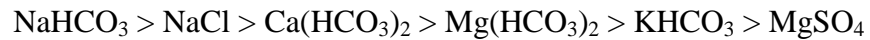
En el **cuadro 101** se muestra la composición iónica de estas muestras de agua. En el primer grupo se encuentran muestras de agua con baja concentración iónica, tipo bicarbonatada-sódica, baja concentración de boro, rica en silicio y medianamente concentrada en nitrato y fosfato; en el segundo grupo se encuentran las muestras de agua de elevada concentración iónica de tipo bicarbonatada-sódica, y con alta concentración de nitrato y silicio; medianamente concentrada en fosfato y boro; la elevada concentración de nitrato y silicio puede atribuirse a las descargas de agua de origen residual y drenaje agrícola.

Cuadro 101. Composición iónica del agua en la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital, primavera 2016, con valores extremos de concentración.

Valores menores que el límite inferior de CE (0.95 dS m ⁻¹) (agua con baja concentración iónica)														
ID	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	B ³⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SiO ₂
		dS m ⁻¹	----- meq L ⁻¹ -----							----- mg L ⁻¹ -----				
52	7.57	0.278	0.48	0.68	1.39	0.17	0	1.34	0.83	0.48	0.11	3.97	1.62	36.07
34	7.18	0.439	0.82	1.20	2.11	0.16	0	2.22	1.44	0.52	0.30	14.52	3.60	36.46
22	7.22	0.454	0.86	1.20	2.22	0.16	0	2.38	1.43	0.52	0.36	16.19	4.18	35.68
20	7.93	0.618	1.24	1.52	2.95	0.33	0	3.45	2.02	0.41	0	6.61	0.63	37.28
131	8.25	0.642	0.68	1.84	3.49	0.27	0	3.23	2.06	0.78	0.10	9.72	0.08	84.62
Valores mayores que el límite superior de CE (2.19 dS m ⁻¹) (agua con elevada concentración iónica)														
56	7.47	2.442	3.66	5.80	13.43	0.76	0	10.83	8.54	3.67	0.28	73.34	23.21	70.01
109	8.35	2.469	3.20	5.20	14.93	0.81	0	12.48	8.10	2.94	0.79	177.34	0.60	71.86
107	8.32	3.212	1.08	7.31	21.02	1.70	1.12	15.86	9.52	3.60	0.70	46.39	0.02	64.58
113	8.57	3.398	1.02	6.90	23.40	1.60	0.84	14.20	11.72	5.28	1.56	50.94	1.98	67.91
4	7.26	3.684	2.62	4.82	27.23	1.36	0	19.62	12.98	2.41	0.74	3.97	21.01	86.21
Identificación de las muestras de agua														
52	Presa Dolores					56	Drenaje Actopan							
34	Canal Pemex III					109	Drenaje el Tephé							
22	Canal Tlahuelilpan					107	Drenaje Bangandhó							
20	Río Chapatongo					113	Drenaje el Nith-Debodhé							
131	Manantial Juchitlán					4	Canal Nextlalpan							

5.3.5. Síntesis de la red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital

Los resultados obtenidos bajo las condiciones en que se realizó ésta investigación mostraron una alta variación en la composición iónica del agua en la red hidrográfica Cd. de México-Valle del Mezquital durante la primavera de 2016. El tipo de agua dominante fue bicarbonatada-sódica, y la distribución hipotética de sales presentó la siguiente secuencia:



La concentración iónica del agua, considerando el valor de la mediana fue la siguiente: Cationes: 16.06 meq L⁻¹; Aniones: 15.60 meq L⁻¹; suma de iones: 31.70 meq L⁻¹; sólidos totales disueltos: 1111.87 mg L⁻¹.

Se trata de aguas de origen residual doméstico, agrícola e industrial con una concentración iónica medianamente alta y de mala calidad para su uso en la irrigación de la mayoría de cultivos.

La concentración de sólidos totales fue de 1092 mg L⁻¹, sólidos fijos 796 mg L⁻¹ y residuo orgánico estimado de 312 mg L⁻¹, en estos casos el coeficiente de variación fue medio. La mediana del pH fue de 7.76 y de la CE fue de 1.645 dS m⁻¹.

Respecto de lo anterior, las condiciones del agua fueron de tendencia neutro-alkalina, y la CE medianamente alta, estos valores son variables en todo el Valle del Mezquital, pues se encontró la CE entre 0.278 dS m⁻¹ y 3.684 dS m⁻¹. En 92.59% de las muestras de agua la conductividad eléctrica se encontró distribuida entre 0.965 dS m⁻¹ y 2.187 dS m⁻¹.

Los objetivos del estudio se cumplieron, la hipótesis general de la investigación no puede aceptarse para todas las muestras de agua analizadas debido a la variación encontrada en la concentración iónica y los criterios establecidos para el uso de esta agua en la irrigación fueron variables, sin embargo, a pesar del riesgo de salinización que representa su uso esta agua se utiliza para la irrigación de cultivos en Valle del Mezquital.

La hipótesis nula de correlación se rechazó, por lo tanto, la concentración iónica influyo en la salinidad, sodicidad y toxicidad del agua, es decir, a mayor concentración iónica se encontró mayor riesgo de salinidad, sodicidad y toxicidad.

La hipótesis nula de regresión se rechazó, por lo tanto, se observó una relación lineal entre la concentración iónica y la conductividad eléctrica, fuerza iónica y presión osmótica, en este caso, la relación fue de tipo estadística concluyéndose que la conductividad eléctrica, la fuerza iónica y la presión osmótica dependen, de la concentración de iones en solución.

La relación de adsorción de sodio, calculada con diferentes fórmulas, presentó diferencia significativa entre cada una de las ecuaciones con las que se calculó la RAS, se encontró que los valores de RAS más bajos se obtuvieron con la ecuación propuesta por el USDA ($Me=5.55$), siguiendo en orden ascendente: $RAS^{\circ} Me=6.96$, $RAS_{or} Me=8.83$, $RAS_{aj} Me=20.44$. Esta amplitud de valores de RAS permitió estimar el PSI; se encontró que el PSI depende del valor de RAS y del valor de K_G . Este último valor K se determina experimentalmente para cada tipo de suelo en particular, sin embargo, el PSI estimado ofrece una aproximación al valor del PSI del suelo irrigado con este tipo de agua, y para suelos arcillosos el PSI estimado será mayor.

El riesgo de salinización y toxicidad para el suelo y los cultivos irrigados con el agua de la red hidrográfica Cd. de México-Valle del Mezquital fue alto, por lo cual, presentó restricciones de uso.

La concentración de B^{3+} , NO_3^- y PO_4^{3-} presentó una variación media-alta, el incremento de estos iones se atribuyó al efecto de concentración por la descarga de aguas residuales domésticas e industriales y drenaje agrícola.

Se destacó la superficie bajo riego dedicada a los cultivos de maíz, alfalfa y frijol; mientras que la superficie de temporal se caracterizó por la siembra de maíz, frijol y avena forrajera, en este sentido, la aplicación del agua a la irrigación de estos cultivos representa problemas de salinidad, sodicidad y toxicidad, mayormente para el frijol, ya que este es más sensible a la salinidad.

5.4. Análisis comparativo de la concentración iónica del agua de las redes hidrográficas Lerma-Chapala-Santiago y Ciudad de México-Valle del Mezquital

Para observar si existe diferencia entre la concentración iónica del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago y Ciudad de México-Valle del Mezquital, se realizó un análisis comparativo mediante el valor de la mediana y la proporción de las variables pH, CE, cationes, aniones, ST, SF, RO, I, PO, SE, SP, CSR y RAS, se utilizaron pruebas no paramétricas debido a que los datos no siguen una distribución normal, asimismo, el tamaño de muestra fue diferente en cada muestreo realizado y el coeficiente de variación para las variables medidas fue muy alto, lo cual, indicó que existe una elevada heterogeneidad en la composición química del agua en estos sistemas hidrográficos, misma que se atribuyó a los diversos vertidos de agua de origen residual urbano, industrial y drenaje agrícola.

El valor de pH del agua es similar, no obstante, fue ligeramente mayor en Valle del Mezquital durante la primavera 2016. Con respecto de la CE, el agua de la cuenca del río Lerma fue menor que en Valle del Mezquital, en ambos periodos de muestreo, el agua residual en Valle del Mezquital tuvo una CE 1.695 y 2.550 veces mayor comparada con la CE del agua en la cuenca del río Lerma.

Asimismo, en Valle del Mezquital la CE fue menor en otoño 2015 e incrementó durante la primavera 2016. En este estudio se encontró que las aguas residuales en Valle del Mezquital y en la cuenca del río Lerma presentaron una alta variación en su concentración iónica pero en ambos casos se mantuvo una composición bicarbonatada-sódica.

La concentración iónica, en el agua residual en Valle del Mezquital, con respecto de los cationes y aniones mayoritarios, fue menor en otoño 2015 e incrementó en la primavera 2016, excepto el potasio que mantuvo una concentración similar en ambos periodos de muestreo. En relación con la concentración de STD, ST, SF y RO, así como las variables: I, PO, SE, SP y RAS tuvieron menores valores durante el otoño 2015 e incrementaron en la primavera 2016, no obstante, ello no indica una mejor calidad, pues en ambos periodos de muestreo la calidad del agua presentó valores condicionados para la irrigación, mismos que expresan riesgo de salinización y sodificación para el suelo y los cultivos sensibles irrigados con esta agua, como el frijol.

Cuadro 102. Valores de la mediana de composición iónica del agua en las redes hidrográficas Lerma-Chapala-Santiago y Ciudad de México-Valle del Mezquital.

Variables	Unidades	Mediana			Proporción		
		a	b	c	a/b	a/c	b/c
pH		7.65	7.41	7.76	1.032	0.986	0.955
CE	dS m ⁻¹	0.643	1.09	1.64	0.590	0.392	0.665
Ca ²⁺		0.97	1.85	2.20	0.524	0.441	0.841
Mg ²⁺		1.58	2.45	3.62	0.645	0.436	0.677
Na ⁺		3.42	6.36	9.44	0.538	0.362	0.674
K ⁺		0.41	0.64	0.70	0.641	0.586	0.914
Cationes	meq L ⁻¹	6.29	10.78	16.06	0.583	0.392	0.671
HCO ₃ ⁻		3.36	6.20	8.09	0.542	0.415	0.766
Cl ⁻		2.18	3.68	5.12	0.592	0.426	0.719
SO ₄ ²⁻		0.56	0.98	2.15	0.571	0.260	0.456
Aniones		6.12	10.42	15.60	0.587	0.392	0.668
Iones		12.41	21.17	31.70	0.586	0.391	0.668
STD		438	774	1111	0.566	0.394	0.697
ST	mg L ⁻¹	592	772	1092	0.767	0.542	0.707
SF		368	596	796	0.617	0.462	0.749
RO		168	168	312	1.000	0.538	0.538
I	mol L ⁻¹	0.0074	0.01312	0.02024	0.564	0.366	0.648
PO	MPa	0.02637	0.04762	0.06797	0.554	0.388	0.701
SE	meq L ⁻¹	3.84	7.00	10.15	0.549	0.378	0.690
SP		2.45	4.13	6.37	0.593	0.385	0.648
RAS	mmol L ⁻¹	4.77	6.66	8.83	0.716	0.540	0.754
CSR	meq L ⁻¹	0.74	2.03	2.22	0.365	0.333	0.914
B ³⁺		0.499	0.836	0.767	0.597	0.651	1.090
NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	9.256	59.448	56.454	0.156	0.164	1.053
PO ₄ ³⁻		2.610	6.397	9.792	0.408	0.267	0.653
SiO ₂		86.015	50.685	67.915	1.697	1.267	0.746
N	kg ha ⁻¹	20.91	134.28	141.90	0.156	0.147	0.946
P		8.51	63.96	38.45	0.133	0.221	1.663

Muestras: a: Lerma-Chapala-Santiago primavera 2015; b: Valle del Mezquital otoño 2015, c: Valle del Mezquital primavera 2016.

VI. CONCLUSIONES

Red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago

De acuerdo con los resultados obtenidos, se concluye que el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago es de concentración variable, con dominancia iónica de bicarbonato y sodio. La variación en la concentración y el tipo de agua bicarbonatada-sódica, puede atribuirse a las descargas de agua de origen residual que se vierten en esta red hidrográfica.

La concentración iónica del agua en el río Santiago fue menor por el aporte de agua que recibe de las corrientes tributarias originadas en la sierra madre occidental, mismas que favorecen el efecto de dilución.

Los objetivos del estudio se cumplieron, la hipótesis general de la investigación, para este caso en particular no puede aceptarse totalmente ya que la concentración iónica presentó una variación media y asimismo, el cumplimiento de los criterios establecidos para la utilización del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago en la irrigación de cultivos agrícolas fue variable, a pesar de ello el uso de este recurso en la irrigación es una práctica extendida en el curso alto, medio y bajo de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

La hipótesis nula de correlación se rechazó, por lo tanto, la concentración iónica influyo en la salinidad, sodicidad y toxicidad del agua, es decir, a mayor concentración iónica se encontró mayor riesgo de salinidad, sodicidad y toxicidad.

La hipótesis nula de regresión también se rechazó, por lo tanto, se observó una relación lineal entre la concentración iónica y la conductividad eléctrica, fuerza iónica y presión osmótica, en este caso, la relación fue de tipo estadística concluyéndose que la conductividad eléctrica, la fuerza iónica y la presión osmótica dependen, fundamentalmente, de la concentración de iones en solución.

Se observó una estrecha relación entre la CE, STD e I, por lo tanto, puede estimarse la concentración de STD y la I a partir de la CE mediante las ecuaciones de regresión: $STD = 684.1658 \times CE$; $I = (0.01180 \times CE) + 0.00027$, estas ecuaciones corresponden al tipo de agua bicarbonatada-sódica.

De acuerdo con la CE, se estima que la aplicación de esta agua no afecta la disponibilidad de agua para algunos cultivos y por lo tanto, no tiene restricción de uso. El agua de baja concentración iónica en este caso fue sódica, por lo cual, el riesgo de reducción relativa de infiltración fue ligero, lo cual, deberá verificarse experimentalmente en esta zona agrícola.

El riesgo de sodificación del suelo, evaluado mediante la RAS_{IW} , fue bajo; por lo tanto, se estimaron valores bajos de PSI para suelos francos y arenosos, los valores más elevados se estimaron para suelos arcillosos, el PSI máximo fue menor de 11.42, por lo cual, se considera que el riesgo de sodificación dependerá del tipo de suelo, no obstante, la acumulación de sales sódicas por el proceso de evapotranspiración y el manejo inadecuado del riego agrícola puede desarrollar la sodicidad de los suelos con mayor intensidad en los arcillosos.

La disolución o precipitación de calcita estimada mediante el índice de saturación influyó en la estimación de la relación de adsorción del agua del suelo, valores negativos del IS_L dieron como resultado la disminución de la RAS_{SW} y valores positivos incrementaron el valor estimado de la RAS_{SW} . Estos valores deberán corroborarse con el análisis experimental de los suelos agrícolas y mediante los enfoques conceptuales de Langelier (1936), Bower (1968) y Suarez (1981), para visualizar las generalidades del proceso de sodificación y salinización debido a la aplicación del agua de riego.

Con respecto de la concentración de nitrato y fosfato su elevada concentración se atribuyó a las descargas de agua residual doméstica, industrial y drenaje agrícola. Lo cual representa riesgo debido a la posible eutrofización progresiva en los cuerpos de agua, además, existe el riesgo de contaminación del agua subterránea debido a la posible lixiviación de NO_3^- .

El riesgo de toxicidad por B^{3+} puede afectar negativamente la germinación y el rendimiento de los cultivos frijol, brócoli y trigo, ampliamente cultivados en esta zona agrícola, ya que estos son sensibles a la concentración de este ión encontrado en el agua. 95% de las muestras de agua analizadas no presentaron restricción de uso debido a la baja concentración de Cl^- .

Red hidrográfica Ciudad de México-Valle del Mezquital

De acuerdo con los resultados obtenidos bajo las condiciones en que se realizó esta investigación, se concluyó que el agua residual de la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital presentó una alta variación en su concentración iónica pero prevaleció su composición bicarbonatada-sódica manifestándose en una amplitud de valores de CE, RAS y PSI.

Los objetivos del estudio se cumplieron, la hipótesis general de la investigación no puede aceptarse para todas las muestras de agua analizadas debido a la variación encontrada en la concentración iónica y a que los criterios agronómicos para el uso de esta agua en la irrigación fueron variables, sin embargo, a pesar del riesgo de salinización que representa su uso esta agua se utiliza para la irrigación de cultivos en Valle del Mezquital. La hipótesis nula de correlación se rechazó, por lo tanto, la concentración iónica influyo en la salinidad, sodicidad y toxicidad del agua, es decir, a mayor concentración iónica se encontró mayor riesgo de salinidad, sodicidad y toxicidad.

La hipótesis nula de regresión se rechazó, por lo tanto, se observó una relación lineal entre la concentración iónica y la conductividad eléctrica, fuerza iónica y presión osmótica, en este caso, la relación fue de tipo estadística concluyéndose que la conductividad eléctrica, la fuerza iónica y la presión osmótica dependen, de la concentración de iones en solución.

La RAS es un buen indicador para estimar el riesgo de sodificación del suelo por la aplicación del agua al riego agrícola, lo cual, depende de la calidad del agua y del tipo de suelo, y es de mayor magnitud para suelos arcillosos que para los arenosos. La amplitud de valores de la RAS se atribuyó a la variabilidad en la relación iónica de sodio con respecto del calcio, y es debido a las diversas descargas, y mezcla de agua de origen residual urbano e industrial, misma que se clasificó como bicarbonatada-sódica.

La estimación de la RAS del agua del suelo (RAS_{SW}) indicó que la tendencia hacia la precipitación de Ca^{2+} en el suelo puede mantener bajos los niveles de sodio en el suelo, esto mismo se estimó con la ecuación de la RAS del suelo propuesta por Suarez (RAS°), así que incrementando el contenido de Ca^{2+} de manera controlada, directamente en el agua residual, puede disminuir la RAS y consecuentemente el riesgo de sodificación del suelo, expresado como PSI.

La concentración de nitrato y fosfato en el agua residual de la red de drenaje Cd. de México-Valle del Mezquital fue elevada y se atribuyó a las descargas de agua residual doméstica, industrial y drenaje agrícola. La elevada concentración de estos iones representa riesgo debido a la posible eutrofización progresiva de los cuerpos de agua, además, existe el riesgo de contaminación del acuífero en Valle del Mezquital dado que más del 80% de los canales de riego no se encuentran revestidos y esto puede ocasionar la lixiviación de NO_3^- .

El riesgo de toxicidad por B^{3+} y Cl^- puede afectar negativamente la germinación y el rendimiento del cultivo de frijol (en menor grado al maíz, avena y alfalfa), ya que este es sensible a la concentración de estos iones encontrados en el agua residual y la concentración de sales totales fue de 770 mg L^{-1} .

No se recomienda el uso de esta agua en la irrigación debido al riesgo de salinización que representa su valor de CE elevado y su dominancia de iones de sodio y bicarbonato que pueden acumularse en la capa arable y dañar la estructura del suelo, sin embargo, estos aspectos deberán corroborarse experimentalmente en esta zona agrícola conocida como Valle del Mezquital.

VII. RECOMENDACIONES

Es recomendable realizar el tratamiento de agua residual antes de su descarga a los cuerpos receptores y evaluar su calidad microbiológica, además, medir los efectos del agua de riego directamente en el suelo y los cultivos.

Es importante el monitoreo de los niveles de concentración de metales tóxicos como plomo, cadmio, cromo, entre otros, que por su carácter tóxico y bioacumulativo pueden ocasionar serios problemas de salud pública y ambiental, asimismo, se recomienda evaluar los indicadores microbiológicos para conocer los posibles riesgos de salud pública por el contacto con el agua de origen residual.

Continuar con este tipo de estudios es importante para conocer la composición del agua, su origen y sus variaciones.

VIII. LITERATURA CITADA

- Appelo, C. A. J., & D. Postma. 2005. *Geochemistry, groundwater and pollution*. Second edition. A. A. Balkema Publishers. Amsterdam, the Netherlands.
- Arrue, J. L., & F. Alberto. 1986. Temperature characteristics of surface waters in the river Ebro basin, Spain. *An. Aula Dei*. 18:31-50.
- Audesirk, T., G. Audesirk, & B. E. Byers. 2013. *Biología. La vida en la tierra con fisiología*. Novena edición. Pearson educación de México, México.
- Ayers, R. S., & D. W. Westcot. 1987. *La calidad del agua y su uso en la agricultura*. Estudio FAO Riego y Drenaje, Roma, Italia.
- Bautista-Olivas, A. L. 2013. *Aprovechamiento de la humedad atmosférica como fuente no convencional de agua para uso doméstico*. Tesis de Doctorado. Postgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Edo. de México.
- Benson, S. W. 2014. *Cálculos químicos: una introducción al uso de las matemáticas en la química*. Editorial Limusa, México.
- Bogar-Escobar. 2006. La cuenca Lerma-Chapala/el agua de la discordia. *Gestión y política pública*. 15:369-392.
- Bower, C. A., & L. W. Wilcox. 1965. Precipitation and solution of calcium carbonate in irrigations operations. *Soil Science Society of America Proceedings*. 29:93-94.
- Bower, C. A., L. W. Wilcox, G. W. Akin, & M. G. Keyes. 1965. An index of the tendency of CaCO_3 to precipitate from irrigation waters. *Soil Science Society of America Proceedings*. 29:91-92.
- Bower, C. A., G. Ogata, & J. M. Tucker. 1968. Sodium hazard of irrigation waters as influenced by leaching fraction and by precipitation or solution of calcium carbonate. *Soil Science*. 106:29-34.
- Can-Chulim, A., L. G. Ramírez-Guerrero, H. M. Ortega-Escobar, E. Cruz-Crespo, D. Flores-Román, E. I. Sánchez-Bernal, & A. Madueño-Molina. 2014. Germinación y crecimiento de plántulas de *Phaseolus vulgaris* L. en condiciones de salinidad. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 5:753-763.
- Can-Chulim, A. 2011. *Calidad de las aguas para riego en la cuenca del oriental y sierra norte, Estados de Puebla, Tlaxcala y Veracruz*. Tesis de Doctorado. Postgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México.
- Can-Chulim, A., H. M. Ortega-Escobar, N. E. García-Calderón, A. L. Reyes-Ortigoza, V. A. González-Hernández, & D. Flores-Román. 2011^a. Origen y calidad del agua subterránea en la cuenca oriental de México. *Terra Latinoamericana*. 29:189-200.

- Can-Chulim, A., C. Ramírez-Ayala, H. M. Ortega-Escobar, C. Trejo-López, & J. Cruz. 2008. Evaluación de la relación de adsorción de sodio en las aguas del río Tulancingo, Estado de Hidalgo, México. *Terra Latinoamericana*. 26:243-252.
- Cancino, B., L. Ulloa, & C. Astudillo. 2009. Presión osmótica de soluciones salinas y azucaradas: su influencia en procesos de ósmosis inversa en la industria de alimentos. *Información tecnológica*. 20(3):55-64.
- Castro-Luna, I. 2011. Caracterización de las aguas y suelos de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán, Estado de Hidalgo, México. Tesis de Doctorado. Postgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México.
- Chávez-Alcántar, A., M. A. Velázquez-Machuca, J. L. Pimentel-Equihua, J. Venegas-González, J. L. Montañez-Soto, & G. Vázquez-Gálvez. 2011. Hidroquímica de las aguas superficiales de la ciénega de Chapala e índice de calidad de agua. *Terra Latinoamericana*. 29:83-94.
- Chang, R. & K. A. Goldsby. 2013. Química. Undécima edición. McGraw-Hill Interamericana editores, México.
- Cifuentes, E., U. Blumenthal, G. Ruiz-Palacios, S. Bennett, M. Quigley, A. Peasey, & H. Romero-Álvarez. 1993. *Salud Pública de México*. 35(6):614-619.
- Cisneros-Estrada, O. X., J. González-Meraz, & C. Fuentes-Ruíz. 2001. Perspectiva de aprovechamiento de las aguas residuales en la agricultura. Comisión Nacional del Agua, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, SEMARNAT, México.
- Comisión Nacional del Agua. 2009. Ley de aguas nacionales y su reglamento. SEMARNAT, México.
- Comisión Nacional del Agua. 2012. Estadísticas del agua de la región hidrológico-administrativa XIII, Aguas del Valle de México. SEMARNAT, México.
- Comisión Nacional del Agua. 2013. Estadísticas del agua en México. SEMARNAT, México.
- Cotler-Avalos, H., M. M. Hiriart, & J. de Anda Sánchez. 2006. Atlas de la cuenca Lerma-Chapala. Construyendo una visión conjunta. Instituto nacional de ecología. SEMARNAT, México.
- Cuellar-Carrasco, E., H. M. Ortega-Escobar, C. Ramírez-Ayala, & E. I. Sánchez-Bernal. 2015. Evaluación de la relación de adsorción de sodio de las aguas de la red hidrográfica del Valle del Mezquital, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 6(5):977-989.
- De la Lanza Espino, G. 2001. Características físico-químicas de los mares de México. Plaza y Valdés, México.
- Demant, A. 1978. Características del eje neovolcánico transmexicano y sus problemas de interpretación. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, *Revista*. 2:172-187.

- Del Arenal, R. 1985. Estudio hidrogeoquímico de la porción centro-oriental del valle del mezquital, Hidalgo. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, Revista. 6:86-97.
- Doneen, L. D. 1954. Salinization of soil by salts in the irrigation water. Transactions, American Geophysical Union. 35(6):943-950.
- Doneen, L. D. 1975. Water quality for irrigated agriculture. In: A. Poljakoff-Mayber & J. Gale, editors, Plants in Saline Environments. Ecological Studies. Springer Verlag, NY. p. 56-76.
- Eaton, A. D., L. S. Clesceri, and A. E. Greenberg. 1995. Standard methods for examination of water and wastewater. 19th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, D. C., EUA.
- Eaton, F. M. 1950. Significance of carbonates in irrigation waters. Soil Science. 69:123-134.
- Fassbender, W. H. 1975. Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas. Turrialba, Costa Rica.
- Feyerabend, P. 2010. Tratado contra el método, esquema de una teoría anarquista del conocimiento. 6^{ta} ed. Tecnos. Madrid, España.
- Foster, S., R. Hirata, O. Gómez, M. Delia, & M. Paris. 2003. Protección de la calidad del agua subterránea, guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales. Editorial Mundi-Prensa, Banco Mundial. Washington D.C.
- Fournier-García, P., & L. Mondragón-Barrios. 2012. Tepetitlán: historia socio-ambiental de una comunidad otomí del Valle del Mezquital. Revista de investigación en ciencias sociales y humanidades, nueva época. 1(2):100-138.
- Ghislain de Marsily. 2001. El agua. Una explicación para comprender, un ensayo para reflexionar. Siglo XXI, México.
- Gillman, G. P., & L. C. Bell. 1978. Soil solution studies on weathered soils from tropical north Queensland. Australian Journal of Soil Research. 16:67-77.
- González-Meraz, J. 2000. Algunas relaciones iónicas simples para determinar la calidad del agua subterránea en un distrito de riego en México. Ingeniería Hidráulica en México. 15(3):117-125.
- González-Romero, S. L. 2009. Germinación de diferentes cultivos en condiciones de Salinidad cuantitativa y cualitativa. Tesis de Doctorado. Postgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Edo. de México.
- González-Romero, S.L., A. R. Quero-Carrillo, O. Franco-Mora, C. Ramírez-Ayala, H. M. Ortega-Escobar, & C. Trejo-López. 2010. Tolerancia a la salinidad del pasto Banderita [*Bouteloua curtipendula* (Michx.) Torr.] en la etapa de germinación en dos regímenes de temperaturas. Ciencia Ergo Sum. 17(3):277-285.

- Griffin, R. A., & J. J. Jurinak. 1973. Estimation of activity coefficients from the electrical conductivity of natural aquatic systems and soil extracts. *Soil Science*. 116:26-30.
- Guerra, L. M. 1989. Agua e hidrología en la cuenca del valle de México. Antecedentes, diagnóstico, perspectivas y alternativas. Fundación Fiedrich Ebert. México.
- Hardie, L. A., & H. P. Eugster. 1970. The evolution of closed basin-brines. *Mineralogical Society of America. Special Paper*. 3:279-290.
- Hem, J. D. 1985. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. 3rd edition. *Water Supply Paper 2254*. U. S. Geological Survey.
- Hernández-Sampieri, R., C. Fernández-Collado, & M. del P. Baptista-Lucio. 2014. Metodología de la Investigación. 6^{ta} ed. McGraw-Hill. México.
- Hermión-Larios. 1950. Interpretación geoquímica de los análisis de aguas. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*. Tomo XV. 51-63.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, INIFAP. 2005. La fertilización en los cultivos de maíz, sorgo y trigo en México. Folleto Técnico número 1. Centro de Investigación Regional del Centro, Campo Experimental Bajío, Celaya, Guanajuato, México.
- Jiménez-Cisneros, B. E. 2001. Contaminación del agua. In: B. E. Jiménez-Cisneros, editora, la contaminación ambiental en México. Causas, efectos y tecnología aplicada. Limusa, México. p. 33-316.
- Jiménez, B., & L. Marín. 2005. El agua en México vista desde la academia. Academia Mexicana de Ciencias, México.
- Werner, J. 1996. Introducción a la hidrogeoquímica. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias de la Tierra. Linares, Nuevo León, México.
- Kovda, V. A., C. Vanden Berg, & R. M. Hogan. 1967. International source book on irrigation and drainage of arid lands in relation to salinity and alkalinity. FAO/UNESCO.
- Kovda, V. A. 1973. Quality of irrigation water. In: V. A. Kovda, editor, irrigation, drainage and salinity. An international source book. FAO/UNESCO, Hutchinson. p. 177-205.
- Langelier, W. F. 1936. The analytical control of anti-corrosion water treatment. *Journal of the American Water Works Association*. 28(10):1500-1521.
- Leffelaar, P. A., A. Kamphorst, & Raj Pal. (1983). Nomographic estimation of activity coefficients from the electrical conductivity data of soil extracts. *Journal of the Indian Society of Soil Science*. 31(20):20-27.
- Lehninger, A. L., D. L. Nelson, & M. M. Cox. 2006. Principios de bioquímica. 4^{ta} ed. Omega, España.

- Lesser-Carrillo, L. E., J. M. Lesser-Illades, S. Arellano-Islas, & D. González-Posadas. 2011. Balance hídrico y calidad del agua subterránea en el acuífero del Valle del Mezquital, México central. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 28(3):323-336.
- Livingstone, D. A. 1961. Chemical composition of rivers and lakes. In: M. Fleischer, editor, data of geochemistry. Paper 440-G. Geological Survey Professional, Washington. p. 1-63.
- López-García, A. D., H. M. Ortega-Escobar, C. Ramírez-Ayala, E. I. Sánchez-Bernal, A. Can-Chulim, D. J. Gómez-Meléndez, & R. E. Vázquez-Alvarado. 2016. Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura. *Tecnología y Ciencias del Agua*. 3(6):139-157.
- López-García, A. D. 2015. Caracterización físico-química del agua de los sistemas hidrográficos (Lerma-Chapala-Santiago) y (Alto-Bajo Pánuco). Tesis de Doctorado. Postgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México.
- López-Hernández, M., M. G. Ramos-Espinoza, & J. Carranza-Fraser. 2007. Análisis multimétrico para evaluar contaminación en el río Lerma y lago de Chapala, México. *Hidrobiológica*. 17:17-30.
- López-Ramos, E. 2012. *Geología general y de México*. Trillas, México.
- Mao Tse-Tung. 1937. Sobre la práctica. In: *Obras escogidas Tomo 1*. Editorial del Pueblo, Pekín. República Popular China. p. 317-332.
- Mancilla-Villa, O. R., A. L. Bautista-Olivas, H. M. Ortega-Escobar, E. I. Sánchez-Bernal, A. Can-Chulim, R. D. Guevara-Gutiérrez, & Y. M. Ortega-Mikolaev. 2014. Hidrogeoquímica de salinas Zapotitlán y los lagos-cráter Alchichica y Atexcac, Puebla. *IDESIA*. 32:55-69.
- Mancilla-Villa, O. R., A. L. Bautista-Olivas, H. M. Ortega-Escobar, C. Ramírez-Ayala, A. L. Reyes-Ortigoza, H. Flores-Magdaleno, D. R. González-Eguiarte, & R. D. Guevara-Gutiérrez. 2014. Contenido de boro en el agua superficial de Puebla, Tlaxcala y Veracruz. *Tecnología y Ciencias del Agua*. 5:97-109.
- Mancilla-Villa, O. R., H. M. Ortega-Escobar, C. Ramírez-Ayala, E. Uscanga-Mortera, R. Ramos-Bello, & A. L. Reyes-Ortigoza. 2012. Metales pesados totales y arsénico en el agua para riego de Puebla y Veracruz, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 28:39-48.
- Méndez-Ramírez, I., D. Namihira-Guerrero, L. Moreno-Altamirano, & C. Sosa de Martínez. 2014. El protocolo de investigación, lineamientos para su elaboración y análisis. Trillas, México.
- Mendoza-Saldivar, I. 2009. Calidad de las aguas residuales urbano-industriales que riegan el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Tesis de Doctorado. Postgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Edo. de México.

- Tchobanoglous, G., F. L. Burton, & H. D. Stensel. 2003. Wastewater engineering treatment and reuse. 4th ed. McGraw-Hill.
- Montgomery, D. C., & G. C. Runger. 2015. Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería. 2^{da} edición. Limusa, México.
- Navarro, B. S., & G. G. Navarro. 2003. Química agrícola. El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. 2^{da}. Edición. Editorial Mundi-Prensa, Barcelona, España.
- Ortega-Mikolaev, Y. M., E. I. Sánchez-Bernal, J. Bojorges-Baños, H. M. Ortega-Escobar, & J. García-Hernández. 2016. Saline year-gradients in the lagoon “La Salina”, Tonameca, Oaxaca, México: effects on growth of mangrove biotope. *Water Air Soil Pollution*. 227:426.
- Pallares-González, B. S. 2016. Determinación de boro, fosfatos, nitratos y silicio en las aguas residuales que riegan el Valle del Mezquital. Tesis de Maestría. Postgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Edo. de México.
- Pasricha, N. S. 1987. Predicting ionic strength from specific conductance in aqueous soil solutions. *Soil Science*. 143(2):92-96.
- Peña-Cabriales, J. J., O. A. Grageda-Cabrera, & J. A. Vera-Núñez. 2001. Manejo de los fertilizantes nitrogenados en México: uso de las técnicas isotópicas (¹⁵N). *Terra Latinoamericana*. 20:51-56.
- Peña-Cervantes, E., J. P. Pérez-Díaz, I. M. Hernández-Torres, & R. López-Cervantes. 2012. Metales pesados y calidad agronómica del agua residual de la planta de tratamiento de la UAAAN. In: *Memorias XXVII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo*. Del 11 al 16 de noviembre de 2012. Zacatecas, Zac., México.
- Pérez-Díaz, J. P. 2011. Metales pesados y calidad agronómica del agua residual de la planta de tratamiento de la UAAAN. Tesis de licenciatura. Div. De Ingeniería, Depto. Ciencias del Suelo, UAAAN, Saltillo, Coahuila, México.
- Pérez-Díaz, J. P., H. M. Ortega-Escobar, & C. Ramírez-Ayala. 2013. Hidroquímica de las salinas del municipio de Zapotitlán, Puebla. In: *Memorias. 1ra reunión sobre la innovación en agua, agricultura y ambiente*. 28 y 29 de noviembre de 2013. Montecillo, Texcoco, Edo. De México.
- Pérez-Díaz, J. P. 2014. Composición iónica del agua de la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico. Tesis de Maestría. Postgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Edo. de México.
- Pérez-Díaz, J. P., H. M. Ortega-Escobar, C. Ramírez-Ayala, H. Flores-Magdaleno, E. I. Sánchez-Bernal, A. Can-Chulim, & O. R. Mancilla-Villa. 2018. Nitrate, phosphate and boron content in wastewater for crop irrigation in Mezquital Valley, Hidalgo. *Nova Scientia*. 10(2):97-119.

- Piper, A. M. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. Transactions, American Geophysical Union. 25(6):914-928.
- Pizarro, F. 1985. Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos. 2^{da} ed. Editorial agrícola española. Madrid, España.
- Ponnamperuma, F. N., E. M. Tinanco, & T. A. Loy. 1966. Ionic strengths of the solutions of flooded soils and other natural aqueous solutions from specific conductance. Soil Science. 102(6):408-413.
- Pratt, P. F., & D. L. Suarez. 1990. Irrigation water quality assessments. In: K. K. Tanji, editor, agricultural salinity assessment and management. ASCE, New York. p. 220-236.
- Ramalho, R. S. 2003. Tratamiento de aguas residuales. Editorial Reverté, España.
- Rascón-Alvarado, E. 2006. Evolución de propiedades físicas y químicas de suelo y absorción de metales pesados en producción agrícola con aguas residuales. Tesis de Doctorado. Doctorado en Ciencias en Ingeniería de Sistemas Agrícolas. Programa de Graduados. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.
- Rascón-Alvarado, E., E. Peña-Cervantes, R. López-Cervantes, M. Cantú-Cifuentes, & E. A. Narro-Farías. 2008. Impact on some physical soil properties by wastewater application. Terra Latinoamericana. 26:69-74.
- Rhoades, J. D. 1972. Quality of water for irrigation. Soil Science. 113(4):277-284.
- Richards, L. A., L. E. Allison, J. W. Brown, H. E. Hayward, L. Bernstein, M. Fireman, G. A. Pearson, L. W. Wilcox, C. A. Bower, J. T. Hatcher, & R. C. Reeve. 1954. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. L. A. Richards, editor. Laboratorio de salinidad, departamento de agricultura de los Estados Unidos de América. Limusa, México.
- Risacher, F., & B. Fritz. 1995. La génesis de los lagos salados. Mundo Científico. 159:626-633.
- Rodríguez, O. J. C., H. J. L. García, C. R. D. Valdez, M. J. L. Lara, F. H. Rodríguez, & O. C. Loredó. 2009. Calidad agronómica de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales. Tropical and Subtropical Agroecosystems. 10:355-367.
- Rojas-Soriano, R. 2005. El proceso de la investigación científica. 4^a ed. Trillas, México.
- Sánchez-Bernal, E. I., H. M. Ortega-Escobar, V. González-Hernández, M. Camacho-Escobar, & J. Kohashi-Shibata. 2008. Crecimiento de plantas de papa (*Solanum Tuberosum L.*) cv. Alpha, inducido por diversas soluciones salinas. INTERCIENCIA. 33(9):643-650.
- Sánchez-Bernal, E. I., M. A. Camacho-Escobar, A. Rodríguez-León, & H. M. Ortega-Escobar. 2013. Physiological behavior of potato cv. Tolloccan at diverse types of salinity. Journal of Plant Studies. 2:120-134.
- Sánchez-Bernal, E. I., G. Sandoval-Orozco, M. A. Camacho-Escobar, F. Valdez-Martínez, A. Rodríguez-León, & H. M. Ortega-Escobar. 2014. Calidad hidrogeoquímica de las aguas del río Copalita, Oaxaca, México. Revista Internacional de Ciencia y Sociedad. 1(2):27-41.

- SCFI. 1980. Norma Mexicana NMX-AA-003-SCFI-1980. Aguas residuales, Muestreo. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 25 de marzo de 1980.
- SCFI. 2011. Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2011. Análisis de agua, determinación del pH, método de prueba. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 2 de septiembre de 2011.
- Siebe-Grabach, Ch. 1994. Acumulación y disponibilidad de metales pesados en suelos regados con aguas residuales en el distrito de riego 03, Tula, Hidalgo, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 10:15-21.
- Suarez, D. L. 1981. Relation Between pHc and Sodium Adsorption Ratio (SAR) and an Alternative Method of Estimating SAR of Soil or Drainage Waters. *Soil Science Society America Journal*. 45:469-475.
- Sukumaran, P. V. 2000. Evolution of the atmosphere and oceans: Evidence from geological records-evolution of the early oceans. *Resonance* 5:8-21.
- Tarbuck, E. J., & K. K. Lutgens. 2013. *Ciencias de la tierra, una introducción a la geología física*. 10 ed. Pearson. Madrid, España.
- UNESCO. 2016. *Agua, Megaciudades y cambio climático. Retrato de 15 ciudades emblemáticas del mundo*. UNESCO/ARCEAU, París, Francia.
- Valdez-Alegria, C. J. 2015. Composición iónica (boro, nitrógeno, fósforo) de las aguas del Valle del Mezquital. Tesis de Maestría. Postgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Edo. de México.
- Velázquez-Machuca, M. A., J. L. Pimentel-Equihua, & H. M. Ortega-Escobar. 2011. Estudio de la distribución de boro en fuentes de agua de la cuenca del río Duero, México, utilizando análisis estadístico multivariado. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 27:19-30.
- Velázquez-Machuca, M. A., J. L. Pimentel-Equihua, & H. M. Ortega-Escobar. 2010. Variaciones longitudinales y temporales en la hidroquímica del río Duero. *Agrociencia*. 44:599-609.
- Velázquez-Machuca, M. A., H. M. Ortega-Escobar, A. Martínez-Garza, J. Kohashi-Shibata, & N. García-Calderón. 2002. Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del valle del mezquital, Hidalgo, México. *Terra Latinoamericana*. 20:459-464.
- Velázquez-Machuca, M. A. 2001. Las variaciones de los procesos de adsorción de sodio en función de los diferentes valores de la relación de adsorción de sodio en las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan, Valle del Mezquital, Hidalgo. Tesis de Doctorado. Postgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Edo. de México.

- Venado, G., & V. J. Palerm. 2013. Movilizaciones en época de estiaje en el distrito de riego 003 Tula. In: Palerm & Martínez, editores, antología sobre riego: vernáculas, legales e informales. Colegio de Postgraduados, México. p. 235-274.
- Wilcox, L. V. 1948. The quality of water for irrigation use. Technical Bulletin No. 962. USDA, Washington, D. C.
- Winpenny, J., I. Heinz, & S. Koo-Oshima. 2013. Reutilización del agua en la agricultura: ¿beneficios para todos? Informe sobre temas hídricos 35. FAO, Roma.
- Yuri Yákovlevich Fiálkov. 1978. Propiedades extraordinarias de las soluciones Corrientes. Traducido del ruso por G. Lozhkin (1985). Editorial MIR, Moscú.
- Zamora, F., N. Rodríguez, D. Torres, & H. Yendis. 2008. Efecto del riego con aguas residuales sobre propiedades químicas de suelos de la planicie de Coro, Estado Falcón. Bioagro. 20(3):193-199.

Páginas electrónicas

Fersman Alexandr. Geoquímica recreativa. [en línea]:
<http://www.librosmaravillosos.com/geoquimica> © 2001, Patricio Barros y Antonio Bravo;
fecha de consulta y descarga 30/04/2016.

<http://water.usgs.gov/edu/watercycle.html>

UNESCO. [en línea]: <http://www.unesco.org>

Instituto Nacional de Estadística y Geografía, INEGI. México en cifras. Información nacional por entidad federativa y municipios. [En línea]: <http://www.inegi.org.mx>

Instituto Nacional de Estadística y Geografía, INEGI, Sistema de Consulta de Información Geoestadística Agropecuaria. [En línea]: <http://www.inegi.org.mx>

SIAP-SAGARPA, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). Atlas Agroalimentario 2016. Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). México. [En línea]: <http://www.gob.mx/siap>

Priego, A., H. Morales, A. Fregoso, R. Márquez, & H. Cotler. 2003. Diagnóstico bio-físico y socio-económico de la cuenca Lerma-Chapala [en línea]:
http://www.inecc.gob.mx/descargas/cuencas/diag_lerma_chapala.pdf 13/06/2014.

<http://www.bancomundial.org>

<http://www.fao.org>

<http://www.fertilizer.org>

<http://www.inegi.org.mx>

<http://www.sagarpa.gob.mx>

<http://www.conagua.gob.mx>

<http://www.inifap.gob.mx>

<http://www.ipni.net>

IX. ANEXOS

Debido a la cantidad de variables analizadas en este trabajo de investigación, en este anexo se presentan todos los cuadros que contienen la información detallada de todas las variables analizadas; se pide al amable lector, si lo considera conveniente, consultar alguna de las estaciones de muestreo en específico, remitirse a este anexo que forma parte esencial de esta investigación, pues su análisis se deriva de los exhaustivos datos generados por el autor, mismos que pueden utilizarse para los fines que se consideren convenientes dando el crédito correspondiente y citando debidamente la fuente.

Anexo 1. Localización de las estaciones de muestreo en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015)

ID	Nombre	Estado	Latitud N °	Longitud O °	Altitud msnm	Temperatura °C
1	Manantial, la Marquesa	Estado de México	19.3014	-99.3754	3034	13.50
2	Laguna de la Marquesa	Estado de México	19.3054	-99.3908	2995	17.80
3	Laguna de Almoloya	Estado de México	19.1551	-99.4934	2588	23.30
4	Río Lerma, Ex Hda. Atenco	Estado de México	19.1853	-99.5138	2582	22.20
5	Río Lerma, Parque industrial Toluca	Estado de México	19.2861	-99.5214	2581	19.15
6	Río Lerma, Xonacatlán	Estado de México	19.3775	-99.5551	2579	20.20
7	Río Lerma (Presa Antonio Alzate, Embalse)	Estado de México	19.4669	-99.7059	2567	19.60
8	Río Lerma (Presa Antonio Alzate, Vertedor)	Estado de México	19.4669	-99.7059	2567	19.40
9	Río Lerma, Ixtlahuaca	Estado de México	19.4753	-99.7336	2557	19.50
10	Río Lerma, Ixtlahuaca	Estado de México	19.5621	-99.7849	2537	17.90
11	Río Lerma, Ixtlahuaca	Estado de México	19.5739	-99.7776	2536	18.30
12	Río Lerma, Atlacomulco	Estado de México	19.7888	-99.8941	2518	18.50
13	Río Lerma (Presa derivadora), Temascalcingo	Estado de México	19.9031	-100.0222	2410	19.40
14	Río Lerma, Temascalcingo	Estado de México	19.9788	-100.0522	2371	19.40
15	Manantial (El Borbollón), Sn. José Ixtapa	Estado de México	20.0267	-100.1027	2366	55.00
16	Manantial (El Borbollón), Sn. José Ixtapa	Estado de México	20.0259	-100.1023	2368	35.60
17	Pozo de riego, Sn. José Ixtapa	Estado de México	20.0393	-100.1243	2364	22.50
18	Río Lerma (Presa Tepuxtepec, embalse)	Michoacán	19.9996	-100.2334	2326	21.50
19	Río del Fraile, Acámbaro	Guanajuato	20.1749	-100.4647	2009	24.00
20	Manantial del Fraile, Acámbaro	Guanajuato	20.1749	-100.4647	2009	15.30
21	Río del Tigre, Acámbaro	Guanajuato	20.1476	-100.5092	1935	18.40
22	Río del Tigre, Acámbaro	Guanajuato	20.1374	-100.5383	1926	19.30
23	Río Lerma (Presa de Solís), Acámbaro	Guanajuato	20.0681	-100.6623	1896	25.60
24	Manantial, Acámbaro	Guanajuato	20.0478	-100.6772	1872	29.80
25	Manantial, Acámbaro	Guanajuato	20.0480	-100.6766	1873	29.80
26	Río Lerma (Presa de Solís), Acámbaro	Guanajuato	20.0514	-100.6707	1862	19.00
27	Río Lerma, Acámbaro	Guanajuato	20.0491	-100.7307	1853	17.30
28	Río Lerma, Inchamacuaro	Guanajuato	20.0812	-100.8284	1847	17.10
29	Río Lerma, Chamácuaro	Guanajuato	20.1055	-100.8313	1843	17.00
30	Río Lerma, Palo blanco	Guanajuato	20.1114	-100.8500	1826	17.00
31	Río Lerma, Salvatierra	Guanajuato	20.2109	-100.8857	1761	17.80
32	Río Lerma, Sn. Nicolás	Guanajuato	20.2702	-100.9835	1743	18.30
33	Río Lerma, Jaral del Progreso	Guanajuato	20.3762	-101.0567	1727	26.40
34	Río Lerma, Salamanca	Guanajuato	20.5555	-101.1727	1714	23.10
35	Río Lerma, Salamanca	Guanajuato	20.5652	-101.1996	1714	24.00
36	Río Lerma, Salamanca	Guanajuato	20.5637	-101.2238	1714	24.00
37	Río Lerma, Pueblo Nuevo	Guanajuato	20.5232	-101.3688	1706	25.50
38	Río Lerma, Labor de Peralta	Guanajuato	20.3241	-101.4607	1694	24.70
39	Río Lerma, Labor de Peralta	Guanajuato	20.3251	-101.4611	1693	25.00
40	Río Lerma, Pastor Ortiz	Michoacán	20.2980	-101.6027	1689	26.00
41	Río Lerma, La Calle	Guanajuato	20.2833	-101.6311	1688	25.70
42	Río Lerma, Agua Caliente	Guanajuato	20.2141	-101.6900	1687	27.80
43	Río Lerma, El Mármol	Guanajuato	20.2147	-101.7307	1685	21.40
44	Río Lerma, Numarán	Michoacán	20.2514	-101.9398	1680	23.30
45	Río Lerma, La Piedad	Michoacán	20.3429	-102.0199	1679	27.30
46	Río Lerma, Sta. Ana Pacueco	Guanajuato	20.3572	-102.0099	1678	23.40
47	Río Turbio, La Estación	Guanajuato	20.3699	-101.6393	1688	26.80
48	Río Turbio, Sn. Gabriel	Guanajuato	20.4515	-101.6068	1692	21.80
49	Río Lerma, Degollado	Jalisco	20.3783	-102.1191	1628	23.10
50	Río Lerma, La rivera	Jalisco	20.3448	-102.2809	1538	27.30
51	Río Zula, Atotonilco	Jalisco	20.5678	-102.4655	1623	20.60
52	Río Lerma, La Barca	Jalisco	20.2748	-102.5601	1537	27.50
53	Río Duero, Ibarra	Jalisco/Michoacán	20.2541	-102.5888	1531	24.00
54	Río Lerma, Ibarra	Jalisco/Michoacán	20.2333	-102.6237	1530	26.30

Anexo 1. Continuación

ID	Nombre	Estado	Latitud N °	Longitud O °	Altitud msnm	Temperatura °C
55	Río Duero, Ibarra	Jalisco/Michoacán	20.2333	-102.6237	1530	23.50
56	Hidrotermal, Agua caliente	Jalisco	20.3122	-102.9311	1530	67.00
57	Hidrotermal, Agua caliente	Jalisco	20.3122	-102.9311	1530	65.90
58	Hidrotermal, Agua caliente	Jalisco	20.3188	-102.9505	1589	51.50
59	Lago de Chapala, Agua caliente	Jalisco	20.3122	-102.9311	1530	26.40
60	Lago de Chapala, Itzcán	Jalisco	20.3295	-102.9817	1550	27.30
61	Lago de Chapala, Chapala	Jalisco	20.2887	-103.1931	1533	27.00
62	Lago de Chapala, Cosala	Jalisco	20.2835	-103.3326	1528	34.30
63	Lago de Chapala, Zapotitlán	Jalisco	20.2271	-103.3699	1527	30.00
64	Lago de Chapala, Soyatlán	Jalisco	20.2023	-103.3090	1530	31.90
65	Lago de Chapala, Tuxcueca	Jalisco	20.1573	-103.1844	1533	27.20
66	Río Zula, Ocotlán	Jalisco	20.3454	-102.7736	1531	24.80
67	Río Santiago, Ocotlán	Jalisco	20.3471	-102.7799	1529	24.50
68	Río Santiago, Poncitlán	Jalisco	20.3867	-102.9230	1529	23.00
69	Río Santiago, Atotonilquillo	Jalisco	20.4122	-103.1289	1515	21.30
70	Río Santiago, Juanacatlán	Jalisco	20.5129	-103.1739	1512	27.70
71	Río Santiago, Zapotlanejo	Jalisco	20.5698	-103.1484	1458	25.50
72	Río Santiago, Fernando Espinoza	Jalisco	20.6020	-103.1480	1453	26.50
73	Río Santiago, Paso de Guadalupe	Jalisco	20.8419	-103.3275	905	26.20
74	Río Juchipila, Jalpa	Zacatecas	21.6334	-102.9721	1366	26.00
75	Río Juchipila, Apozol	Zacatecas	21.4754	-103.0888	1281	30.60
76	Río Juchipila, Juchipila	Zacatecas	21.4152	-103.1215	1241	31.50
77	Río Juchipila, Moyahua	Zacatecas	21.2666	-103.1686	1164	31.50
78	Río Juchipila, Sta. Rosa	Zacatecas	21.2155	-103.1801	1153	34.20
79	Río Santiago, Sn. Cristóbal	Jalisco	21.0392	-103.4258	822	29.00
80	Río Santiago, Presa Sta. Rosa	Jalisco	20.9119	-103.7119	657	27.00
81	Río Santiago, Presa la Yesca	Nayarit	21.1944	-104.0964	528	27.10
82	Río Santiago, Presa el Cajón	Nayarit	21.4238	-104.4566	246	32.50
83	Lago Cráter, Sta. María del Oro	Nayarit	21.3615	-104.5698	740	29.50
84	Río Santiago, Presa Aguamilpa (Embalse)	Nayarit	21.8356	-104.7935	224	28.00
85	Río el Chilte	Nayarit	21.7569	-104.8610	83	32.10
86	Río Santiago, Presa Aguamilpa (vertedor)	Nayarit	21.8274	-104.8277	77	27.70
87	Río Mololoa, Salazares	Nayarit	21.7108	-104.9791	70	27.70
88	Río Santiago, Estación Pani	Nayarit	21.7384	-105.0109	41	26.70
89	Río Santiago, El Jileño	Nayarit	21.7301	-105.0309	38	26.90
90	Río Santiago, El Yago	Nayarit	21.8339	-105.1133	25	27.90
91	Río Santiago, El Capomal	Nayarit	21.8308	-105.1146	23	27.20
92	Río Santiago, Santiago Ixcuintla	Nayarit	21.8034	-105.2066	16	28.60
93	Río Santiago, Boca de Asadero	Nayarit	21.6407	-105.4270	3	32.50

Anexo 2. Continuación

ID	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σiones	Error
		μS cm ⁻¹	----- mg L ⁻¹ -----											%
mmol L ⁻¹														
91	7.96	367	0.380	1.010	1.940	0.260	3.590	0.000	1.940	1.220	0.330	3.490	7.080	1.412
			7.615	12.272	44.601	10.166	74.653	0.000	118.379	43.249	15.850	177.478	252.131	
			0.190	0.505	1.940	0.260	2.895	0.000	1.940	1.220	0.165	3.325	6.220	
92	7.81	378	0.420	1.080	1.940	0.260	3.700	0.000	1.990	1.260	0.340	3.590	7.290	1.509
			8.417	13.122	44.601	10.166	76.305	0.000	121.430	44.667	16.330	182.427	258.732	
			0.210	0.540	1.940	0.260	2.950	0.000	1.990	1.260	0.170	3.420	6.370	
93	8.00	1482	1.420	3.380	8.730	0.820	14.350	0.000	8.090	5.140	0.640	13.870	28.220	1.701
			28.457	41.067	200.703	32.062	302.289	0.000	493.652	182.213	30.739	706.604	1008.893	
			0.710	1.690	8.730	0.820	11.950	0.000	8.090	5.140	0.320	13.550	25.500	

Anexo 3. Determinación de sólidos totales, sólidos fijos y residuo orgánico estimado en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015)

ID	Sólidos totales	Sólidos fijos mg L ⁻¹	Residuo orgánico
1	108	40	68
2	128	44	84
3	1136	668	468
4	556	340	216
6	752	464	288
5	808	552	256
7	1012	776	236
8	916	684	232
9	1076	820	256
10	608	428	180
11	724	516	208
12	672	468	204
13	1540	1172	368
14	756	552	204
15	8260	7408	852
16	8604	7644	960
17	456	352	104
18	456	296	160
19	624	468	156
20	264	124	140
21	248	120	128
22	520	348	172
31	404	244	160
30	328	168	160
29	372	184	188
28	388	232	156
27	412	240	172
26	396	248	148
25	408	248	160
24	412	256	156
23	432	276	156
32	464	300	164
33	600	364	236
34	592	368	224
35	660	440	220
36	664	444	220
37	632	384	248
38	560	348	212
39	668	436	232
40	920	640	280
41	828	572	256
42	328	152	176
43	308	132	176
44	356	164	192
45	448	264	184
46	352	184	168
47	908	600	308

Anexo 3. Continuación

ID	Sólidos totales	Sólidos fijos	Residuo orgánico
		mg L ⁻¹	
48	884	592	292
49	396	208	188
50	588	360	228
51	300	116	184
52	608	356	252
53	344	144	200
54	664	420	244
55	380	188	192
58	508	284	224
60	488	268	220
61	452	368	84
59	816	520	296
62	736	576	160
63	764	596	168
64	840	672	168
65	908	728	180
66	820	676	144
67	856	700	156
56	804	496	308
57	1100	756	344
68	756	592	164
69	924	760	164
70	952	780	172
71	972	804	168
72	944	784	160
73	1012	832	180
78	392	324	68
77	424	368	56
76	652	556	96
75	700	616	84
74	596	536	60
79	1000	852	148
80	752	652	100
81	420	376	44
82	280	256	24
83	828	700	128
85	208	200	8
84	160	160	0
86	208	192	16
87	400	348	52
88	220	196	24
89	204	176	28
90	204	192	12
91	224	192	32
92	228	204	24
93	796	756	40

Anexo 4. Valores de conductividad eléctrica medida y estimada a partir de la concentración iónica del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015)

ID	CE medida	CEc por meq L ⁻¹	CEc por mg L ⁻¹
		dS m ⁻¹	
1	0.0964	0.0983	0.0983
2	0.1441	0.1512	0.1512
3	1.2520	1.3140	1.3142
4	0.7350	0.7643	0.7644
5	0.7830	0.8172	0.8173
6	1.1710	1.2275	1.2277
7	0.7760	0.8065	0.8066
8	0.7740	0.8124	0.8126
9	0.7950	0.8249	0.8250
10	0.6540	0.6798	0.6798
11	0.6430	0.6706	0.6706
12	0.5180	0.5425	0.5425
13	0.6230	0.6465	0.6467
14	0.6520	0.6793	0.6794
15	0.7540	0.7865	0.7867
16	0.5220	0.5417	0.5418
17	0.1078	0.1144	0.1144
18	0.3099	0.3188	0.3188
19	0.3172	0.3274	0.3274
20	0.4910	0.5116	0.5116
21	0.4011	0.4125	0.4125
22	0.4490	0.4701	0.4701
23	0.4720	0.4913	0.4914
24	0.3852	0.3993	0.3993
25	0.3919	0.4064	0.4064
26	0.3956	0.4137	0.4137
27	0.3974	0.4161	0.4161
28	0.4025	0.4216	0.4216
29	0.4009	0.4176	0.4177
30	0.3982	0.4132	0.4132
31	0.6050	0.6296	0.6297
32	0.5820	0.6045	0.6045
33	0.6480	0.6744	0.6744
34	0.6560	0.6824	0.6825
35	0.7620	0.7931	0.7931
36	0.7440	0.7774	0.7775
37	0.9620	1.0019	1.0019
38	1.3230	1.3861	1.3861
39	1.1620	1.2089	1.2090
40	0.3813	0.3986	0.3986
41	0.3715	0.3862	0.3862
42	0.3966	0.4125	0.4125
43	0.4830	0.5030	0.5030
44	0.3788	0.3976	0.3976
45	0.9960	1.0362	1.0363
46	0.9160	0.9520	0.9521
47	0.4047	0.4215	0.4215

Anexo 4. Continuación

ID	CE medida	CEc por meq L ⁻¹	CEc por mg L ⁻¹
		dS m ⁻¹	
48	0.7810	0.8108	0.8108
49	0.3739	0.3889	0.3889
50	0.8350	0.8706	0.8707
51	0.4144	0.4313	0.4313
52	0.8020	0.8344	0.8345
53	0.4277	0.4470	0.4471
54	0.4700	0.5008	0.5010
55	0.4760	0.4994	0.4995
56	0.5080	0.5416	0.5417
57	1.0740	1.1198	1.1197
58	1.0800	1.1361	1.1361
59	1.1470	1.1918	1.1919
60	1.1690	1.2509	1.2512
61	1.1310	1.1941	1.1943
62	1.1230	1.1852	1.1854
63	1.1880	1.2410	1.2412
64	1.1480	1.1990	1.1991
65	1.1160	1.1629	1.1630
66	1.2140	1.2709	1.2711
67	1.4880	1.5464	1.5467
68	1.5100	1.5809	1.5812
69	1.4770	1.5455	1.5457
70	1.4930	1.5696	1.5698
71	1.6860	1.7691	1.7693
72	0.6070	0.6377	0.6377
73	0.6260	0.6567	0.6567
74	0.9420	1.0020	1.0021
75	0.9210	0.9838	0.9839
76	0.8620	0.9169	0.9170
77	1.6280	1.6980	1.6981
78	1.2450	1.2977	1.2978
79	0.6080	0.6390	0.6391
80	0.4650	0.4971	0.4971
81	1.5840	1.6623	1.6624
82	0.3482	0.3764	0.3764
83	0.2813	0.2923	0.2923
84	0.3234	0.3342	0.3342
85	0.6120	0.6317	0.6317
86	0.3665	0.3833	0.3833
87	0.3644	0.3761	0.3761
88	0.3612	0.3721	0.3721
89	0.3673	0.3820	0.3820
90	0.3778	0.3933	0.3933
91	1.4820	1.5074	1.5076

Anexo 5. Determinación de la fuerza iónica en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015)

ID	I exp	Bower	Ponnamperuma	Griffin	Leffelaar	Pasricha	APHA
1	0.00116	0.00180	0.00154	0.00122	0.00110	0.00112	0.00166
2	0.00181	0.00244	0.00231	0.00183	0.00164	0.00167	0.00246
3	0.01495	0.01703	0.02003	0.01590	0.01427	0.01455	0.02144
4	0.00875	0.01023	0.01176	0.00933	0.00838	0.00854	0.01252
5	0.00957	0.01086	0.01253	0.00994	0.00893	0.00910	0.01320
6	0.01371	0.01597	0.01874	0.01487	0.01335	0.01361	0.02011
7	0.00923	0.01076	0.01242	0.00986	0.00885	0.00902	0.01331
8	0.00921	0.01074	0.01238	0.00983	0.00882	0.00899	0.01325
9	0.00973	0.01101	0.01272	0.01010	0.00906	0.00924	0.01350
10	0.00800	0.00916	0.01046	0.00831	0.00746	0.00760	0.01112
11	0.00789	0.00901	0.01029	0.00817	0.00733	0.00747	0.01097
12	0.00637	0.00737	0.00829	0.00658	0.00591	0.00602	0.00883
13	0.00739	0.00874	0.00997	0.00791	0.00710	0.00724	0.01079
14	0.00774	0.00913	0.01043	0.00828	0.00743	0.00758	0.01128
15	0.00893	0.01047	0.01206	0.00958	0.00860	0.00876	0.01300
16	0.00617	0.00741	0.00835	0.00663	0.00595	0.00607	0.00903
17	0.00133	0.00196	0.00172	0.00137	0.00123	0.00125	0.00184
18	0.00382	0.00462	0.00496	0.00394	0.00353	0.00360	0.00544
19	0.00393	0.00471	0.00508	0.00403	0.00362	0.00369	0.00545
20	0.00604	0.00700	0.00786	0.00624	0.00560	0.00571	0.00834
21	0.00489	0.00582	0.00642	0.00509	0.00457	0.00466	0.00689
22	0.00552	0.00645	0.00718	0.00570	0.00512	0.00522	0.00764
23	0.00580	0.00676	0.00755	0.00599	0.00538	0.00548	0.00809
24	0.00478	0.00560	0.00616	0.00489	0.00439	0.00448	0.00657
25	0.00485	0.00570	0.00627	0.00498	0.00447	0.00455	0.00666
26	0.00492	0.00575	0.00633	0.00502	0.00451	0.00460	0.00669
27	0.00499	0.00576	0.00636	0.00505	0.00453	0.00462	0.00668
28	0.00498	0.00585	0.00644	0.00511	0.00459	0.00468	0.00686
29	0.00491	0.00582	0.00641	0.00509	0.00457	0.00466	0.00684
30	0.00489	0.00578	0.00637	0.00506	0.00454	0.00463	0.00680
31	0.00740	0.00851	0.00968	0.00768	0.00690	0.00703	0.01034
32	0.00706	0.00820	0.00931	0.00739	0.00663	0.00676	0.00997
33	0.00798	0.00908	0.01037	0.00823	0.00739	0.00753	0.01105
34	0.00803	0.00919	0.01050	0.00833	0.00748	0.00762	0.01121
35	0.00936	0.01058	0.01219	0.00968	0.00869	0.00885	0.01302
36	0.00913	0.01035	0.01190	0.00945	0.00848	0.00865	0.01269
37	0.01185	0.01322	0.01539	0.01222	0.01097	0.01118	0.01643
38	0.01643	0.01797	0.02117	0.01680	0.01508	0.01537	0.02246
39	0.01423	0.01585	0.01859	0.01476	0.01325	0.01350	0.01990
40	0.00469	0.00556	0.00610	0.00484	0.00435	0.00443	0.00649
41	0.00455	0.00544	0.00594	0.00472	0.00424	0.00432	0.00639
42	0.00486	0.00576	0.00635	0.00504	0.00452	0.00461	0.00676
43	0.00591	0.00690	0.00773	0.00613	0.00551	0.00561	0.00821
44	0.00466	0.00554	0.00606	0.00481	0.00432	0.00440	0.00645
45	0.01216	0.01366	0.01594	0.01265	0.01135	0.01157	0.01708
46	0.01122	0.01261	0.01466	0.01163	0.01044	0.01064	0.01564
47	0.00497	0.00587	0.00648	0.00514	0.00461	0.00470	0.00691
48	0.00954	0.01078	0.01250	0.00992	0.00890	0.00908	0.01339
49	0.00459	0.00547	0.00598	0.00475	0.00426	0.00434	0.00638
50	0.01029	0.01155	0.01336	0.01060	0.00952	0.00970	0.01427
51	0.00507	0.00599	0.00663	0.00526	0.00472	0.00482	0.00707
52	0.00982	0.01110	0.01283	0.01019	0.00914	0.00932	0.01375
53	0.00527	0.00618	0.00684	0.00543	0.00488	0.00497	0.00732
54	0.00528	0.00673	0.00752	0.00597	0.00536	0.00546	0.00802
55	0.00535	0.00680	0.00762	0.00605	0.00543	0.00553	0.00811
56	0.00571	0.00723	0.00813	0.00645	0.00579	0.00590	0.00865

Anexo 5. Continuación

ID	I exp	Bower	Ponnamperuma	Griffin	Leffelaar	Pasricha	APHA
57	0.01282	0.01455	0.01718	0.01364	0.01224	0.01248	0.01776
58	0.01301	0.01477	0.01728	0.01372	0.01231	0.01255	0.01804
59	0.01413	0.01566	0.01835	0.01457	0.01308	0.01333	0.01961
60	0.01393	0.01594	0.01870	0.01485	0.01333	0.01358	0.01977
61	0.01329	0.01529	0.01810	0.01436	0.01289	0.01314	0.01903
62	0.01318	0.01528	0.01797	0.01426	0.01280	0.01305	0.01903
63	0.01389	0.01620	0.01901	0.01509	0.01354	0.01380	0.02064
64	0.01416	0.01567	0.01837	0.01458	0.01309	0.01334	0.01961
65	0.01364	0.01524	0.01786	0.01417	0.01272	0.01297	0.01901
66	0.01425	0.01653	0.01942	0.01542	0.01384	0.01411	0.02102
67	0.01737	0.01996	0.02381	0.01890	0.01696	0.01729	0.02548
68	0.01777	0.02044	0.02416	0.01918	0.01721	0.01755	0.02597
69	0.01748	0.02000	0.02363	0.01876	0.01684	0.01716	0.02530
70	0.01782	0.02021	0.02389	0.01896	0.01702	0.01735	0.02568
71	0.02008	0.02276	0.02698	0.02141	0.01922	0.01959	0.02880
72	0.00727	0.00854	0.00971	0.00771	0.00692	0.00705	0.01045
73	0.00748	0.00878	0.01002	0.00795	0.00714	0.00727	0.01077
74	0.01155	0.01283	0.01507	0.01196	0.01074	0.01095	0.01556
75	0.01136	0.01268	0.01474	0.01170	0.01050	0.01070	0.01556
76	0.01055	0.01179	0.01379	0.01095	0.00983	0.01002	0.01428
77	0.01931	0.02179	0.02605	0.02068	0.01856	0.01892	0.02766
78	0.01472	0.01679	0.01992	0.01581	0.01419	0.01447	0.02115
79	0.00722	0.00855	0.00973	0.00772	0.00693	0.00706	0.01050
80	0.00569	0.00667	0.00744	0.00591	0.00530	0.00540	0.00781
81	0.01845	0.02121	0.02534	0.02012	0.01806	0.01841	0.02651
82	0.00436	0.00512	0.00557	0.00442	0.00397	0.00405	0.00572
83	0.00331	0.00424	0.00450	0.00357	0.00321	0.00327	0.00487
84	0.00385	0.00479	0.00517	0.00411	0.00369	0.00376	0.00559
85	0.00718	0.00853	0.00979	0.00777	0.00698	0.00711	0.01047
86	0.00436	0.00537	0.00586	0.00465	0.00418	0.00426	0.00632
87	0.00431	0.00529	0.00583	0.00463	0.00415	0.00423	0.00619
88	0.00427	0.00525	0.00578	0.00459	0.00412	0.00420	0.00612
89	0.00440	0.00537	0.00588	0.00466	0.00419	0.00427	0.00630
90	0.00456	0.00552	0.00604	0.00480	0.00431	0.00439	0.00647
91	0.01683	0.01987	0.02371	0.01882	0.01689	0.01722	0.02522

Anexo 6. Cálculo de la presión osmótica en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015)

ID	PO ₁ = MRT	PO ₂ = (mg L ⁻¹ /681.67) 0.4127	PO ₃ = CE dS m ⁻¹ × 0.360
MPa			
1	0.0040	0.0041	0.0035
2	0.0059	0.0060	0.0053
3	0.0527	0.0526	0.0457
4	0.0308	0.0307	0.0268
5	0.0324	0.0324	0.0286
6	0.0500	0.0494	0.0427
7	0.0326	0.0327	0.0283
8	0.0327	0.0325	0.0282
9	0.0327	0.0331	0.0290
10	0.0270	0.0273	0.0239
11	0.0266	0.0269	0.0235
12	0.0214	0.0217	0.0189
13	0.0263	0.0265	0.0227
14	0.0276	0.0277	0.0238
15	0.0319	0.0319	0.0275
16	0.0221	0.0222	0.0190
17	0.0045	0.0045	0.0039
18	0.0128	0.0133	0.0113
19	0.0129	0.0134	0.0116
20	0.0202	0.0205	0.0179
21	0.0166	0.0169	0.0146
22	0.0185	0.0187	0.0164
23	0.0195	0.0198	0.0172
24	0.0157	0.0161	0.0141
25	0.0161	0.0163	0.0143
26	0.0161	0.0164	0.0144
27	0.0161	0.0164	0.0145
28	0.0165	0.0168	0.0147
29	0.0166	0.0168	0.0146
30	0.0164	0.0167	0.0145
31	0.0250	0.0254	0.0221
32	0.0242	0.0245	0.0212
33	0.0266	0.0271	0.0236
34	0.0271	0.0275	0.0239
35	0.0315	0.0319	0.0278
36	0.0308	0.0311	0.0271
37	0.0396	0.0403	0.0351
38	0.0542	0.0551	0.0483
39	0.0481	0.0488	0.0424
40	0.0157	0.0159	0.0139
41	0.0154	0.0157	0.0136
42	0.0163	0.0166	0.0145
43	0.0199	0.0201	0.0176
44	0.0157	0.0158	0.0138
45	0.0413	0.0419	0.0363
46	0.0379	0.0384	0.0334
47	0.0167	0.0169	0.0148
48	0.0323	0.0329	0.0285

Anexo 6. Continuación

ID	PO ₁ = MRT	PO ₂ = (mg L ⁻¹ /681.67) 0.4127	PO ₃ = CE dS m ⁻¹ × 0.360
MPa			
49	0.0154	0.0156	0.0136
50	0.0345	0.0350	0.0305
51	0.0171	0.0174	0.0151
52	0.0332	0.0337	0.0293
53	0.0177	0.0179	0.0156
54	0.0207	0.0197	0.0171
55	0.0207	0.0199	0.0174
56	0.0223	0.0212	0.0185
57	0.0443	0.0436	0.0392
58	0.0449	0.0443	0.0394
59	0.0473	0.0481	0.0418
60	0.0493	0.0485	0.0426
61	0.0474	0.0467	0.0413
62	0.0473	0.0467	0.0410
63	0.0508	0.0507	0.0433
64	0.0473	0.0481	0.0419
65	0.0462	0.0466	0.0407
66	0.0517	0.0516	0.0443
67	0.0627	0.0625	0.0543
68	0.0640	0.0637	0.0551
69	0.0622	0.0621	0.0539
70	0.0630	0.0630	0.0545
71	0.0708	0.0707	0.0615
72	0.0256	0.0257	0.0221
73	0.0264	0.0264	0.0228
74	0.0383	0.0382	0.0344
75	0.0380	0.0382	0.0336
76	0.0351	0.0350	0.0314
77	0.0678	0.0679	0.0594
78	0.0519	0.0519	0.0454
79	0.0258	0.0258	0.0222
80	0.0193	0.0192	0.0170
81	0.0668	0.0650	0.0578
82	0.0141	0.0140	0.0127
83	0.0120	0.0120	0.0103
84	0.0136	0.0137	0.0118
85	0.0257	0.0257	0.0223
86	0.0156	0.0155	0.0134
87	0.0152	0.0152	0.0133
88	0.0150	0.0150	0.0132
89	0.0154	0.0155	0.0134
90	0.0158	0.0159	0.0138
91	0.0632	0.0619	0.0541

Anexo 7. Valores estimados de la concentración de sales a partir de la composición iónica del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015)

ID	NaCl	Na ₂ CO ₃	NaHCO ₃	KHCO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	Mg(HCO ₃) ₂	MgSO ₄
	mg L ⁻¹						
1	18.701	0.000	10.081	5.006	12.969	17.561	1.806
2	28.052	0.000	8.400	13.015	21.075	19.025	8.426
3	265.911	0.000	170.530	86.101	170.217	103.172	57.779
4	150.780	0.000	113.407	44.052	91.593	64.391	33.704
5	167.144	0.000	89.045	32.038	106.994	92.928	37.315
6	248.963	0.000	206.652	78.092	125.637	87.806	53.566
7	154.287	0.000	134.408	45.053	103.752	53.415	38.519
8	162.469	0.000	126.007	47.055	98.888	51.952	40.926
9	156.625	0.000	92.405	48.057	110.236	88.538	40.926
10	129.741	0.000	78.965	38.045	90.783	70.977	33.704
11	128.572	0.000	75.604	37.044	90.783	70.977	33.704
12	106.364	0.000	56.283	30.035	76.193	55.611	27.084
13	119.222	0.000	121.807	36.042	82.677	38.049	31.899
14	127.404	0.000	123.487	39.046	85.109	39.513	34.306
15	5058.155	0.000	882.051	90.106	1199.627	1463.438	130.002
16	4944.193	0.000	757.724	96.113	1201.248	1685.881	131.205
17	150.780	0.000	136.928	47.055	98.078	46.098	38.519
18	100.520	0.000	101.646	32.038	66.466	32.196	26.482
19	22.208	0.000	11.761	8.009	14.590	9.512	7.222
20	50.260	0.000	44.523	26.031	43.770	35.123	16.852
21	56.104	0.000	36.962	23.027	44.581	38.049	18.056
22	98.183	0.000	52.083	39.046	68.087	57.806	25.880
23	73.637	0.000	58.803	22.026	55.118	45.367	19.260
24	92.338	0.000	46.203	27.032	64.034	51.220	23.473
25	92.338	0.000	57.123	28.033	65.655	54.879	24.074
26	75.390	0.000	39.482	24.028	53.497	49.025	19.260
27	76.559	0.000	39.482	23.027	51.876	54.147	19.861
28	81.234	0.000	28.562	26.031	61.602	48.293	20.463
29	81.819	0.000	24.361	24.028	56.739	56.342	22.871
30	81.234	0.000	36.122	28.033	58.360	47.562	21.667
31	79.481	0.000	47.883	24.028	56.739	43.171	21.065
32	77.143	0.000	46.203	24.028	56.739	46.098	20.463
33	119.222	0.000	75.604	36.042	82.677	66.586	31.297
34	113.377	0.000	81.485	36.042	72.950	63.660	29.491
35	127.404	0.000	69.724	41.048	90.783	76.830	33.704
36	128.572	0.000	79.805	41.048	89.161	73.904	33.704
37	150.196	0.000	88.205	46.054	106.183	88.538	39.121
38	150.780	0.000	83.165	45.053	100.509	87.075	38.519
39	189.352	0.000	105.006	60.071	136.174	113.416	49.954
40	265.911	0.000	130.208	82.097	191.292	144.880	78.844
41	227.924	0.000	142.808	70.083	158.870	133.905	58.982
42	77.143	0.000	37.802	26.031	55.118	42.440	19.861
43	71.299	0.000	52.083	20.024	50.255	41.708	19.260
44	78.312	0.000	46.203	24.028	55.929	43.903	20.463
45	96.429	0.000	57.123	29.034	64.845	53.415	25.880
46	77.143	0.000	43.683	23.027	50.255	40.245	22.269
47	192.859	0.000	131.048	64.075	131.311	107.563	52.964
48	181.170	0.000	112.567	50.059	129.689	103.172	45.741

Anexo 7. Continuación

ID	NaCl	Na ₂ CO ₃	NaHCO ₃	KHCO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	Mg(HCO ₃) ₂	MgSO ₄
----	------	---------------------------------	--------------------	-------------------	------------------------------------	------------------------------------	-------------------

	mg L ⁻¹						
49	80.066	0.000	47.043	24.028	55.929	46.830	21.065
50	151.949	0.000	96.606	48.057	105.373	92.197	39.723
51	73.637	0.000	44.523	22.026	51.876	42.440	19.260
52	165.391	0.000	93.245	50.059	118.342	98.050	43.334
53	81.819	0.000	50.403	25.029	55.118	47.562	21.667
54	156.625	0.000	99.126	50.059	108.615	92.197	40.926
55	84.741	0.000	49.563	26.031	59.171	48.293	23.473
56	86.494	24.377	137.768	28.033	9.727	16.098	16.852
57	87.079	20.137	127.687	30.035	11.348	32.927	13.241
58	94.092	27.026	146.169	30.035	11.348	18.293	17.454
59	210.976	23.317	160.449	62.073	68.087	125.856	55.371
60	203.378	30.736	183.131	60.071	66.466	115.612	57.779
61	223.248	0.000	136.088	64.075	158.870	139.758	58.982
62	205.716	58.292	228.493	87.103	82.677	63.660	60.788
63	199.287	47.694	225.973	84.099	79.435	62.196	58.982
64	197.534	42.394	238.574	84.099	78.624	57.074	58.380
65	231.430	0.000	251.175	89.105	113.478	71.708	65.001
66	225.586	0.000	136.928	69.081	158.059	125.124	66.205
67	224.417	0.000	132.728	67.079	150.764	124.392	57.177
68	240.781	0.000	239.414	92.108	123.205	73.904	67.408
69	296.301	0.000	273.856	114.134	154.006	93.660	82.455
70	303.314	0.000	280.576	116.137	158.870	89.270	84.862
71	296.885	0.000	260.415	110.130	157.248	95.855	85.464
72	301.561	0.000	250.335	112.132	160.491	108.294	89.677
73	343.055	0.000	277.216	126.149	181.565	116.343	101.112
74	122.144	0.000	96.606	46.054	63.224	53.415	34.908
75	125.650	0.000	102.486	47.055	64.845	52.684	36.112
76	167.144	47.694	110.046	69.081	84.298	90.001	51.158
77	162.469	39.745	122.647	68.080	94.025	82.684	49.954
78	153.702	42.394	100.806	64.075	90.783	70.977	45.741
79	329.613	0.000	254.535	122.144	170.217	126.587	98.103
80	251.885	0.000	200.772	94.111	129.689	90.733	74.631
81	121.559	0.000	112.567	45.053	58.360	43.903	36.713
82	81.819	22.257	69.724	34.040	30.801	46.830	25.278
83	319.678	54.053	225.133	119.140	113.478	185.857	37.917
84	59.611	24.377	36.122	25.029	25.938	38.049	18.658
85	53.767	0.000	57.963	20.024	18.643	28.537	15.047
86	59.611	0.000	59.643	23.027	27.559	35.854	16.852
87	117.468	0.000	115.927	44.052	42.149	64.391	33.102
88	72.468	0.000	67.204	26.031	26.748	38.781	20.463
89	70.715	0.000	60.484	26.031	29.180	40.245	19.861
90	70.130	0.000	59.643	25.029	29.991	39.513	19.260
91	71.299	0.000	60.484	26.031	30.801	42.440	19.861
92	73.637	0.000	57.123	26.031	34.043	46.098	20.463
93	300.392	0.000	301.578	82.097	115.099	165.368	38.519

Anexo 8. Índices de salinidad y sodicidad del agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015)

ID	SE	SP	RASor	RAS _{USDA}	RASaj	RASaj'	RAS°	CSR	pHc	IS
	meq L ⁻¹	mmol L ⁻¹	(mmol L ⁻¹) ^{1/2}				meq L ⁻¹			
1	0.50	0.34	1.591	0.959	0.114	0.069	0.954	0.13	9.33	-2.45
2	0.71	0.55	1.609	0.980	0.466	0.383	1.031	0.05	9.01	-2.29
3	7.44	5.03	6.421	4.248	11.879	10.108	5.444	1.60	7.02	0.63
4	4.37	2.86	5.228	3.310	7.588	6.102	4.048	0.98	7.56	-0.31
5	4.24	3.17	4.825	2.998	7.342	5.802	3.646	0.55	7.46	-0.41
6	7.50	4.71	7.633	4.782	13.006	10.574	5.908	2.04	7.19	0.17
7	4.69	2.96	5.300	3.521	8.080	6.795	4.440	1.16	7.47	-0.27
8	4.75	3.12	5.480	3.605	8.147	6.817	4.508	1.08	7.51	-0.25
9	4.26	3.02	4.584	2.854	7.108	5.618	3.479	0.64	7.43	-0.31
10	3.54	2.50	4.223	2.643	5.981	4.724	3.203	0.55	7.61	-0.51
11	3.47	2.48	4.143	2.611	5.851	4.648	3.173	0.54	7.62	-0.56
12	2.79	2.05	3.632	2.332	4.619	3.718	2.827	0.39	7.81	-0.78
13	3.85	2.31	4.887	3.298	6.752	5.722	4.149	1.11	7.66	-0.41
14	4.04	2.47	5.038	3.375	7.048	5.949	4.234	1.11	7.64	-0.37
15	4.68	2.90	5.413	3.630	8.082	6.862	4.593	1.25	7.51	-0.89
16	3.25	1.94	4.576	3.047	5.658	4.731	3.755	0.94	7.85	-0.30
17	0.60	0.44	1.733	1.084	-0.009	0.155	1.074	0.07	9.26	-2.19
18	1.65	1.00	2.675	1.673	2.487	1.954	1.944	0.43	8.23	-0.43
19	1.63	1.11	2.670	1.633	2.448	1.893	1.879	0.27	8.24	-1.01
20	2.60	1.90	3.549	2.193	4.298	3.341	2.603	0.35	7.88	-0.12
21	2.18	1.42	3.361	2.101	3.660	2.866	2.480	0.48	8.04	0.07
22	2.40	1.78	3.389	2.135	3.913	3.097	2.541	0.32	7.95	0.08
23	2.54	1.78	3.551	2.216	4.248	3.326	2.638	0.44	7.90	0.10
24	2.00	1.42	3.064	1.876	3.193	2.464	2.187	0.28	8.09	-0.18
25	2.01	1.48	3.147	1.866	3.258	2.442	2.151	0.26	8.09	-0.08
26	1.99	1.56	2.806	1.784	3.074	2.447	2.116	0.14	8.03	-0.36
27	1.93	1.59	2.857	1.712	3.009	2.279	1.980	0.05	8.07	-0.51
28	2.10	1.57	3.033	1.898	3.284	2.582	2.236	0.24	8.04	-0.49
29	2.17	1.54	3.262	2.063	3.512	2.790	2.441	0.35	8.05	-0.21
30	2.11	1.49	3.161	1.982	3.418	2.688	2.339	0.34	8.04	-0.28
31	3.30	2.30	4.117	2.569	5.599	4.403	3.098	0.57	7.69	-0.13
32	3.27	2.19	4.338	2.646	5.644	4.352	3.149	0.68	7.76	-0.48
33	3.42	2.46	4.022	2.491	5.699	4.453	3.005	0.49	7.61	-0.56
34	3.56	2.48	4.247	2.634	6.012	4.709	3.180	0.61	7.61	-0.61
35	4.08	2.90	4.473	2.789	6.839	5.403	3.399	0.66	7.46	-0.18
36	4.02	2.90	4.534	2.796	6.764	5.297	3.384	0.61	7.51	-0.70
37	5.09	3.66	4.899	3.055	8.297	6.607	3.757	0.76	7.24	0.13
38	6.92	5.21	5.616	3.516	10.710	8.651	4.371	0.69	6.94	1.01
39	6.30	4.39	5.657	3.521	10.259	8.206	4.349	1.13	7.07	1.01
40	2.03	1.49	3.036	1.920	3.164	2.516	2.262	0.27	8.09	-0.48
41	2.04	1.38	3.305	2.057	3.353	2.629	2.407	0.41	8.12	-0.59
42	2.13	1.51	3.218	2.021	3.435	2.711	2.382	0.33	8.06	-0.32
43	2.62	1.87	3.684	2.274	4.363	3.394	2.692	0.40	7.91	-0.58
44	2.07	1.51	3.305	2.032	3.277	2.558	2.360	0.28	8.14	-0.94
45	5.50	3.74	5.400	3.338	9.129	7.231	4.088	1.05	7.23	0.32
46	4.94	3.48	4.964	3.132	8.252	6.630	3.868	0.83	7.28	0.00
47	2.17	1.55	3.286	2.040	3.532	2.759	2.397	0.34	8.05	-0.84

Anexo 8. Continuación

ID	SE	SP	RASor	RAS _{USDA}	RASaj	RASaj'	RAS°	CSR	pHc	IS
----	----	----	-------	---------------------	-------	--------	------	-----	-----	----

	meq L ⁻¹ mmol L ⁻¹		----- (mmol L ⁻¹) ^{1/2} -----					meq L ⁻¹		
48	4.23	2.93	4.651	2.889	7.158	5.640	3.518	0.82	7.45	-0.04
49	2.01	1.42	3.164	1.971	3.223	2.529	2.305	0.32	8.12	-0.46
50	4.44	3.19	4.611	2.885	7.367	5.856	3.536	0.68	7.37	0.38
51	2.25	1.58	3.430	2.108	3.691	2.861	2.469	0.38	8.04	-0.58
52	4.36	3.02	4.716	2.926	7.338	5.784	3.565	0.80	7.42	0.33
53	2.30	1.65	3.377	2.099	3.759	2.940	2.475	0.35	8.00	-0.53
54	3.86	1.62	14.615	5.886	5.481	3.901	6.144	1.98	8.74	-0.35
55	3.69	1.60	12.813	4.894	5.878	3.665	5.103	1.83	8.65	0.00
56	4.16	1.76	14.590	6.066	6.764	4.642	6.377	2.13	8.63	0.00
57	6.58	4.07	9.197	4.313	12.851	8.138	4.774	1.71	7.51	1.01
58	6.84	3.96	9.745	4.576	13.616	8.651	5.066	2.04	7.51	1.17
59	6.08	4.31	5.495	3.394	9.950	7.893	4.174	0.99	7.07	1.66
60	8.21	4.03	10.278	5.785	15.645	11.765	6.770	3.36	7.37	1.46
61	7.84	3.90	10.000	5.614	14.969	11.205	6.559	3.15	7.40	1.25
62	7.86	3.87	10.080	5.657	15.074	11.271	6.610	3.15	7.41	1.20
63	7.84	4.50	8.307	5.056	13.927	11.058	6.155	2.48	7.21	0.86
64	6.18	4.41	5.560	3.455	9.993	7.992	4.261	0.93	7.09	0.56
65	6.09	4.32	5.620	3.492	9.952	7.949	4.301	0.99	7.12	0.72
66	7.89	4.68	7.995	4.941	13.677	11.009	6.067	2.32	7.17	0.62
67	9.47	5.76	8.546	5.301	15.886	12.854	6.555	2.64	6.97	0.61
68	9.69	5.90	8.617	5.353	16.160	13.096	6.628	2.60	6.95	0.45
69	9.28	5.79	8.306	5.093	15.445	12.362	6.260	2.29	6.97	0.58
70	9.26	5.91	8.181	4.982	15.321	12.179	6.105	2.22	6.96	0.62
71	10.43	6.71	8.665	5.268	16.998	13.474	6.466	2.33	6.84	0.81
72	3.70	2.38	5.188	3.062	6.417	4.859	3.588	0.88	7.81	0.04
73	3.84	2.45	5.328	3.157	6.690	5.087	3.709	0.93	7.79	0.40
74	5.76	3.29	7.031	3.912	10.252	7.512	4.538	1.81	7.48	0.87
75	5.67	3.20	6.552	3.862	9.936	7.623	4.589	1.84	7.43	0.97
76	5.27	3.01	6.187	3.731	9.093	7.120	4.462	1.65	7.49	0.79
77	9.89	6.46	8.461	5.057	16.243	12.684	6.148	2.20	6.89	0.66
78	7.64	4.93	7.491	4.507	12.873	10.115	5.462	1.75	7.16	0.21
79	3.87	2.39	5.700	3.354	6.852	5.200	3.920	1.03	7.85	0.35
80	2.99	1.61	6.080	3.001	5.162	3.451	3.273	1.05	8.25	0.19
81	10.36	5.79	10.960	5.812	19.293	13.597	6.712	3.85	7.06	1.54
82	2.16	1.18	4.775	2.426	3.211	2.255	2.616	0.74	8.47	-0.04
83	1.81	1.05	4.748	2.349	2.350	1.679	2.506	0.57	8.68	-0.42
84	1.96	1.16	4.196	2.234	3.012	2.138	2.451	0.57	8.44	-0.49
85	3.83	2.29	6.648	3.309	7.158	4.711	3.669	1.12	7.98	0.26
86	2.30	1.41	5.022	2.540	3.647	2.497	2.766	0.63	8.42	-0.48
87	2.19	1.38	4.549	2.358	3.450	2.390	2.583	0.55	8.39	-0.60
88	2.16	1.36	4.441	2.334	3.405	2.382	2.564	0.53	8.38	-0.48
89	2.20	1.39	4.451	2.327	3.520	2.441	2.559	0.55	8.35	-0.39
90	2.20	1.43	4.233	2.240	3.560	2.475	2.477	0.49	8.30	-0.49
91	9.55	5.46	10.361	5.636	18.282	13.094	6.573	3.29	7.08	0.92

Anexo 9. Estimación del PSI del suelo a partir del valor de RAS del agua de riego y el coeficiente de selectividad iónica

ID	PSI estimado con el valor de RASor y diversos coeficientes de selectividad iónica (K _G)									
----	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--

	K_{G1}	K_{G2}	K_{G3}	K_{G4}	K_{G5}	K_{G6}	K_{G7}	K_{G8}
1	1.14	1.57	1.80	1.85	2.18	2.29	2.36	2.62
2	1.15	1.58	1.82	1.87	2.20	2.32	2.38	2.65
3	4.44	6.03	6.89	7.08	8.25	8.65	8.88	9.79
4	3.65	4.97	5.68	5.84	6.83	7.16	7.35	8.12
5	3.38	4.60	5.27	5.41	6.33	6.64	6.83	7.54
6	5.24	7.09	8.08	8.30	9.66	10.12	10.39	11.43
7	3.70	5.03	5.76	5.91	6.91	7.25	7.45	8.22
8	3.82	5.20	5.94	6.10	7.13	7.48	7.68	8.48
9	3.21	4.38	5.02	5.16	6.04	6.33	6.51	7.19
10	2.97	4.05	4.64	4.77	5.59	5.86	6.03	6.66
11	2.91	3.98	4.56	4.68	5.49	5.76	5.92	6.54
12	2.56	3.50	4.02	4.13	4.84	5.08	5.23	5.78
13	3.42	4.66	5.33	5.48	6.41	6.72	6.91	7.63
14	3.52	4.80	5.49	5.64	6.59	6.92	7.11	7.85
15	3.77	5.13	5.87	6.03	7.05	7.39	7.59	8.38
16	3.21	4.38	5.01	5.15	6.03	6.32	6.50	7.18
17	1.24	1.70	1.96	2.01	2.37	2.49	2.56	2.85
18	1.90	2.61	2.99	3.08	3.61	3.80	3.90	4.33
19	1.90	2.60	2.98	3.07	3.61	3.79	3.90	4.32
20	2.51	3.43	3.93	4.04	4.74	4.97	5.11	5.66
21	2.38	3.25	3.73	3.83	4.50	4.72	4.86	5.38
22	2.40	3.28	3.76	3.86	4.53	4.76	4.89	5.42
23	2.51	3.43	3.93	4.04	4.74	4.98	5.12	5.66
24	2.17	2.97	3.41	3.51	4.12	4.32	4.45	4.92
25	2.23	3.05	3.50	3.60	4.22	4.44	4.56	5.05
26	1.99	2.73	3.13	3.22	3.78	3.97	4.09	4.53
27	2.03	2.78	3.19	3.28	3.85	4.04	4.16	4.61
28	2.15	2.94	3.38	3.47	4.08	4.28	4.40	4.88
29	2.31	3.16	3.62	3.73	4.37	4.59	4.72	5.22
30	2.24	3.06	3.51	3.61	4.24	4.45	4.58	5.07
31	2.90	3.95	4.53	4.66	5.45	5.72	5.88	6.50
32	3.05	4.16	4.76	4.89	5.73	6.01	6.18	6.83
33	2.83	3.87	4.43	4.55	5.34	5.60	5.76	6.36
34	2.99	4.07	4.67	4.80	5.62	5.90	6.06	6.70
35	3.14	4.28	4.90	5.04	5.90	6.19	6.36	7.03
36	3.18	4.34	4.96	5.10	5.97	6.27	6.44	7.12
37	3.43	4.67	5.34	5.49	6.42	6.74	6.92	7.65
38	3.91	5.32	6.08	6.24	7.29	7.65	7.86	8.67
39	3.94	5.35	6.12	6.29	7.34	7.70	7.91	8.73
40	2.15	2.95	3.38	3.48	4.08	4.29	4.41	4.88
41	2.34	3.20	3.67	3.77	4.43	4.65	4.78	5.29
42	2.28	3.12	3.57	3.68	4.31	4.53	4.66	5.16
43	2.60	3.55	4.07	4.19	4.91	5.15	5.30	5.86
44	2.34	3.20	3.67	3.77	4.43	4.65	4.78	5.29
45	3.76	5.12	5.86	6.02	7.03	7.38	7.58	8.36
46	3.47	4.73	5.41	5.56	6.50	6.82	7.01	7.74
47	2.32	3.18	3.65	3.75	4.40	4.62	4.75	5.26

Anexo 9. Continuación

ID	PSI estimado con el valor de RASor y diversos coeficientes de selectividad iónica (K_G)							
	K_{G1}	K_{G2}	K_{G3}	K_{G4}	K_{G5}	K_{G6}	K_{G7}	K_{G8}

48	3.26	4.44	5.09	5.23	6.12	6.42	6.60	7.29
49	2.24	3.07	3.52	3.62	4.25	4.46	4.58	5.08
50	3.23	4.41	5.05	5.19	6.07	6.37	6.54	7.23
51	2.42	3.32	3.80	3.91	4.59	4.82	4.95	5.48
52	3.30	4.50	5.15	5.30	6.20	6.50	6.68	7.38
53	2.39	3.27	3.74	3.85	4.52	4.74	4.88	5.40
54	9.57	12.75	14.41	14.77	17.00	17.73	18.16	19.81
55	8.49	11.36	12.86	13.19	15.22	15.90	16.29	17.80
56	9.56	12.73	14.39	14.75	16.97	17.71	18.14	19.78
57	6.25	8.42	9.58	9.84	11.41	11.94	12.25	13.45
58	6.59	8.88	10.09	10.36	12.01	12.57	12.89	14.14
59	3.83	5.21	5.95	6.12	7.15	7.50	7.70	8.50
60	6.93	9.32	10.59	10.87	12.59	13.16	13.50	14.80
61	6.75	9.09	10.33	10.60	12.29	12.85	13.18	14.46
62	6.81	9.16	10.41	10.68	12.38	12.94	13.27	14.56
63	5.68	7.67	8.74	8.97	10.43	10.92	11.20	12.31
64	3.87	5.27	6.02	6.19	7.23	7.58	7.79	8.59
65	3.91	5.32	6.08	6.25	7.30	7.66	7.86	8.67
66	5.47	7.40	8.43	8.66	10.07	10.55	10.83	11.90
67	5.83	7.87	8.96	9.20	10.69	11.19	11.49	12.62
68	5.88	7.93	9.03	9.27	10.77	11.28	11.57	12.71
69	5.68	7.67	8.73	8.97	10.42	10.91	11.20	12.31
70	5.59	7.56	8.61	8.85	10.28	10.77	11.05	12.15
71	5.91	7.97	9.08	9.32	10.83	11.33	11.63	12.77
72	3.62	4.93	5.64	5.80	6.78	7.11	7.30	8.06
73	3.72	5.06	5.78	5.94	6.95	7.29	7.49	8.26
74	4.85	6.57	7.49	7.70	8.97	9.40	9.65	10.62
75	4.53	6.15	7.02	7.21	8.41	8.81	9.05	9.97
76	4.29	5.83	6.65	6.84	7.98	8.36	8.59	9.47
77	5.78	7.80	8.88	9.12	10.60	11.10	11.38	12.51
78	5.15	6.97	7.95	8.16	9.50	9.95	10.21	11.24
79	3.97	5.39	6.16	6.33	7.40	7.76	7.97	8.79
80	4.22	5.73	6.55	6.73	7.85	8.23	8.45	9.32
81	7.36	9.88	11.21	11.50	13.31	13.92	14.27	15.63
82	3.34	4.56	5.21	5.36	6.27	6.58	6.76	7.47
83	3.32	4.53	5.19	5.33	6.24	6.54	6.72	7.43
84	2.95	4.03	4.61	4.74	5.55	5.83	5.99	6.62
85	4.59	6.23	7.12	7.31	8.52	8.93	9.17	10.10
86	3.51	4.78	5.47	5.62	6.57	6.90	7.09	7.82
87	3.19	4.35	4.98	5.12	5.99	6.29	6.46	7.14
88	3.12	4.25	4.87	5.00	5.86	6.15	6.32	6.98
89	3.12	4.26	4.88	5.01	5.87	6.16	6.33	7.00
90	2.98	4.06	4.65	4.78	5.60	5.88	6.04	6.68
91	6.98	9.39	10.66	10.94	12.68	13.26	13.59	14.90

Anexo 9. Continuación

ID	PSI estimado con el valor de RAS_{USDA} y diversos coeficientes de selectividad iónica (K_G)							
	K_{G1}	K_{G2}	K_{G3}	K_{G4}	K_{G5}	K_{G6}	K_{G7}	K_{G8}

1	0.69	0.95	1.09	1.13	1.33	1.40	1.44	1.60
2	0.71	0.97	1.12	1.15	1.36	1.43	1.47	1.63
3	2.99	4.07	4.67	4.80	5.62	5.90	6.06	6.70
4	2.34	3.20	3.67	3.78	4.43	4.65	4.79	5.30
5	2.13	2.91	3.34	3.43	4.03	4.23	4.35	4.82
6	3.35	4.56	5.22	5.37	6.28	6.59	6.77	7.48
7	2.49	3.40	3.90	4.01	4.70	4.94	5.08	5.62
8	2.54	3.48	3.99	4.10	4.81	5.05	5.19	5.74
9	2.03	2.77	3.18	3.27	3.84	4.04	4.15	4.60
10	1.88	2.57	2.95	3.04	3.57	3.75	3.86	4.28
11	1.86	2.54	2.92	3.00	3.53	3.71	3.81	4.23
12	1.66	2.28	2.62	2.69	3.16	3.33	3.42	3.79
13	2.33	3.19	3.66	3.76	4.42	4.64	4.77	5.28
14	2.39	3.26	3.74	3.85	4.51	4.74	4.87	5.40
15	2.56	3.50	4.01	4.13	4.84	5.08	5.22	5.78
16	2.16	2.96	3.39	3.49	4.09	4.30	4.42	4.90
17	0.78	1.07	1.23	1.27	1.50	1.57	1.62	1.80
18	1.20	1.65	1.89	1.95	2.29	2.41	2.48	2.75
19	1.17	1.61	1.85	1.90	2.24	2.35	2.42	2.69
20	1.56	2.15	2.46	2.54	2.98	3.13	3.22	3.57
21	1.50	2.06	2.36	2.43	2.86	3.01	3.09	3.43
22	1.52	2.09	2.40	2.47	2.91	3.05	3.14	3.48
23	1.58	2.17	2.49	2.56	3.01	3.17	3.26	3.61
24	1.34	1.84	2.12	2.18	2.56	2.69	2.77	3.07
25	1.33	1.83	2.10	2.17	2.55	2.68	2.76	3.06
26	1.28	1.75	2.01	2.07	2.44	2.56	2.64	2.93
27	1.22	1.68	1.93	1.99	2.34	2.46	2.53	2.81
28	1.36	1.86	2.14	2.20	2.59	2.72	2.80	3.11
29	1.47	2.02	2.32	2.39	2.81	2.95	3.04	3.37
30	1.42	1.94	2.23	2.30	2.70	2.84	2.92	3.24
31	1.83	2.50	2.87	2.96	3.47	3.65	3.75	4.16
32	1.88	2.58	2.96	3.04	3.57	3.76	3.86	4.28
33	1.77	2.43	2.79	2.87	3.37	3.54	3.64	4.04
34	1.87	2.57	2.95	3.03	3.56	3.74	3.85	4.26
35	1.98	2.71	3.11	3.20	3.76	3.95	4.06	4.50
36	1.99	2.72	3.12	3.21	3.77	3.96	4.07	4.51
37	2.17	2.96	3.40	3.50	4.11	4.31	4.43	4.91
38	2.48	3.40	3.89	4.00	4.70	4.93	5.07	5.61
39	2.49	3.40	3.90	4.01	4.70	4.94	5.07	5.62
40	1.37	1.88	2.16	2.23	2.62	2.75	2.83	3.14
41	1.47	2.02	2.32	2.38	2.80	2.95	3.03	3.36
42	1.44	1.98	2.28	2.34	2.75	2.89	2.98	3.30
43	1.62	2.22	2.55	2.63	3.09	3.25	3.34	3.70
44	1.45	1.99	2.29	2.35	2.77	2.91	2.99	3.32
45	2.36	3.23	3.70	3.81	4.47	4.69	4.82	5.34
46	2.22	3.04	3.48	3.58	4.20	4.42	4.54	5.03
47	1.46	2.00	2.30	2.36	2.78	2.92	3.00	3.33

Anexo 9. Continuación

ID	PSI estimado con el valor de RAS_{USDA} y diversos coeficientes de selectividad iónica (K_G)							
	K_{G1}	K_{G2}	K_{G3}	K_{G4}	K_{G5}	K_{G6}	K_{G7}	K_{G8}

48	2.05	2.81	3.22	3.31	3.89	4.09	4.20	4.66
49	1.41	1.93	2.22	2.28	2.69	2.82	2.91	3.22
50	2.05	2.80	3.22	3.31	3.89	4.08	4.20	4.65
51	1.50	2.06	2.37	2.44	2.87	3.02	3.10	3.44
52	2.08	2.84	3.26	3.35	3.94	4.14	4.25	4.71
53	1.50	2.06	2.36	2.43	2.86	3.00	3.09	3.43
54	4.09	5.56	6.35	6.53	7.62	7.99	8.20	9.05
55	3.42	4.67	5.34	5.49	6.42	6.73	6.92	7.64
56	4.21	5.72	6.53	6.71	7.83	8.21	8.43	9.30
57	3.03	4.13	4.73	4.87	5.70	5.98	6.15	6.79
58	3.21	4.38	5.01	5.15	6.03	6.32	6.50	7.18
59	2.40	3.28	3.76	3.87	4.54	4.77	4.90	5.42
60	4.02	5.47	6.25	6.42	7.50	7.86	8.07	8.91
61	3.91	5.32	6.08	6.24	7.29	7.65	7.85	8.66
62	3.94	5.35	6.12	6.29	7.34	7.70	7.91	8.73
63	3.53	4.81	5.50	5.66	6.62	6.94	7.13	7.87
64	2.44	3.34	3.83	3.94	4.62	4.85	4.98	5.52
65	2.47	3.37	3.87	3.98	4.66	4.90	5.03	5.57
66	3.46	4.71	5.39	5.54	6.48	6.79	6.98	7.71
67	3.70	5.03	5.76	5.92	6.91	7.25	7.45	8.22
68	3.73	5.08	5.81	5.97	6.98	7.32	7.52	8.30
69	3.56	4.85	5.54	5.70	6.66	6.99	7.18	7.92
70	3.48	4.75	5.43	5.58	6.52	6.85	7.03	7.77
71	3.68	5.00	5.72	5.88	6.87	7.21	7.41	8.18
72	2.17	2.97	3.41	3.50	4.11	4.32	4.44	4.92
73	2.24	3.06	3.51	3.61	4.24	4.45	4.57	5.06
74	2.76	3.76	4.31	4.43	5.20	5.46	5.61	6.20
75	2.72	3.72	4.26	4.38	5.13	5.39	5.54	6.13
76	2.63	3.60	4.12	4.24	4.97	5.22	5.36	5.93
77	3.53	4.81	5.51	5.66	6.62	6.94	7.13	7.87
78	3.16	4.31	4.94	5.07	5.94	6.23	6.41	7.08
79	2.37	3.25	3.72	3.83	4.49	4.71	4.85	5.36
80	2.13	2.91	3.34	3.44	4.03	4.24	4.36	4.83
81	4.04	5.49	6.28	6.45	7.53	7.90	8.11	8.94
82	1.73	2.37	2.72	2.80	3.29	3.45	3.55	3.94
83	1.67	2.29	2.63	2.71	3.19	3.35	3.44	3.82
84	1.59	2.18	2.51	2.58	3.03	3.19	3.28	3.64
85	2.34	3.20	3.67	3.78	4.43	4.65	4.78	5.30
86	1.81	2.48	2.84	2.93	3.44	3.61	3.71	4.12
87	1.68	2.30	2.65	2.72	3.20	3.36	3.46	3.83
88	1.66	2.28	2.62	2.69	3.17	3.33	3.42	3.79
89	1.66	2.27	2.61	2.69	3.16	3.32	3.41	3.78
90	1.60	2.19	2.52	2.59	3.04	3.20	3.29	3.65
91	3.92	5.33	6.10	6.27	7.32	7.67	7.88	8.70

Anexo 9. Continuación

ID	PSI estimado con el valor de RASaj y diversos coeficientes de selectividad iónica (K_G)							
	K_{G1}	K_{G2}	K_{G3}	K_{G4}	K_{G5}	K_{G6}	K_{G7}	K_{G8}

1	0.08	0.11	0.13	0.13	0.16	0.17	0.17	0.19
2	0.34	0.46	0.53	0.55	0.65	0.68	0.70	0.78
3	7.92	10.62	12.04	12.35	14.27	14.91	15.28	16.72
4	5.21	7.05	8.04	8.26	9.61	10.07	10.33	11.37
5	5.05	6.84	7.80	8.01	9.33	9.77	10.03	11.04
6	8.61	11.51	13.03	13.36	15.41	16.10	16.49	18.02
7	5.53	7.48	8.52	8.75	10.17	10.65	10.93	12.01
8	5.57	7.53	8.58	8.81	10.25	10.73	11.01	12.10
9	4.90	6.64	7.57	7.78	9.06	9.49	9.74	10.72
10	4.15	5.64	6.45	6.62	7.73	8.11	8.33	9.18
11	4.07	5.53	6.32	6.49	7.58	7.94	8.16	9.00
12	3.24	4.42	5.05	5.19	6.08	6.38	6.55	7.24
13	4.66	6.33	7.22	7.42	8.64	9.06	9.30	10.24
14	4.86	6.58	7.51	7.71	8.99	9.42	9.67	10.64
15	5.53	7.48	8.52	8.75	10.17	10.65	10.93	12.02
16	3.94	5.35	6.12	6.29	7.34	7.70	7.91	8.73
17	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02
18	1.77	2.43	2.79	2.86	3.37	3.54	3.64	4.03
19	1.74	2.39	2.74	2.82	3.32	3.49	3.58	3.97
20	3.02	4.12	4.72	4.85	5.68	5.96	6.13	6.77
21	2.58	3.53	4.05	4.16	4.88	5.12	5.26	5.82
22	2.76	3.77	4.31	4.44	5.20	5.46	5.61	6.20
23	2.99	4.07	4.67	4.80	5.62	5.90	6.06	6.70
24	2.26	3.09	3.55	3.65	4.28	4.50	4.62	5.12
25	2.31	3.15	3.62	3.72	4.36	4.58	4.71	5.22
26	2.18	2.98	3.42	3.52	4.13	4.34	4.46	4.94
27	2.13	2.92	3.35	3.45	4.05	4.25	4.37	4.84
28	2.32	3.18	3.65	3.75	4.40	4.62	4.75	5.26
29	2.48	3.39	3.89	4.00	4.69	4.93	5.06	5.60
30	2.42	3.30	3.79	3.90	4.57	4.80	4.93	5.46
31	3.90	5.30	6.06	6.23	7.27	7.63	7.84	8.64
32	3.93	5.34	6.11	6.27	7.33	7.69	7.89	8.71
33	3.96	5.39	6.16	6.33	7.39	7.75	7.96	8.78
34	4.17	5.67	6.48	6.66	7.77	8.15	8.37	9.22
35	4.72	6.40	7.30	7.50	8.74	9.16	9.41	10.36
36	4.67	6.34	7.23	7.43	8.66	9.07	9.31	10.26
37	5.67	7.66	8.73	8.96	10.41	10.90	11.19	12.30
38	7.20	9.67	10.98	11.27	13.05	13.64	13.99	15.32
39	6.92	9.30	10.57	10.85	12.57	13.14	13.48	14.78
40	2.24	3.07	3.52	3.62	4.24	4.46	4.58	5.08
41	2.37	3.24	3.72	3.82	4.49	4.71	4.84	5.36
42	2.43	3.32	3.81	3.91	4.59	4.82	4.96	5.49
43	3.06	4.18	4.79	4.92	5.76	6.05	6.21	6.87
44	2.32	3.17	3.64	3.74	4.39	4.61	4.74	5.25
45	6.20	8.37	9.52	9.77	11.34	11.87	12.17	13.37
46	5.64	7.62	8.68	8.92	10.36	10.85	11.13	12.24
47	2.49	3.41	3.91	4.02	4.72	4.95	5.09	5.63

Anexo 9. Continuación

ID	PSI estimado con el valor de RASaj y diversos coeficientes de selectividad iónica (K_G)							
	K_{G1}	K_{G2}	K_{G3}	K_{G4}	K_{G5}	K_{G6}	K_{G7}	K_{G8}

48	4.93	6.68	7.62	7.83	9.12	9.55	9.80	10.79
49	2.28	3.12	3.58	3.68	4.32	4.54	4.67	5.17
50	5.07	6.86	7.82	8.04	9.36	9.80	10.06	11.07
51	2.60	3.56	4.08	4.19	4.92	5.16	5.31	5.87
52	5.05	6.84	7.80	8.01	9.32	9.77	10.02	11.03
53	2.65	3.62	4.15	4.27	5.00	5.25	5.40	5.97
54	3.82	5.20	5.94	6.10	7.13	7.48	7.68	8.48
55	4.08	5.55	6.34	6.52	7.61	7.98	8.19	9.04
56	4.67	6.34	7.23	7.43	8.66	9.07	9.31	10.26
57	8.52	11.39	12.90	13.23	15.26	15.93	16.33	17.84
58	8.98	11.98	13.56	13.90	16.02	16.72	17.13	18.71
59	6.72	9.05	10.28	10.56	12.24	12.80	13.12	14.39
60	10.18	13.53	15.27	15.65	17.98	18.75	19.20	20.91
61	9.78	13.02	14.71	15.08	17.34	18.09	18.52	20.19
62	9.84	13.10	14.80	15.17	17.44	18.19	18.63	20.30
63	9.16	12.22	13.83	14.18	16.33	17.04	17.46	19.05
64	6.75	9.09	10.32	10.60	12.28	12.85	13.17	14.45
65	6.72	9.05	10.29	10.56	12.24	12.80	13.13	14.40
66	9.01	12.03	13.61	13.96	16.08	16.79	17.20	18.77
67	10.32	13.71	15.47	15.86	18.21	18.98	19.43	21.16
68	10.48	13.91	15.70	16.08	18.46	19.25	19.70	21.45
69	10.06	13.38	15.11	15.48	17.79	18.55	19.00	20.70
70	9.99	13.29	15.00	15.38	17.67	18.43	18.87	20.57
71	10.96	14.53	16.38	16.78	19.24	20.05	20.52	22.32
72	4.44	6.03	6.88	7.07	8.25	8.65	8.88	9.78
73	4.62	6.27	7.16	7.35	8.57	8.98	9.22	10.16
74	6.91	9.30	10.56	10.84	12.56	13.13	13.47	14.77
75	6.71	9.04	10.27	10.54	12.22	12.78	13.11	14.38
76	6.18	8.34	9.48	9.74	11.30	11.83	12.13	13.32
77	10.53	13.97	15.77	16.15	18.54	19.33	19.78	21.54
78	8.53	11.41	12.92	13.25	15.28	15.96	16.35	17.87
79	4.73	6.41	7.32	7.52	8.76	9.18	9.42	10.38
80	3.60	4.91	5.61	5.77	6.74	7.07	7.27	8.02
81	12.26	16.17	18.19	18.62	21.28	22.15	22.66	24.59
82	2.27	3.11	3.57	3.67	4.31	4.52	4.65	5.15
83	1.67	2.30	2.64	2.71	3.19	3.35	3.44	3.82
84	2.14	2.92	3.35	3.45	4.05	4.25	4.37	4.84
85	4.93	6.68	7.62	7.83	9.12	9.55	9.80	10.79
86	2.57	3.52	4.03	4.15	4.86	5.10	5.25	5.80
87	2.44	3.33	3.82	3.93	4.61	4.84	4.98	5.51
88	2.41	3.29	3.77	3.88	4.55	4.78	4.92	5.44
89	2.49	3.40	3.90	4.01	4.70	4.94	5.07	5.61
90	2.51	3.44	3.94	4.05	4.75	4.99	5.13	5.67
91	11.69	15.46	17.40	17.82	20.39	21.24	21.73	23.60

Anexo 9. Continuación

ID	PSI estimado con el valor de RAS_{aj}^{\prime} y diversos coeficientes de selectividad iónica (K_G)							
	K_{G1}	K_{G2}	K_{G3}	K_{G4}	K_{G5}	K_{G6}	K_{G7}	K_{G8}

1	0.05	0.07	0.08	0.08	0.10	0.10	0.10	0.12
2	0.28	0.38	0.44	0.45	0.53	0.56	0.58	0.64
3	6.82	9.18	10.43	10.71	12.41	12.98	13.31	14.59
4	4.23	5.75	6.57	6.75	7.88	8.26	8.48	9.35
5	4.03	5.48	6.27	6.44	7.52	7.88	8.10	8.93
6	7.11	9.56	10.86	11.14	12.90	13.49	13.83	15.16
7	4.69	6.36	7.26	7.46	8.69	9.11	9.35	10.30
8	4.71	6.38	7.28	7.48	8.72	9.14	9.38	10.33
9	3.91	5.32	6.08	6.25	7.30	7.65	7.86	8.67
10	3.31	4.51	5.16	5.31	6.21	6.51	6.69	7.39
11	3.26	4.44	5.08	5.23	6.11	6.42	6.59	7.28
12	2.62	3.58	4.11	4.22	4.95	5.20	5.34	5.91
13	3.98	5.41	6.19	6.36	7.42	7.78	7.99	8.82
14	4.13	5.62	6.41	6.59	7.69	8.07	8.28	9.14
15	4.74	6.42	7.33	7.53	8.77	9.19	9.44	10.39
16	3.31	4.52	5.17	5.31	6.22	6.52	6.70	7.40
17	0.11	0.15	0.18	0.18	0.22	0.23	0.23	0.26
18	1.40	1.92	2.20	2.27	2.67	2.80	2.88	3.20
19	1.35	1.86	2.13	2.20	2.58	2.72	2.79	3.10
20	2.36	3.23	3.71	3.81	4.47	4.70	4.83	5.34
21	2.03	2.79	3.20	3.29	3.86	4.06	4.17	4.62
22	2.19	3.00	3.45	3.54	4.16	4.37	4.49	4.97
23	2.35	3.22	3.69	3.80	4.45	4.68	4.81	5.32
24	1.75	2.40	2.76	2.84	3.34	3.51	3.61	4.00
25	1.74	2.38	2.74	2.82	3.31	3.48	3.58	3.96
26	1.74	2.39	2.74	2.82	3.31	3.48	3.58	3.97
27	1.62	2.23	2.56	2.63	3.09	3.25	3.34	3.71
28	1.84	2.52	2.89	2.97	3.49	3.67	3.77	4.18
29	1.98	2.71	3.11	3.20	3.76	3.95	4.06	4.50
30	1.91	2.62	3.00	3.09	3.63	3.81	3.92	4.35
31	3.09	4.22	4.83	4.96	5.81	6.10	6.27	6.93
32	3.06	4.17	4.77	4.91	5.75	6.03	6.20	6.85
33	3.12	4.26	4.88	5.02	5.87	6.16	6.33	7.00
34	3.30	4.50	5.15	5.29	6.19	6.49	6.67	7.37
35	3.77	5.13	5.86	6.02	7.04	7.38	7.58	8.37
36	3.70	5.03	5.75	5.91	6.91	7.25	7.44	8.22
37	4.57	6.20	7.07	7.27	8.47	8.88	9.12	10.04
38	5.90	7.96	9.06	9.31	10.81	11.32	11.61	12.75
39	5.61	7.58	8.64	8.87	10.31	10.80	11.08	12.18
40	1.79	2.45	2.82	2.90	3.41	3.58	3.68	4.08
41	1.87	2.56	2.94	3.02	3.55	3.73	3.84	4.25
42	1.93	2.64	3.03	3.12	3.66	3.84	3.95	4.38
43	2.40	3.28	3.76	3.87	4.54	4.77	4.90	5.42
44	1.82	2.49	2.86	2.95	3.46	3.64	3.74	4.14
45	4.98	6.74	7.69	7.90	9.20	9.64	9.89	10.89
46	4.58	6.22	7.10	7.29	8.50	8.91	9.15	10.08
47	1.96	2.69	3.08	3.17	3.72	3.91	4.02	4.46

Anexo 9. Continuación

ID	PSI estimado con el valor de RASaj' y diversos coeficientes de selectividad iónica (K _G)							
	K _{G1}	K _{G2}	K _{G3}	K _{G4}	K _{G5}	K _{G6}	K _{G7}	K _{G8}

48	3.93	5.34	6.10	6.27	7.32	7.68	7.89	8.70
49	1.80	2.47	2.83	2.91	3.42	3.60	3.70	4.10
50	4.07	5.53	6.32	6.50	7.58	7.95	8.17	9.01
51	2.03	2.78	3.19	3.28	3.85	4.05	4.16	4.61
52	4.02	5.47	6.25	6.42	7.50	7.86	8.07	8.90
53	2.09	2.86	3.28	3.37	3.96	4.16	4.27	4.73
54	2.75	3.75	4.30	4.42	5.18	5.44	5.59	6.18
55	2.59	3.54	4.05	4.17	4.88	5.13	5.27	5.83
56	3.25	4.44	5.08	5.22	6.11	6.41	6.58	7.27
57	5.57	7.53	8.57	8.80	10.24	10.72	11.00	12.09
58	5.90	7.96	9.06	9.31	10.81	11.32	11.61	12.75
59	5.41	7.32	8.34	8.56	9.96	10.43	10.70	11.77
60	7.85	10.53	11.94	12.25	14.15	14.79	15.16	16.58
61	7.51	10.08	11.43	11.73	13.57	14.18	14.54	15.92
62	7.55	10.13	11.49	11.79	13.64	14.26	14.61	16.00
63	7.42	9.96	11.30	11.60	13.41	14.02	14.38	15.74
64	5.47	7.40	8.43	8.66	10.07	10.54	10.82	11.90
65	5.44	7.36	8.39	8.62	10.02	10.49	10.77	11.84
66	7.39	9.92	11.26	11.55	13.36	13.97	14.32	15.69
67	8.52	11.39	12.90	13.23	15.26	15.94	16.33	17.85
68	8.67	11.58	13.11	13.45	15.50	16.19	16.59	18.12
69	8.22	11.00	12.47	12.79	14.76	15.42	15.80	17.28
70	8.11	10.86	12.31	12.62	14.58	15.23	15.61	17.07
71	8.89	11.87	13.44	13.78	15.88	16.58	16.98	18.55
72	3.40	4.63	5.30	5.45	6.37	6.69	6.87	7.59
73	3.55	4.84	5.54	5.69	6.65	6.98	7.17	7.92
74	5.16	6.99	7.97	8.18	9.52	9.97	10.24	11.26
75	5.23	7.08	8.07	8.29	9.65	10.11	10.37	11.41
76	4.91	6.65	7.58	7.79	9.07	9.50	9.76	10.74
77	8.42	11.26	12.75	13.08	15.09	15.76	16.15	17.65
78	6.83	9.19	10.44	10.71	12.41	12.98	13.31	14.60
79	3.63	4.94	5.65	5.81	6.79	7.12	7.32	8.08
80	2.44	3.34	3.82	3.93	4.61	4.84	4.98	5.51
81	8.97	11.97	13.54	13.89	16.00	16.71	17.11	18.68
82	1.61	2.20	2.53	2.60	3.06	3.22	3.31	3.67
83	1.20	1.65	1.90	1.95	2.30	2.42	2.49	2.76
84	1.53	2.09	2.40	2.47	2.91	3.06	3.14	3.49
85	3.30	4.50	5.15	5.29	6.19	6.50	6.68	7.37
86	1.78	2.44	2.80	2.88	3.38	3.55	3.65	4.05
87	1.70	2.33	2.68	2.76	3.24	3.41	3.50	3.88
88	1.70	2.33	2.67	2.75	3.23	3.39	3.49	3.87
89	1.74	2.38	2.74	2.81	3.31	3.48	3.57	3.96
90	1.76	2.42	2.77	2.85	3.35	3.52	3.62	4.01
91	8.66	11.58	13.11	13.44	15.50	16.19	16.58	18.12

Anexo 9. Continuación

ID	PSI estimado con el valor de RAS° y diversos coeficientes de selectividad iónica (K _G)							
	K _{G1}	K _{G2}	K _{G3}	K _{G4}	K _{G5}	K _{G6}	K _{G7}	K _{G8}

1	0.69	0.94	1.09	1.12	1.32	1.39	1.43	1.59
2	0.74	1.02	1.17	1.21	1.42	1.50	1.54	1.71
3	3.79	5.16	5.90	6.07	7.09	7.43	7.63	8.42
4	2.85	3.89	4.46	4.58	5.37	5.63	5.79	6.40
5	2.57	3.52	4.03	4.15	4.86	5.10	5.25	5.80
6	4.10	5.58	6.37	6.55	7.65	8.02	8.23	9.08
7	3.12	4.25	4.87	5.00	5.86	6.15	6.32	6.98
8	3.16	4.31	4.94	5.08	5.94	6.23	6.41	7.08
9	2.46	3.36	3.85	3.96	4.65	4.88	5.02	5.55
10	2.27	3.10	3.56	3.66	4.29	4.51	4.64	5.13
11	2.25	3.08	3.53	3.63	4.26	4.47	4.60	5.09
12	2.01	2.75	3.15	3.24	3.81	4.00	4.12	4.56
13	2.92	3.98	4.56	4.69	5.49	5.77	5.93	6.55
14	2.98	4.06	4.65	4.78	5.60	5.88	6.04	6.68
15	3.22	4.39	5.03	5.17	6.05	6.35	6.52	7.20
16	2.65	3.62	4.15	4.26	5.00	5.25	5.39	5.97
17	0.77	1.06	1.22	1.26	1.48	1.56	1.61	1.78
18	1.39	1.91	2.19	2.25	2.65	2.79	2.87	3.18
19	1.34	1.84	2.12	2.18	2.57	2.70	2.77	3.08
20	1.85	2.54	2.91	2.99	3.52	3.70	3.80	4.21
21	1.76	2.42	2.78	2.86	3.36	3.53	3.63	4.02
22	1.81	2.48	2.84	2.93	3.44	3.61	3.71	4.12
23	1.88	2.57	2.95	3.03	3.56	3.75	3.85	4.27
24	1.56	2.14	2.46	2.53	2.97	3.12	3.21	3.56
25	1.53	2.11	2.42	2.49	2.93	3.08	3.16	3.51
26	1.51	2.07	2.38	2.45	2.88	3.03	3.11	3.45
27	1.41	1.94	2.23	2.29	2.70	2.84	2.92	3.24
28	1.59	2.19	2.51	2.58	3.04	3.19	3.28	3.64
29	1.74	2.38	2.74	2.81	3.31	3.48	3.57	3.96
30	1.67	2.29	2.62	2.70	3.17	3.33	3.43	3.80
31	2.19	3.00	3.45	3.54	4.16	4.37	4.49	4.97
32	2.23	3.05	3.50	3.60	4.23	4.44	4.56	5.05
33	2.13	2.92	3.35	3.44	4.04	4.24	4.36	4.83
34	2.25	3.08	3.53	3.64	4.27	4.48	4.61	5.10
35	2.40	3.29	3.77	3.88	4.55	4.77	4.91	5.43
36	2.39	3.27	3.75	3.86	4.53	4.75	4.89	5.41
37	2.65	3.62	4.15	4.27	5.00	5.25	5.40	5.97
38	3.07	4.19	4.79	4.93	5.77	6.06	6.22	6.88
39	3.05	4.17	4.77	4.91	5.74	6.03	6.20	6.85
40	1.61	2.21	2.54	2.61	3.07	3.23	3.32	3.68
41	1.71	2.35	2.70	2.78	3.26	3.43	3.53	3.91
42	1.70	2.33	2.67	2.75	3.23	3.39	3.49	3.87
43	1.91	2.62	3.01	3.09	3.64	3.82	3.93	4.35
44	1.68	2.31	2.65	2.72	3.20	3.36	3.46	3.84
45	2.88	3.93	4.50	4.62	5.42	5.69	5.84	6.46
46	2.73	3.72	4.27	4.39	5.14	5.40	5.55	6.14
47	1.71	2.34	2.69	2.76	3.25	3.41	3.51	3.89

Anexo 9. Continuación

ID	PSI estimado con el valor de RAS° y diversos coeficientes de selectividad iónica (K_G)							
	K_{G1}	K_{G2}	K_{G3}	K_{G4}	K_{G5}	K_{G6}	K_{G7}	K_{G8}

48	2.49	3.40	3.90	4.01	4.70	4.93	5.07	5.61
49	1.64	2.25	2.59	2.66	3.13	3.29	3.38	3.75
50	2.50	3.42	3.91	4.03	4.72	4.96	5.10	5.64
51	1.76	2.41	2.77	2.85	3.34	3.51	3.61	4.01
52	2.52	3.44	3.95	4.06	4.76	5.00	5.14	5.68
53	1.76	2.42	2.77	2.85	3.35	3.52	3.62	4.02
54	4.26	5.79	6.61	6.79	7.93	8.31	8.53	9.41
55	3.56	4.85	5.55	5.71	6.67	7.00	7.19	7.94
56	4.42	5.99	6.84	7.03	8.20	8.60	8.83	9.73
57	3.34	4.56	5.21	5.36	6.27	6.58	6.76	7.47
58	3.54	4.82	5.52	5.67	6.63	6.95	7.14	7.89
59	2.94	4.01	4.59	4.72	5.53	5.80	5.96	6.59
60	4.68	6.34	7.24	7.43	8.66	9.08	9.32	10.27
61	4.54	6.16	7.03	7.22	8.42	8.82	9.06	9.98
62	4.57	6.20	7.08	7.27	8.48	8.88	9.12	10.05
63	4.27	5.80	6.62	6.80	7.94	8.32	8.55	9.42
64	2.99	4.09	4.68	4.81	5.63	5.91	6.08	6.72
65	3.02	4.12	4.72	4.85	5.68	5.97	6.13	6.78
66	4.21	5.72	6.53	6.71	7.83	8.21	8.43	9.30
67	4.53	6.15	7.02	7.21	8.41	8.82	9.05	9.97
68	4.58	6.22	7.10	7.29	8.50	8.91	9.14	10.07
69	4.34	5.89	6.73	6.91	8.06	8.45	8.68	9.57
70	4.24	5.75	6.57	6.75	7.88	8.26	8.48	9.35
71	4.47	6.07	6.93	7.12	8.31	8.71	8.94	9.85
72	2.53	3.46	3.97	4.08	4.79	5.03	5.17	5.72
73	2.62	3.58	4.10	4.21	4.94	5.19	5.33	5.90
74	3.18	4.34	4.97	5.11	5.98	6.27	6.45	7.12
75	3.22	4.39	5.02	5.16	6.04	6.34	6.51	7.20
76	3.13	4.27	4.89	5.03	5.88	6.17	6.34	7.01
77	4.26	5.79	6.62	6.80	7.93	8.31	8.54	9.41
78	3.81	5.18	5.92	6.08	7.11	7.46	7.66	8.45
79	2.76	3.77	4.32	4.44	5.21	5.47	5.62	6.21
80	2.32	3.17	3.63	3.74	4.38	4.61	4.73	5.24
81	4.64	6.29	7.18	7.37	8.60	9.01	9.25	10.19
82	1.86	2.55	2.93	3.01	3.54	3.72	3.82	4.23
83	1.78	2.44	2.81	2.89	3.39	3.56	3.67	4.06
84	1.74	2.39	2.75	2.83	3.32	3.49	3.59	3.98
85	2.59	3.54	4.06	4.17	4.89	5.13	5.28	5.84
86	1.96	2.69	3.09	3.18	3.73	3.92	4.03	4.47
87	1.84	2.52	2.89	2.97	3.49	3.67	3.77	4.18
88	1.82	2.50	2.87	2.95	3.47	3.64	3.75	4.15
89	1.82	2.50	2.86	2.95	3.46	3.64	3.74	4.15
90	1.76	2.42	2.77	2.85	3.35	3.52	3.62	4.02
91	4.54	6.17	7.04	7.23	8.43	8.84	9.07	10.00

Anexo 10. Concentración de boro, nitrato, fosfato y silicio en el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera 2015)

ID	B ³⁺	N-NO ₃	NO ₃ ⁻	P-PO ₄	PO ₄ ³⁻	SiO ₂
----	-----------------	-------------------	------------------------------	-------------------	-------------------------------	------------------

mg L⁻¹

1	1.086	1.069	4.731	0.141	0.433	59.517
2	0.041	1.487	6.582	0.075	0.231	53.757
3	0.540	5.250	23.243	2.082	6.383	84.860
4	0.135	30.620	135.550	2.253	6.909	84.476
5	0.256	18.260	80.836	2.305	7.067	84.860
6	0.250	11.709	51.834	3.263	10.004	92.539
7	0.681	8.968	39.698	1.454	4.460	71.420
8	0.405	10.315	45.663	1.351	4.144	87.931
9	0.965	14.032	62.118	1.519	4.657	69.884
10	0.344	3.857	17.072	1.364	4.183	67.581
11	0.438	8.968	39.698	1.407	4.315	69.884
12	0.513	6.273	27.768	1.502	4.605	71.804
13	2.367	7.667	33.939	1.175	3.604	78.332
14	0.843	11.198	49.571	1.802	5.527	82.940
15	123.954	0.325	1.440	0.011	0.034	124.410
16	127.399	2.184	9.667	0.013	0.039	117.114
17	2.907	0.743	3.291	0.063	0.192	103.291
18	0.371	7.016	31.059	1.347	4.131	74.492
19	2.145	2.509	11.107	0.851	2.610	44.158
20	0.014	1.440	6.376	1.119	3.432	122.490
21	0.061	1.022	4.525	0.362	1.111	71.036
22	0.472	6.226	27.563	1.601	4.908	89.083
23	0.384	2.695	11.930	1.497	4.591	76.412
24	0.331	2.695	11.930	1.540	4.723	80.636
25	0.331	2.323	10.285	0.513	1.573	80.636
26	0.331	2.927	12.959	0.526	1.612	89.467
27	0.290	2.091	9.256	0.551	1.691	79.100
28	0.331	1.626	7.199	0.478	1.465	86.012
29	0.014	0.651	2.880	0.021	0.064	154.744
30	0.148	0.604	2.674	0.021	0.064	160.504
31	0.358	3.067	13.576	0.733	2.246	75.644
32	0.546	3.067	13.576	0.515	1.578	86.780
33	0.627	0.743	3.291	0.563	1.725	95.611
34	0.621	5.622	24.889	2.120	6.501	90.235
35	0.701	7.620	33.733	0.956	2.932	94.843
36	0.621	8.085	35.790	0.995	3.051	94.843
37	0.486	5.901	26.123	1.274	3.907	99.835
38	0.438	11.291	49.983	1.029	3.156	91.003
39	0.513	13.196	58.416	1.716	5.263	108.666
40	0.654	6.923	30.648	3.246	9.952	124.410
41	0.425	1.951	8.639	2.266	6.949	124.410
42	0.148	0.093	0.411	0.306	0.939	93.691
43	0.148	0.372	1.646	0.261	0.801	93.307
44	0.148	0.836	3.702	0.279	0.855	93.691
45	0.229	2.230	9.873	1.265	3.880	105.979
46	0.175	1.115	4.937	0.337	1.032	89.467
47	0.917	1.115	4.937	1.381	4.236	89.467

Anexo 10. Continuación

ID	B ³⁺	N-NO ₃	NO ₃ ⁻	P-PO ₄	PO ₄ ³⁻	SiO ₂
	mg L ⁻¹					
48	1.106	3.949	17.484	1.712	5.250	130.553

49	0.243	5.250	23.243	0.686	2.104	97.147
50	0.384	2.602	11.519	1.957	6.001	105.979
51	0.007	5.483	24.271	1.270	3.893	105.979
52	1.032	3.020	13.370	1.643	5.039	92.923
53	0.236	0.325	1.440	0.250	0.767	92.539
54	0.782	0.697	3.085	1.154	3.538	102.907
55	0.283	0.697	3.085	0.202	0.619	99.835
56	0.958	5.436	24.066	1.313	4.025	109.050
57	1.207	3.438	15.221	0.963	2.954	92.155
58	1.248	1.487	6.582	0.043	0.133	294.513
59	0.789	0.976	4.320	0.660	2.025	99.067
60	1.221	1.673	7.405	0.035	0.108	279.537
61	1.302	1.069	4.731	0.056	0.172	157.816
62	0.843	0.558	2.468	0.583	1.789	44.542
63	0.850	0.604	2.674	0.237	0.727	44.542
64	1.167	0.186	0.823	0.635	1.946	51.069
65	0.965	1.673	7.405	0.627	1.922	46.078
66	0.877	1.301	5.759	0.390	1.194	57.213
67	0.884	0.279	1.234	0.305	0.934	54.141
68	0.782	3.857	17.072	1.472	4.512	59.901
69	0.728	4.600	20.363	1.880	5.764	74.108
70	1.005	8.271	36.613	4.478	13.731	91.003
71	1.005	3.764	16.661	2.683	8.226	87.547
72	1.039	5.947	26.328	3.349	10.268	97.531
73	0.823	28.761	127.322	3.856	11.822	91.003
74	1.396	1.394	6.171	0.139	0.428	57.213
75	1.504	0.697	3.085	0.098	0.300	53.757
76	1.066	0.697	3.085	0.123	0.378	69.116
77	0.722	0.325	1.440	0.226	0.693	72.956
78	0.229	0.883	3.908	0.040	0.123	72.956
79	0.863	24.486	108.399	3.722	11.414	90.235
80	0.648	10.222	45.252	2.481	7.607	76.796
81	0.337	0.697	3.085	0.962	2.949	79.484
82	0.155	0.046	0.206	0.969	2.972	64.893
83	1.437	0.046	0.206	0.551	1.691	52.605
84	0.074	0.279	1.234	0.091	0.280	59.517
85	0.236	0.279	1.234	0.447	1.371	47.614
86	0.236	0.325	1.440	0.591	1.814	63.357
87	0.499	7.527	33.322	1.953	5.987	101.371
88	0.263	0.046	0.206	0.553	1.696	57.597
89	0.256	0.000	0.000	0.572	1.755	59.517
90	0.256	0.511	2.263	0.574	1.760	51.069
91	0.250	0.139	0.617	0.741	2.271	55.293
92	0.378	0.558	2.468	0.819	2.511	57.981
93	0.229	0.976	4.320	0.599	1.838	50.685

Anexo 11. Aporte de nutrientes del agua de riego en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (primavera de 2015)

ID	Kg ha ⁻¹ para una lámina de riego de 1 m.							
	N	NO ₃	P	PO ₄	K	Ca	Mg	B
1	10.69	47.31	1.41	4.33	19.55	32.06	34.02	10.86
2	14.87	65.82	0.75	2.31	50.83	52.10	53.46	0.41

51	3.25	14.40	2.50	7.67	97.75	136.27	136.08	2.36
52	6.97	30.85	11.54	35.38	195.50	268.54	260.01	7.82
53	6.97	30.85	2.02	6.19	101.66	146.29	140.94	2.83
54	54.36	240.66	13.13	40.25	109.48	24.05	75.33	9.58
55	34.38	152.21	9.63	29.54	117.30	28.06	99.63	12.07
56	14.87	65.82	0.43	1.33	117.30	28.06	81.41	12.48
57	9.76	43.20	6.60	20.25	242.42	168.34	362.07	7.89
58	16.73	74.05	0.35	1.08	234.60	164.33	352.35	12.21
59	10.69	47.31	0.56	1.72	250.24	392.78	386.37	13.02
60	5.58	24.68	5.83	17.89	340.17	204.41	267.30	8.43
61	6.04	26.74	2.37	7.27	328.44	196.39	258.80	8.50
62	1.86	8.23	6.35	19.46	328.44	194.39	256.37	11.67
63	16.73	74.05	6.27	19.22	347.99	280.56	289.17	9.65
64	13.01	57.59	3.90	11.94	269.79	390.78	376.65	8.77
65	2.79	12.34	3.05	9.34	261.97	372.74	359.64	8.84
66	38.57	170.72	14.72	45.12	359.72	304.61	298.89	7.82
67	46.00	203.63	18.80	57.64	445.74	380.76	369.36	7.28
68	82.71	366.13	44.78	137.31	453.56	392.78	379.08	10.05
69	37.64	166.61	26.83	82.26	430.10	388.78	391.23	10.05
70	59.47	263.28	33.49	102.68	437.92	396.79	408.24	10.39
71	287.61	1273.22	38.56	118.22	492.66	448.90	464.13	8.23
72	13.94	61.71	1.39	4.28	179.86	156.31	177.39	13.96
73	6.97	30.85	0.98	3.00	183.77	160.32	179.82	15.04
74	6.97	30.85	1.23	3.78	269.79	208.42	281.88	10.66
75	3.25	14.40	2.26	6.93	265.88	232.46	264.87	7.22
76	8.83	39.08	0.40	1.23	250.24	224.45	238.14	2.29
77	244.86	1083.99	37.22	114.14	477.02	420.84	459.27	8.63
78	102.22	452.52	24.81	76.07	367.54	320.64	342.63	6.48
79	6.97	30.85	9.62	29.49	175.95	144.29	165.24	3.37
80	0.46	2.06	9.69	29.72	132.94	76.15	143.37	1.55
81	0.46	2.06	5.51	16.91	465.29	280.56	434.97	14.37
82	2.79	12.34	0.91	2.80	97.75	64.13	111.78	0.74
83	2.79	12.34	4.47	13.71	78.20	46.09	86.27	2.36
84	3.25	14.40	5.91	18.14	89.93	68.14	104.49	2.36
85	75.27	333.22	19.53	59.87	172.04	104.21	191.97	4.99
86	0.46	2.06	5.53	16.96	101.66	66.13	116.64	2.63
87	0.00	0.00	5.72	17.55	101.66	72.14	119.07	2.56
88	5.11	22.63	5.74	17.60	97.75	74.15	117.86	2.56
89	1.39	6.17	7.41	22.71	101.66	76.15	122.72	2.50
90	5.58	24.68	8.19	25.11	101.66	84.17	131.22	3.78
91	9.76	43.20	5.99	18.38	320.62	284.57	410.67	2.29

Anexo 12. Actividad económica y unidades de producción agropecuaria en México

Actividad económica	Unidades de producción ¹	Producción nacional (toneladas) 2015 ²	Estados con mayor producción ²
Soya	882	341088	Tamaulipas>Sonora>San Luís Potosí
Cártamo	795	126395	Sonora>Tamaulipas>Jalisco
Girasol	63	No disponible	Baja California y Querétaro
Frijol grano	119094	969146	Zacatecas>Durango>Chihuahua

Garbanzo grano	2971	137800	Sinaloa>Sonora>Michoacán
Trigo	22800	3710706	Sonora>Baja California>Guanajuato
Maíz grano	1284446	24694046	Sinaloa>Jalisco>México
Maíz forraje	11922	13660718	Jalisco>Zacatecas>Durango
Arroz	1093	236018	Nayarit> Campeche>Michoacán
Sorgo grano	59207	5195389	Tamaulipas>Guanajuato>Sinaloa
Avena grano	559	84789	Chihuahua>México>Zacatecas
Cebada grano	18954	734832	Hidalgo>Guanajuato>Tlaxcala
Sorgo forraje	14434	3218392	Coahuila>Durango>Sonora
Avena forraje	30510	9362182	Chihuahua>Durango>México
Jitomate	8703	3098329	Sinaloa>Michoacán>San Luís Potosí
Chile	20296	2782341	Chihuahua>Sinaloa>Zacatecas
Cebolla	5836	1518972	Chihuahua>Zacatecas>Tamaulipas
Melón	5695	561891	Coahuila>Michoacán>Guerrero
Tomate	5539	683985	Sinaloa>Zacatecas>Michoacán
Papa	6172	1727346	Sonora>Sinaloa>México
Calabaza	16222	456570	Sonora>Puebla>Sinaloa
Naranja	70251	4515520	Veracruz>Tamaulipas>San Luís Potosí
Limón	22676	2326068	Michoacán>Veracruz>Oaxaca
Café	225122	1026252	Chiapas>Veracruz>Puebla
Plátano	26013	2262028	Chiapas>Tabasco>Veracruz
Mango	30844	1775507	Guerrero>Sinaloa>Nayarit
Aguacate	27469	1644226	Michoacán> Jalisco
Uva	683	282552	Sonora>Zacatecas>Baja California
Manzana	6735	750325	Chihuahua>Durango>Puebla
Cacao	24392	28007	Tabasco>Chiapas>Guerrero
Coco	9791	208430	Guerrero>Colima>Tabasco
Tabaco	1619	12999	Nayarit>Veracruz>Chiapas
Algodón	32227	593439	Chihuahua>Baja California>Coahuila
Caña de azúcar	116264	53396061	Veracruz>Jalisco>San Luís Potosí
Alfalfa	40466	32575006	Chihuahua >Guanajuato> Hidalgo
Agave alcoholero	11871	1846345	Jalisco>Oaxaca
Cacahuete	4318	No disponible	Guerrero, Morelos, Oaxaca, Puebla,

Anexo 12. Continuación

Actividad económica	Unidades de producción ¹		Producción nacional (toneladas) ²	Estados con mayor producción ²
Explotación de bovinos para la producción de carne	244355	carne en canal de	1845236	Veracruz>Jalisco>Chiapas

Explotación de bovinos para la producción de leche	110110	bovino Leche de bovino	11394663 Litros	Jalisco>Coahuila>Durango
Explotación de bovinos para la producción de leche y carne	441			
Explotación de porcinos en granja	3187	Carne en		
Explotación de porcinos en traspatio	141858	canal de porcino	1322529	Jalisco>Sonora>Puebla
Explotación de gallinas para la producción de huevo fértil	38			
Explotación de gallinas para la producción de huevo para plato	145	Huevo para plato	2652530	Jalisco>Puebla>Sonora
Explotación de pollos para la producción de carne	339	Carne en canal de ave	2962337	Jalisco>Veracruz>Aguascalientes
Explotación de ovinos	134114			
Explotación de caprinos	54537			

Fuente: ¹Sistema de Consulta de Información Geoestadística Agropecuaria (<http://www.inegi.org.mx>); ² Atlas Agroalimentario 2016 (SAGARPA-SIAP)

Anexo 13. Producción de cultivos en algunos Estados pertenecientes a la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico bajo las modalidades de riego y temporal durante el año 2011

**Estado de
México**

Modalidad: riego

Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)
Cereales	Arroz palay tipo Morelos	84	84	604	7.19
	Avena grano	600	600	800	1.33
	Maíz grano (amarillo)	2174	1545	3186.70	2.063
	Maíz grano (blanco)	80159.90	61855.90	162029.23	2.619
	Maíz grano de color	2234.30	1589.30	4778.66	3.01
	Trigo grano cristalino	41	41	87	2.122
	Trigo grano fuerte	7	7	5.6	0.8
	Trigo grano suave	30	30	45	1.5
	Total	85330.20	65752.20	171536.19	
Forrajes	Avena forrajera achicalada	672.5	672.5	3213.70	4.779
	Avena forrajera en verde	7368.27	7356.27	140492.61	19.098
	Avena forrajera seca	980	980	5749.20	5.867
	Ebo (janamargo o veza)	273	273.00	4231	15.498
	Maíz forrajero en verde	16279.50	15962.50	919976.40	57.634
	Pastos y praderas en verde	60	60.00	3,930	65.5
	Ryegrass en verde	31	31	1705	55
	Sorgo forrajero en verde	96.00	96.00	3115.20	32.45
	Sorgo grano	100	100	355	3.55
	Trigo forrajero verde	5	5	55	11
Total	25865.27	25536.27	1082823.11		

Anexo 13. Continuación

Estado de México		Modalidad: riego			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

	(hectáreas)	(hectáreas)			
Frutales	Fresa	15	15	180	12
	Melón cantaloupe	6	6	111	18.5
	Sandía charleston (gray)	37	37	925.05	25.001
	Total	58	58	1216.05	
Hortalizas	Acelga	18	18	245.9	13.661
	Alcachofa	23	23.00	280.35	12.189
	Betabel	5.5	5.50	118.5	21.545
	Brócoli	41	41	491.93	11.998
	Calabacita italiana	451	445.75	6021.17	13.508
	Cebolla blanca	551.5	551.5	8515.38	15.44
	Cebolla cambray	12	12	139	11.583
	Chícharo	2444	2434	13169.90	5.411
	Chile verde Jalapeño	15.5	15.5	132.04	8.519
	Chile verde manzano de invernadero	4	2	140	70
	Chile verde morrón de invernadero	2	2.00	500	250
	Chile verde serrano	8	8	81	10.125
	Cilantro	31.5	31.5	346.25	10.992
	Col (repollo)	62	62	3187.50	51.411
	Col de bruselas	5	5.00	58	11.6
	Coliflor	12	12	228	19
	Ejote	7	6.70	42.35	6.321
	Elote	1051	1051	9227.20	8.779
	Espinaca	2	2	8	4
	Haba verde	1568	1568.00	12194.41	7.777
	Jícama	12	12.00	138.8	11.567
	Lechuga de invernadero	5	5	225	45
	Lechuga romana	101	101	1659.19	16.428
	Pepino chino	89	89	1382.91	15.538
	Perejil	3	3	35.85	11.95
	Poro	3	3.00	24.85	8.283
	Rábano	2	2.00	24	12
	Tomate rojo (jitomate)invernadero	126.8	126.8	46,318	365.284
	Tomate rojo(saladette)	371.50	371.50	7761.10	20.891
	Tomate verde	1372.50	1371	21140.19	15.42
	Zanahoria nantes	28.5	28.5	590.4	20.716
	Total	8428	8409.25	134427.17	

Anexo 13. Continuación

Estado de México		Modalidad: riego			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)			
Industriales	Cebada grano	165	165	243.45	1.475	
	Total	165	165	243		
Legumbres secas	Frijol flor de junio	37	37	32.9	0.889	
	Frijol flor de mayo	633	633	610.82	1	
	Frijol negro Jamapa	41	41	39.35	1	
	frijol otros claros	91.00	86.75	87.6	1	
	Frijol otros negros	10	10	10	1.00	
	Frijol sin clasificar	8	8	4.18	1	
	Total	820	815.75	784.85		
Oleaginosas	Cacahuate	5	5	16	3.2	
	Total	5	5	16		
Ornamentales	Agapando (gruesa)	5	5	2550	510	
	Alpiste ornamental (manejo)	1	1	850	850	
	Aster (manejo)	7	7	355250.00	50750	
	Crisantemo (gruesa)	2158	2158	8125740	3765	
	Crisantemo (gruesa) de invernadero	8	8	27560	3445	
	Girasol flor (gruesa)	164	163	69193.85	424.50	
	Gladiola (gruesa)	825.5	825.5	859260.00	1041	
	Lilium (gruesa) de invernadero	162	162	520055	3210	
	Limonium (manejo)	2	2	11836	5918	
	Linaza ornamental (manejo)	3	3	1800	600	
	Margarita (manejo)	22	22	62920	2860	
	Noche buena (planta) de invernadero	2	2	114000	57000	
	Nube (manejo)	15	15	23000	1533.33	
	Polar (gruesa)	35	35	154500	4414.29	
	Polar (gruesa) de invernadero	0.7	0.7	3570	5100	
	Pon-pon (gruesa)	4	4	6280	1570	
	Solidago (manejo)	60	60	2905350	48422.50	
	Solidago (manejo) de invernadero	11	11	610500.00	55500	
	Statice (manejo)	10	10	307775	30777.50	
	Terciopelo (manejo)	40	40	183000	4575	
	Trigo ornamental (manejo)	6	6	9,000	1500	
	Zempoalxochitl (manejo)	4	4	16,000	4000.00	
		Total	3545.20	3544.20	14369990	

Anexo 13. Continuación

Estado de México		Modalidad: riego			
Grupo	Cultivo	Superficie	Superficie	Producción	Rendimiento

		sembrada (hectáreas)	cosechada (hectáreas)	(toneladas)	(toneladas/hectárea)
Otros	Hongos, setas y champiñones	12.1	12.1	1079	89.174
	Total	12.10	12.1	1079	
Semilla para siembra	Papa (semilla)	7.4	7	210.86	28.495
	Total	7.4	7.4	210.86	
Tubérculos	Camote	30	30.00	600	20
	Papa alpha	543	543	10554.50	19.437
	Papa criolla	15	15.00	225	15
	Papa sin clasificar	4	4	71.35	17.838
	Yuca alimenticia	2	2	24	12
	Total	594	594	11474.85	

Anexo 13. Continuación

Estado de México		Modalidad: Temporal				
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)	
Cereales	Amaranto	212.5	212.5	371.95	1.75	
	Avena grano	20526	16875	16048.84	0.951	
	Maíz grano (amarillo)	1956	1138.00	1273.64	1.12	
	Maíz grano (blanco)	397143.40	251908.10	471410	1.87	
	Maíz grano de color	4395	2165	2120.28	0.98	
	Maíz grano pozolero	3450	2190	4380.00	2.00	
	Trigo grano corto y tenaz	15	15	27	1.80	
	Trigo grano cristalino	1070	770	540	0.701	
	Trigo grano fuerte	9214.00	9064.00	21030.25	2.32	
	Triticale grano	245	245	472	1.927	
	Total	438226.90	284582.60	517674.14		
	Especias y medicinales	Manzanilla	806	806	1021.59	1.267
		Mejorana	25	25	44.2	1.77
Romero		42	42	346	8.238	
Total		873	873	1411.79		

Anexo 13. Continuación

Estado de México		Modalidad: Temporal			
Grupo	Cultivo	Superficie	Superficie	Producción	Rendimiento

		sembrada (hectáreas)	cosechada (hectáreas)	(toneladas)	(toneladas/hectárea)
Forrajes	Avena forrajera achicalada	18186	18086	89038	4.923
	Avena forrajera en verde	43174.90	42673.90	617416.50	14.468
	Avena forrajera seca	9411	8626	55066.50	6.384
	Ebo (janamargo o veza)	963	963.00	18905.30	19.632
	Maíz forrajero en verde	22148	21692.80	589222.43	27.162
	Nabo forrajero	20	20	75	3.75
	Pastos y praderas en verde	10	10	110	11
	Sorgo forrajero en verde	87.5	87.5	3075.50	35.15
	Sorgo grano	105	105	517.5	4.929
	Total	94105.70	92264.20	1373426.73	
Hortalizas	Betabel	44.2	44.2	905.35	20.483
	Calabacita italiana	633.8	633.8	8533.14	13.463
	Calabaza sin clasificar	19	19	277	14.579
	Cebolla blanca	184	184.00	2540	13.804
	Chícharo	3630.30	3602	15978.13	4.436
	Chilacayote	158	158	3618.20	22.9
	Chile verde jalapeño	5	5	60	12
	Chile verde manzano	40	0	0	
	Chile verde serrano	21	21	282	13.43
	Cilantro	11	11	65.5	5.955
	Col (repollo)	114.6	115	3132.35	27
	Col de bruselas	5	5	60	12.00
	Ejote	2	2.00	18	9
	Elote	3003.80	2653.80	36589.29	13.788
	Epazote	62	62	579.7	9.35
	Espinaca	419.5	419.5	7032.50	16.764
	Haba verde	4564	4001.75	21450	5.36
	Jícama	8	8	115.5	14.438
Lechuga romana	662.9	487.9	5770.62	11.827	

Anexo 13. Continuación

Estado de México		Modalidad: Temporal			
Grupo	Cultivo	Superficie	Superficie	Producción	Rendimiento

		sembrada (hectáreas)	cosechada (hectáreas)	(toneladas)	(toneladas/hectárea)
Hortalizas	Pepino chino	10	10	160	16
	Pepino sin clasificar	126	126	1811.10	14.374
	Tomate rojo (saladette)	897.65	897.65	20308.35	22.624
	Tomate verde	1508.13	1506.13	24492.79	16.262
	Zanahoria nantes	2116	2106	39528.05	18.769
	Total	18245.88	17077.88	193307.77	
Industriales	Cebada grano	50450	31001	20451.24	0.66
	Total	50450	31001	20451.24	
Legumbres secas	Arvejón	4	4	5	1.25
	Frijol canario	26	26	26.2	1.008
	Frijol flor de junio	67	67	66.92	0.999
	Frijol flor de mayo	4019.85	3184.85	2273.82	0.714
	Frijol garbancillo	8	8	7.2	0.9
	Frijol negro jamapa	1409	1062	694.3	0.654
	Frijol otros claros	1072.70	884.7	609.29	0.689
	Frijol otros negros	480	364.5	181.2	0.497
	Frijol pinto nacional	42	42	48.6	1.157
	Haba grano	256	236	349.25	1.48
Total	7384.55	5879.05	4261.78		
Oleaginosas	Cacahuete	53	53	57.9	1.092
	Canola	1023.50	921.5	2331.58	2.53
	Girasol	20	0	0	
	Total	1096.50	974.5	2389.48	
Ornamentales	Alheli (manejo)	135.85	135.85	306172.50	2253.75
	Crisantemo (gruesa)	68	68	251510	3698.68
	Girasol flor (gruesa)	85	85	36200	425.882
	Gladiola (gruesa)	307	305	322044	1055.88
	Inmortal (manejo)	35	35	47,250	1,350
	Nube (manejo)	132.2	132.2	234858	1776.54
	Statice (manejo)	46	46	1623140	35285.65
	Terciopelo (manejo)	15	15	41995	2799.67
	Zempoalxochitl (manejo)	90	78	110340	1414.62
	Total	914.05	900.05	2973509.50	

Anexo 13. Continuación

Estado de México		Modalidad: Temporal			
Grupo	Cultivo	Superficie	Superficie	Producción	Rendimiento

		sembrada (hectáreas)	cosechada (hectáreas)	(toneladas)	(toneladas/hectárea)
Semilla para siembra	Maíz grano (semilla)	1	1	4	4
	Total	1	1	4	
Tubérculos	Camote	45	45	641	14.244
	Papa alpha	6169	2959.80	76257.80	25.765
	Papa criolla	30	30	240	8
	Papa sin clasificar	705	705	17490	24.809
	Total	6949	3739.80	94628.80	

Anexo 13. Continuación

Estado de Guanajuato		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)
Cereales	Avena grano	125	125	645	5.16
	Maíz grano (blanco)	111106.05	110100.05	863209.20	7.84
	Trigo grano cristalino	14442.50	14442.50	107494	7.443
	Trigo grano suave	70426.66	70356.66	485654.10	6.903
	Total	196100.21	195024.21	1457002.30	
Especias y medicinales	Anís	284	284	404.4	1.424
	Comino	42	42	48.6	1.157
	Mostaza	30	30	120	4
	Total	356	356	573	
Forrajes	Avena forrajera en verde	9767.80	9767.80	240140.65	24.585
	Cebada forrajera en verde	696	696	17390	24.986
	Garbanzo porquero	74	74	140.6	1.9
	Maíz forrajero en verde	4874	4874	237321	48.691
	Ryegrass achicalado	541	541	8474	15.664
	Ryegrass en verde	105	105	1680	16
	Total				

Anexo 13. Continuación

Estado de Guanajuato		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie	Superficie	Producción	Rendimiento

		sembrada (hectáreas)	cosechada (hectáreas)	(toneladas)	(toneladas/hectárea)
Forrajes	Sorgo forrajero en verde	40	40	880	22
	Sorgo grano	144871.50	144084.93	1251364.64	8.685
	Triticale forrajero verde	796	796	21320	26.784
	Total	161765.30	160978.73	1778710.89	
Frutales	Melón cantaloupe	71	71	1420	20
	Melón sin clasificar	11.5	11.5	248	21.565
	Melón valenciano	86	86	2028	23.581
	Sandía charleston (gray)	158	158	3390.10	21.456
	Sandía sin clasificar	2	2	50	25
	Sandía verde (jubilee)	99	99	2095.50	21.167
	Total	427.5	427.5	9231.60	
	Hortalizas	Acelga	21	21	243
Ajo		961.84	961.84	9443.78	9.818
Apio		280.5	280.5	3598	12.827
Berenjena de invernadero		1	1	10	10
Betabel		13	13	234.2	18.015
Brócoli		15948	15856	200045.50	12.616
Calabacita de invernadero		6.38	6.38	368.9	57.821
Calabacita italiana		899.5	840.5	11889.50	14.146
Calabacita sin clasificar		63	63	504	8
Calabaza de castilla		5	5	105	21
Calabaza sin clasificar		3.5	3.5	39.75	11.357
Cebolla amarilla		160	160	3200	20
Cebolla blanca		4475	4430	105359.50	23.783
Cebolla sin clasificar		60	60	1200	20
Cebollín		10	10	90	9
Chícharo		157	157	871.6	5.552
Chile habanero de invernadero		0.18	0.18	14.2	78.889
Chile verde de invernadero		0.5	0.5	22.5	45

Anexo 13. Continuación

Estado de Guanajuato		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie	Superficie	Producción	Rendimiento

	sembrada (hectáreas)	cosechada (hectáreas)	(toneladas)	(toneladas/hectárea)	
Hortalizas	Chile verde jalapeño	223	223	3342.50	14.989
	Chile verde morrón de invernadero	125.89	125.89	17445.80	138.58
	Chile verde poblano	3405	3405	34327.50	10.081
	Chile verde serrano	527	403	5357.50	13.294
	Chile verde sin clasificar	25	25	400	16
	Cilantro	195.45	195.45	605.9	3.1
	Col (repollo)	479	469	9784.75	20.863
	Col de bruselas	20	20	340	17
	Coliflor	805.5	795.5	11282	14.182
	Ejote	25	25	171.05	6.842
	Elote	1751	1739	33848.50	19.464
	Espinaca	219	219	1812.50	8.276
	Jícama	450.5	450.5	11694	25.958
	Lechuga orejona	23	23	322	14
	Lechuga romana	4695	4671.50	73960	15.832
	Lechuga sin clasificar	110.51	110.51	1553.85	14.061
	Napa	130	130	1560	12
	Pakchoi	40	40	1000	25
	Pepino de invernadero	25.35	25.35	2951.55	116.432
	Pepino sin clasificar	378.05	374.05	6876.50	18.384
	Rabanito	4	4	20	5
	Rábano	4.74	4.74	10.02	2.114
	Shangai-bock-choy	30	30	180	6
	Tomate rojo (jitomate) bola	37	37	556	15.027
	Tomate rojo (jitomate) inv. exp.	85.79	85.79	15621.40	182.089
	Tomate rojo (jitomate) invernade.	113.37	113.37	18896.35	166.679
	Tomate rojo (saladette)	416.5	416.5	7737.50	18.577
	Tomate rojo (saladette) inver.	39.02	39.02	4827	123.706
	Tomate verde	1274.50	1254.50	13225.80	10.543
	Yu-choy	50	50	350	7

Anexo 13. Continuación

Estado de Guanajuato		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie	Superficie	Producción	Rendimiento

		sembrada (hectáreas)	cosechada (hectáreas)	(toneladas)	(toneladas/hectárea)
Hortalizas	Zanahoria baby	53	53	1,060	20
	Zanahoria nantes	3810.50	3,723.50	94667.50	25.424
	Zanahoria sin clasificar	110	110	2700	24.545
	Total	42747.07	42260.57	715726.90	
Industriales	Cebada grano	48502	48487	299428.80	6.175
	Total	48502	48487	299428.80	
Legumbres secas	Frijol flor de junio	7917.50	7917.50	15689	1.982
	Frijol flor de mayo	3610	3610	6385.80	1.769
	Frijol negro Querétaro	132.5	132.5	205	1.547
	Frijol peruano	322.5	322.5	622.9	1.931
	Frijol sin clasificar	9	9	18	2
	Garbanzo grano blanco	3491	3131	5780.75	1.846
	Lenteja	139	139	139	1
	Total	15621.50	15261.50	28840.45	
Otros cultivos	Cacahuete	911	911	1736.80	1.906
	Girasol	9	9	9	1
	Flores	150	150	650	4.33
	Cebada grano (semilla)	4170	4170	22090	5.297
	Camote	574	574	14823.50	25.825
	Papa alpha	1298	1298	44027	33.919

Anexo 13. Continuación

Estado de Guanajuato		Modalidad: Temporal			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)
Cereales	Maíz grano (blanco)	286233.50	97430.25	152451.25	1.565
	Trigo grano suave	12440	3039	3072	1.011
	Total	298673.50	100469.25	155523.25	

Anexo 13. Continuación

Estado de Guanajuato		Modalidad: Temporal			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)		
Forrajes	Avena forrajera en verde	11433	3130	16814	5.372
	Cebada forrajera en verde	785	137	478.5	3.493
	Ebo (janamargo o veza)	52	52	520	10
	Garbanzo porquero	1749	1609	1670.30	1.038
	Pastos y praderas en verde	500	200	860	4.3
	Sorgo forrajero en verde	81	39	156	4
	Sorgo grano	115944.50	57454.88	109123.19	1.899
	Total	130544.50	62621.88	129621.99	
Hortalizas	Calabacita criolla	5	0	0	
	Calabaza de castilla	20	5	75	15
	Cebolla blanca	937	71	900	12.676
	Cebolla sin clasificar	0	0	0	
	Tomate verde	8	0	0	
Total	970	76	975		
Legumbres secas	Frijol flor de junio	19241.50	4944.90	2553.21	0.516
	Frijol flor de mayo	35983.60	13224.43	7311.76	0.553
	Frijol negro Querétaro	8689.50	3374.55	2017.98	0.598
	Frijol negro san Luís	7371	737	442.2	0.6
	Frijol otros claros	190	28.5	11.4	0.4
	Frijol peruano	3615.20	0	0	
	Frijol sin clasificar	268	0	0	
	Garbanzo grano blanco	5677	5484	6668.80	1.216
	Haba grano	40	29	50	1.724
	Lenteja	242	231	144.3	0.625
Total	81317.80	28053.38	19199.65		
Otros cultivos	Cebada grano	12946	2670	2670	1
	Cacahuate	62	26	44.8	1.723
	Girasol	132.5	12	8.58	0.715
	Soya	160	0	0	0
Camote	35	26	440	16.923	

Anexo 13. Continuación

Estado de Michoacán		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)		
Cereales	Arroz palay milagro filipino	2792.50	2792.50	25465.16	9.119
	Maíz grano (blanco)	100082.50	99647.64	589557.95	5.916
	Maíz grano de color	589	589	2738.70	4.65
	Trigo grano corto y tenaz	3596	3596	21296	5.922
	Trigo grano fuerte	9509	9509	52739.10	5.546
	Trigo grano suave	19920.08	19920.08	118175.48	5.932
	Total	136489.08	136054.22	809972.39	
Forrajes	Avena forrajera achicalada	1144.38	1144.38	9172.85	8.016
	Avena forrajera en verde	5210.49	5210.49	86618.22	16.624
	Avena forrajera seca	60	60	300	5
	Cebada forrajera en verde	0	0	0	
	Ebo (janamargo o veza)	1106.80	1106.80	15220.40	13.752
	Garbanzo forrajero	832	832	2105.55	2.531
	Olleto	15	15	180	12
	Pastos y praderas en verde	216	216	7344	34
	Sorgo forrajero en verde	4234	4234	158323.42	37.393
	Sorgo grano	54442	54431.50	347329.37	6.381
Total	67260.67	67250.17	626593.81		
Frutales	Fresa	3341	3341	113950.72	34.107
	Melón cantaloupe	3334	3334	94714.63	28.409
	Melón sin clasificar	5.4	5.4	147	27.222
	Melón valenciano	10	10	200.7	20.07
	Sandía cambray (sangría)	117	117	2031.69	17.365
	Sandía charleston (gray)	29	29	737.24	25.422

Anexo 13. Continuación

Estado de Michoacán		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)		
Frutales	Sandía sin clasificar	10	10	220.5	22.05
	Sandía verde (jubilee)	235	235	5610	23.872
	Total	7081.40	7081.40	217612.48	
Hortalizas	Acelga	28	28	134	4.786
	Ajo	3	3	9	3
	Apio	0	0	0	
	Betabel	21	21	372	17.714
	Brócoli	1185.08	1185.08	26029.44	21.964
	Calabacita criolla	26	26	361.5	13.904
	Calabacita italiana	1447	1447	30009.46	20.739
	Calabacita sin clasificar	5	5	76.2	15.24
	Calabaza de castilla	24	24	476.56	19.857
	Calabaza sin clasificar	13	13	273	21
	Cebolla amarilla	20	20	800	40
	Cebolla blanca	3038.83	3038.83	110699.97	36.428
	Cebolla morada	10	10	400	40
	Cebolla sin clasificar	40	40	1600	40
	Cebollín	58	58	760	13.103
	Chayote	222.5	222.5	17649.63	79.324
	Chícharo	145	145	1007.97	6.952
	Chile v. de árbol (cola de rata)	48	48	140	2.917
	Chile verde caloro	42	42	627.56	14.942
	Chile verde chilaca	172	172	1298	7.547
	Chile verde jalapeño	1207	1207	41923.35	34.734
	Chile verde morrón	13	13	156	12
	Chile verde perón	47	47	321.5	6.84
	Chile verde poblano	33	33	488.14	14.792
	Chile verde regional	6	6	28	4.667

Anexo 13. Continuación

Estado de Michoacán		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

	(hectáreas)	(hectáreas)			
Hortalizas	Chile verde serrano	205	205	2092.77	10.209
	Cilantro	193	193	2031.35	10.525
	Col (repollo)	877	877	34446.87	39.278
	Coliflor	390	390	9612	24.646
	Ejote	66	66	725.1	10.986
	Elote	1969.50	1969.50	30331.14	15.4
	Espinaca	12	12	15.6	1.3
	Guaje (verdura)	12	12	294	24.5
	Haba verde	738	738	4792.40	6.494
	Jícama	141	141	3118.30	22.116
	Lechuga orejona	62	62	1050	16.935
	Lechuga romana	522	522	13766.14	26.372
	Okra (angu o gombo)	10	10	150	15
	Pepino chino	3631	3631	68569.68	18.885
	Pepino sin clasificar	1521	1521	34704.80	22.817
	Rábano	30	30	210	7
	Tomate rojo (jitomate) bola	114	114	3891	34.132
	Tomate rojo (jitomate) invernade.	305	305	18300	60
	Tomate rojo (saladette)	2623	2623	81436.52	31.047
	Tomate verde	2332.99	2332.99	42552.53	18.239
Zanahoria nantes	362	362	8234.37	22.747	
Total	24144.90	24144.90	599912.65		
Industriales	Cebada grano	2068.54	2068.54	10285.62	4.972
	Sorgo escobero	23	23	110.4	4.8
	Sorgo escobero (verde)	40	40	240	6
Total	2131.54	2131.54	10636.02		
Legumbres secas	Frijol bayo	105.5	105.5	108.3	1.027
	Frijol flor de junio	576.5	576.5	902.66	1.566
	Frijol flor de mayo	649	649	838.28	1.292
	Frijol otros claros	115	115	87	0.757
	Frijol otros negros	8	8	8	1

Anexo 13. Continuación

Estado de Michoacán		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)		
Legumbres secas	Frijol peruano	938	929	1443.61	1.554
	Frijol sin clasificar	72.43	72.43	96.38	1.331
	Garbanzo grano blanco	475	475	730.68	1.538
	Lenteja	215.5	215.5	245	1.137
	Total	3154.93	3145.93	4459.91	
Oleaginosas	Ajonjolí	1383	1383	1264.49	0.914
	Cacahuete	18	18	17.8	0.989
	Cártamo	4042.35	4042.35	5777.26	1.429
	Total	5443.35	5443.35	7059.55	
Fresa planta		334	334	168005000	503008.98

Anexo 13. Continuación

Estado de Michoacán		Modalidad: Temporal			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)
Cereales	Maíz grano (amarillo)	120	120	378	3.15
	Maíz grano (blanco)	359104	324360.43	793140.42	2.445
	Maíz grano de color	457	457	548.4	1.2
	Trigo grano corto y tenaz	243	236	270.8	1.147
	Trigo grano fuerte	824	824	1645	1.996
	Trigo grano suave	580	580	1558	2.686
	Total	361328	326577.43	797540.62	
Forrajes	Avena forrajera en verde	18203.50	18173.50	214431.72	11.799
	Avena forrajera seca	80	80	400	5
	Cebada forrajera en verde	64	64	699.88	10.936
	Cebada forrajera seca	95	95	582	6.126
	Ebo (janamargo o veza)	4325	4289	49500.84	11.541
	Total				

Anexo 13. Continuación

Estado de Michoacán		Modalidad: Temporal			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

	(hectáreas)	(hectáreas)			
Forrajes	Garbanzo forrajero	4219	4219	9974.60	2.364
	Pastos y praderas en verde	17940	17940	342865	19.112
	Sorgo forrajero en verde	7811	3812.59	77590.43	20.351
	Sorgo grano	69670	64543.81	230390.63	3.57
	Total	122407.50	113216.90	926435.10	
Hortalizas	Brócoli	1055	890	17450	19.607
	Calabacita italiana	324	324	5550.56	17.131
	calabacita sin clasificar	5	5	35	7
	Calabaza de castilla	59	59	1175.18	19.918
	Cebolla blanca	719	719	26772.74	37.236
	Chayote	20	20	1486.80	74.34
	Chile habanero	8	8	40	5
	Chile v. de árbol (cola de rata)	90	90	275	3.056
	Chile verde caloro	39	39	588.1	15.079
	Chile verde jalapeño	79	79	1423.57	18.02
	Chile verde perón	236	236	1717.80	7.279
	Chile verde piquín	15	15	9	0.6
	Chile verde poblano	32	32	479.26	14.977
	chile verde serrano	132	132	1170.52	8.868
	Cilantro	26	26	318.71	12.258
	Col (repollo)	283	283	11549.60	40.811
	Ejote	15	15	225	15
	Elote	15	15	195.3	13.02
	Guaje (verdura)	10	10	250	25
	Haba verde	376	376	1374.70	3.656
	Jícama	1063	1063	23034	21.669
	Lechuga romana	39	39	581.99	14.923
	Okra (angu o gombo)	6	6	90	15
Pepino chino	70	70	1138.81	16.269	

Anexo 13. Continuación

Estado de Michoacán		Modalidad: Temporal			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)		
Hortalizas	Pepino sin clasificar	431	431	8,865	20.568
	Rábano	3	3	36	12
	Tomate rojo (jitomate) bola	565	545	10963.50	20.117
	Tomate rojo (jitomate) rio grande	18	18	216	12
	Tomate rojo (saladette)	1257.50	1257.50	33273.83	26.46
	Tomate verde	416.5	416.5	7011.48	16.834
	Zanahoria nantes	18	18	360.17	20.009
	Total	7490	7305	158982.62	
Legumbres secas	Frijol bayo	395	390	392.6	1.007
	Frijol flor de junio	1120	1120	1004.86	0.897
	Frijol flor de mayo	936	936	771.83	0.825
	Frijol otros claros	532	502	247.7	0.493
	frijol otros negros	290	290	178	0.614
	Frijol peruano	388	374	590.77	1.58
	Frijol sin clasificar	199	199	116.99	0.588
	Garbanzo grano blanco	6083	6083	8152.90	1.34
	Haba grano	156.5	156.5	156.5	1
	Lenteja	6247	6235	7696.05	1.234
Total	16346.50	16285.50	19308.20		
Oleaginosas	Ajonjolí	4890	3036	2644.74	0.871
	Cacahuete	533	533	748.12	1.404
	Cártamo	135.83	135.83	339.58	2.5
	Total	5558.83	3704.83	3732.44	
Otros	Camote	124	124	2700.24	21.776
	Papa alpha	1809	1809	75352	41.654
	Yuca alimenticia	65	65	1950	30
	Total	1998	1998	80002.24	
	Aguacate	108683.09	104808.74	1092344.21	
	Guayaba	9188.63	9162.63	131092.73	
	Limón	42475.66	37844.86	463396.94	

Anexo 13. Continuación

Estado de Jalisco		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)		
Cereales	Arroz palay milagro filipino	1205	1205	5366	4.453
	Arroz palay tipo Morelos	1005	1005	5890	5.861
	avena grano	562	562	1742.55	3.101
	Maíz grano (amarillo)	13363.30	13263.30	65536.90	4.941
	Maíz grano (blanco)	26231.66	25846.66	192799.20	7.459
	Maíz grano de color	8	8	24	3
	Trigo grano fuerte	43	43	150.6	3.502
	Trigo grano suave	31721.50	31713.90	181447.92	5.721
	Total	74139.46	73646.86	452957.17	
Forrajes	Avena forrajera achicalada	1264	1264	9593.50	7.59
	Avena forrajera en verde	5041.04	5041.04	98575.20	19.555
	Avena forrajera seca	959	959	5736.65	5.982
	Cebada forrajera en verde	162	162	3569.40	22.033
	Cebada forrajera seca	115	115	585	5.087
	Ebo (janamargo o veza)	30	30	393	13.1
	Garbanzo forrajero	475	475	1567.40	3.3
	Garbanzo porquero	798	798	1608.09	2.015
	Maíz forrajero en verde	19601.08	19601.08	832665.84	42.481
	Maíz forrajero seco	7	7	46.9	6.7
	Pastos y praderas en verde	1449	1449	36286	25.042
	Ryegrass en verde	50	50	1250	25
	Sorgo forrajero en verde	1747.05	1722.05	47673.20	27.684
	Sorgo forrajero seco	4	4	20.8	5.2
	Sorgo grano	3375.74	3345.74	19255.42	5.755
	Triticale forrajero verde	410	410	11661	28.441
Total	35487.91	35432.91	1070487.40		
Frutales	Fresa	5	5	49.6	9.92
	Melón cantaloupe	356	356	7256.80	20.384
	Melón valenciano	60	60	1800	30
	Sandía cambray	3140.50	3106.50	119508.70	38.471
	Sandía charleston	160	160	7272.20	45.451
	Sandía verde	428	428	23497	54.9
Total	4149.50	4115.50	159384.30		
Hortalizas	Acelga	39.5	39.5	491.5	12.443
	Ajo	7	7	32	4.571
	Apio	33	33	913	27.667
	Betabel	144	144	3795.50	26.358
	Brócoli	2319	2319	45914.90	19.799

Anexo 13. Continuación

Estado de Jalisco		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)		
Hortalizas	Calabacita criolla	48	48	1028	21.417
	Calabacita italiana	978.5	978.5	21939.71	22.422
	Calabaza de castilla	7	7	35	5
	Cebolla blanca	1359.50	1354.50	36303.48	26.802
	Cebolla cambray	84.5	84.5	1311	15.515
	Cebolla morada	93	93	3092.50	33.253
	Chayote	30	30	570	19
	Chícharo	236	236	1593.40	6.752
	Chile habanero	2.5	2.5	15	6
	Chile seco de árbol	689.83	689.83	689.83	1
	Chile verde anaheim	100	100	1000	10
	Chile verde caloro	294	294	6095.60	20.733
	Chile verde chilaca	58	23	307	13.348
	Chile verde jalapeño	1412.90	1370.40	36476.52	26.617
	Chile verde morrón	316.75	316.75	16407.36	51.799
	Chile verde morrón de invernadero	59.9	59.9	2995	50
	Chile verde poblano	85	85	2125	25
	Chile verde regional	93	93	1992.70	21.427
	Chile verde serrano	616.7	604.7	10628.95	17.577
	Chile verde sin clasificar	254	254	7548	29.717
	Cilantro	210	210	2478.70	11.803
	Col (repollo)	237.5	237.5	8453.30	35.593
	Coliflor	73	73	1488.35	20.388
	Ejote	454.5	454.5	3621.25	7.968
	Elote	3774.50	3752.50	57515.56	15.327
	Haba verde	3	3	6	2
	Jícama	47	47	1320.83	28.103
	Lechuga orejona	186	186	3536.50	19.013
	Lechuga romana	148.5	148.5	3366.80	22.672
	Pepino chino	455.3	455.3	7111.53	15.619
	Pepino de invernadero	27	27	3881	143.741
	Pepino sin clasificar	27.5	22	252	11.455
	Rabanito	90	90	1363.40	15.149
Rábano	147.9	147.9	1454.65	9.835	
Tomate rojo malla sombra	20	20	1560	78	
Tomate rojo bola	123	123	4635	37.683	
Tomate rojo inv. exp.	357	357	25495	71.415	
Tomate rojo invernade.	450.45	450.45	53221.17	118.151	
Tomate rojo río grande	278	278	12934	46.525	
Tomate rojo (saladette)	927	903.5	38664.65	42.794	
Tomate verde	1436.54	1389.54	20937.83	15.068	
Zanahoria nantes	182	182	5961	32.753	
Total	19020.27	18827.77	462566.97		

Anexo 13. Continuación

Estado de Jalisco		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)		
Legumbres secas	Frijol azufrado	35	35	35.35	1.01
	Frijol bayo	85.5	85.5	62.25	0.728
	Frijol bayo berrendo	34.5	34.5	69	2
	Frijol flor de junio	85	85	147.08	1.73
	Frijol flor de mayo	1609	1609	1139.75	0.708
	Frijol garbancillo	30	30	36	1.2
	Frijol otros claros	353	353	468.5	1.327
	Frijol peruano	247.5	247.5	455.59	1.841
	Garbanzo grano blanco	32	32	39	1.219
Total		2511.50	2511.50	2452.52	
Oleaginosas	Ajonjolí	29	29	12.6	0.434
	Cacahuete	11	11	21.12	1.92
	Canola	200	200	340	1.7
	Cártamo	796	796	1863.50	2.341
	Girasol	99.35	84.35	151.53	1.796
	Total	1135.35	1120.35	2388.75	

Anexo 13. Continuación

Estado de Jalisco		Modalidad: Temporal			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)
Cereales	Maíz grano (amarillo)	39643.65	36255.10	168059.30	4.635
	Maíz grano (blanco)	523120.96	444786.27	2092856.33	4.705
	Maíz grano de color	2025	0	0	
	Trigo grano fuerte	6002.70	40.8	26.52	0.65
	Trigo grano suave	144	144	510.3	3.544
	Total	570936.31	481226.17	2261452.45	
	Chía	2720	2720	3427.60	1.26
	Jamaica	5	5	8	1.6
	Total	2725	2725	3435.60	
Forrajes	Avena forrajera achicalada	1547	1547	11745.45	7.592
	Avena forrajera en verde	2731.94	2247.48	38122	16.962
	Avena forrajera seca	1502	474	1139.70	2.404
	Cebada forrajera achicalada	162	162	1257.10	7.76

Anexo 13. Continuación

Estado de Jalisco		Modalidad: Temporal			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)		
Forrajes	Cebada forrajera en verde	844	844	17203.65	20.383
	Ebo (janamargo o veza)	45	45	926.4	20.587
	Garbanzo forrajero	6550	6531	15826.40	2.423
	Garbanzo porquero	792	792	1692.25	2.137
	Girasol forrajero	13	0	0	
	Maíz forrajero en verde	105941.88	49404.08	686573.14	13.897
	Maíz forrajero seco	33959	23890	189686.10	7.94
	Sorgo forrajero en verde	14046.46	13381.46	290857.70	21.736
	Sorgo forrajero seco	606	101	190.4	1.885
	Sorgo grano	25219.48	24337.08	117363.74	4.822
	Total	193959.76	123756.10	1372584.03	
	Hortalizas	Brócoli	7	7	138.6
Calabacita criolla		38	38	736.6	19.384
Calabacita italiana		7	7	182	26
Calabacita sin clasificar		13	13	231	17.769
Calabaza de castilla		17	17	382.5	22.5
Cebolla blanca		207	207	4746	22.928
Chile seco de árbol		45	45	99	2.2
Chile seco sin clasificar		130	130	84.5	0.65
Chile verde caloro		5	5	162.5	32.5
Chile verde jalapeño		30	30	1080	36
Chile verde regional		10	10	150	15
Chile verde serrano		290.5	290.5	3859.65	13.286
Coliflor		5	5	96	19.2
Ejote		20	20	24	1.2
Elote		1899	1899	31306.20	16.486
Jícama		116.3	116.3	2859.95	24.591
Pepino chino		12.5	12.5	182.8	14.624
Pepino sin clasificar		15	15	378	25.2

Anexo 13. Continuación

Estado de Jalisco		Modalidad: Temporal			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)			
Hortalizas	Rábano	25	25	128.5	5.14	
	Tomate rojo bola	2	2	30	15	
	Tomate verde	3909.70	3869.70	36011.42	9.306	
	Total	6804	6764	82869.22		
	Cebada grano	3751.13	102	397.8	3.9	
Legumbres secas	Frijol azufrado	194	194	239.2	1.233	
	Frijol bayo	12675	1882	891.82	0.474	
	Frijol bayo berrendo	12	12	15.6	1.3	
	Frijol flor de junio	18	14	20.6	1.471	
	Frijol flor de mayo	122	78	94	1.205	
	Frijol garbancillo	35	35	33	0.943	
	Frijol negro jamapa	10	10	10	1	
	Frijol otros claros	1714	1714	3283.85	1.916	
	Frijol peruano	991.87	988.87	795.32	0.804	
	Garbanzo grano blanco	1522	1522	1851.50	1.216	
	Total	17293.87	6449.87	7234.89		
	Oleaginosas	Ajonjolí	3927	2332	1375.50	0.59
		Cacahuete	539.95	528.95	1126.64	2.13
		Cártamo	587.5	572.5	1312.40	2.292
Girasol		21.1	21.1	31.65	1.5	
Soya		2	2	2.6	1.3	
Total		5077.55	3456.55	3848.79		
	Camote	57.4	57.4	737.3	12.845	
	Papa alpha	1807	1807	62391.52	34.528	
	Total	1864.40	1864.40	63128.82		

Anexo 13. Continuación

Estado de Nayarit		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)
Cereales	Arroz palay milagro filipino	4407.94	4407.94	26395.88	5.988
	Arroz palay	657	657	4063.69	6.185
	Maíz grano (blanco)	4782	4774	36990.78	7.748
	Total	9846.94	9838.94	67450.35	

Anexo 13. Continuación

Estado de Nayarit		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)		
Forrajes	Garbanzo forrajero	12	11	44	4
	Maíz forrajero en verde	210	210	5522.10	26.296
	Sorgo forrajero en verde	499	499	13147.19	26.347
	Sorgo grano	5899	5899	30699.16	5.204
	Total	6620	6619	49412.45	
Frutales	Melón amargo	177	177	3283	18.548
	Melón cantaloupe	384	384	6420.18	16.719
	Melón sin clasificar	4.5	4.5	63	14
	Sandía cambray (sangría)	1094	1094	20095.94	18.369
	Sandía charleston (gray)	245	245	7350	30
	Sandía sin clasificar	4	4	48	12
	Total	1908.50	1908.50	37260.12	
	Hortalizas	Berenjena	69	69	1053
Calabacita italiana		145	141	1149.75	8.154
Calabaza sin clasificar		177	177	2621.68	14.812
Cebolla blanca		6	6	70.5	11.75
Chile seco sin clasificar		11	11	12.1	1.1
Chile verde caloro		49	49	1323	27
Chile verde jalapeño		359	359	8263.37	23.018
Chile verde serrano		116	116	2378.68	20.506
Ejote		180	180	2238.20	12.434
Elote		647	647	9298.31	14.371
Jícama		652	645	21746.24	33.715
Pepino sin clasificar		242	242	2617.66	10.817
Tomate cherry		18	18	128.64	7.147
Tomate rojo cherry inver.		20	20	795	39.75
Tomate rojo bola		165	165	5238.75	31.75
Tomate rojo bola inver.		11	11	3575.35	325.032

Anexo 13. Continuación

Estado de Nayarit		Modalidad: Riego			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)		
Hortalizas	Tomate rojo invernadero	1.5	1.5	90.45	60.3
	tomate rojo (saladette)	801	801	16638.82	20.773
	Tomate rojo (saladette) invernadero	1.5	1.5	118.6	79.067
	Tomate verde	1275.50	1275.50	23531.50	18.449
	Total	4995.50	4984.50	103213.22	
Industriales	Sorgo escobero	272	272	323.44	1.189
	Sorgo escobero (verde)	0	0	0	
	Tabaco	2564	2564	6949.18	2.71
	Total	2836	2836	7272.62	
Legumbres secas	Frijol azufrado	3554	3554	4428.55	1.246
	Frijol bayo berrendo	1115	1115	1449.50	1.3
	Frijol flor de junio	377	377	641.85	1.703
	Frijol flor de mayo	42	42	62.7	1.493
	Frijol mayocoba	562	562	870.53	1.549
	Frijol negro jamapa	11257	11257	17179.69	1.526
	Frijol peruano	2022	2016	2993.86	1.485
	Frijol pinto americano	55	55	97.9	1.78
	Frijol pinto nacional	89	89	115.7	1.3
	Total	19073	19067	27840.28	

Anexo 13. Continuación

Estado de Nayarit		Modalidad: Temporal			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada (hectáreas)	Superficie cosechada (hectáreas)	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)
Cereales	Arroz palay milagro filipino	878	878	5642.09	6.426
	Maíz grano (amarillo)	2421	2421	12191.95	5.036
	Maíz grano (blanco)	36623	36223.50	138863.03	3.834
	Total	39922	39522.50	156697.07	

Anexo 13. Continuación

Estado de Nayarit		Modalidad: Temporal			
Grupo	Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada	Producción (toneladas)	Rendimiento (toneladas/hectárea)

		(hectáreas)	(hectáreas)			
Forrajes	Garbanzo forrajero	63	60	252	4.2	
	Maíz forrajero en verde	2447	2444.50	72495.50	29.657	
	Maíz forrajero seco	4485	4485	46292	10.322	
	Sorgo forrajero en verde	2703	2695	73158.68	27.146	
	Sorgo grano	57261	57111	272726.85	4.775	
	Total	66959	66795.50	464925.03		
Frutales	Melón amargo	374	374	5056	13.519	
	Melón cantaloupe	473	443	8394.90	18.95	
	Sandia cambray (sangría)	216	216	3240	15	
	Sandia charleston (gray)	1591	1591	22525	14.158	
	Sandia sin clasificar	880.5	492.5	6454	13.105	
	Total	3534.50	3116.50	45669.90		
	Hortalizas	Berenjena	59	59	621	10.525
Calabacita italiana		98	98	818.4	8.351	
Calabaza sin clasificar		511.5	511.5	8151.20	15.936	
Cebolla sin clasificar		5	5	100	20	
Chile habanero		1	1	8	8	
Chile seco de árbol		75	75	75	1	
Chile seco sin clasificar		74	74	96.95	1.31	
Chile verde caloro		21	21	531.93	25.33	
chile verde jalapeño		1313	1313	20438	15.566	
Chile verde serrano		77.5	77.5	1232.98	15.909	
Chile verde sin clasificar		97	97	2425	25	
Ejote		103	103	980.6	9.52	
Elote		2022	2022	24958.94	12.344	
Jícama		1012	1012	32545	32.159	
Pepino sin clasificar	244	244	2192.31	8.985		

Anexo 13. Continuación

Estado de Nayarit	Cultivo	Modalidad: Temporal			
		Superficie	Superficie	Producción	Rendimiento
Grupo					

		sembrada (hectáreas)	cosechada (hectáreas)	(toneladas)	(toneladas/hectárea)
Hortalizas	Tomate rojo bola	337	337	7914.50	23.485
	Tomate rojo (saladette)	1418	1418	25277	17.826
	Tomate verde	2060	2060	26605.50	12.915
	Total	9528	9528	154972.31	
Industriales	Sorgo escobero	6	6	7.2	1.2
	Tabaco	623	623	1005.80	1.614
	Total	629	629	1013	
Legumbres secas	Frijol azufrado	11056	10880	11633.34	1.069
	Frijol bayo berrendo	1300	1300	1560	1.2
	Frijol flor de junio	677	677	921.25	1.361
	Frijol flor de mayo	140	140	168	1.2
	Frijol mayocoba	1828	1828	2739.45	1.499
	Frijol negro jamapa	17863	17859	20115.68	1.126
	Frijol otros claros	5444	5444	12311.75	2.262
	Frijol peruano	957	956	1246.89	1.304
	Frijol pinto americano	121	121	173.03	1.43
	Frijol pinto nacional	269	269	338.5	1.258
	Total	39655	39474	51207.89	

Anexo 14. Localización de las estaciones de muestreo del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015)

ID	Nombre	Ubicación	Latitud N	Longitud O	Altitud msnm	Temperatura
			°	°		°C

1	Vertedor Ávila Camacho, Zumpango	Edo. de México	19.8087	-99.1107	2262	21
2	Canal de agua residual, Zumpango	Edo. de México	19.7850	-99.0952	2253	21
3	Canal de riego, Nextlalpan	Edo. de México	19.7349	-99.0686	2246	22
4	Túnel emisor oriente, Tultepec	Edo. de México	19.7009	-99.0829	2241	21
5	Túnel emisor oriente, Héroes de Tecámac	Edo. de México	19.6255	-99.0458	2240	22
6	Gran canal, Autopista Peñón-Texcoco	Edo. de México	19.4676	-99.0101	2239	19
7	Laguna de Zumpango, Zumpango	Edo. de México	19.8028	-99.1136	2213	28
8	Apaxco, Apaxco de Ocampo	Edo. de México	19.9650	-99.1757	2184	21
9	Apaxco, Apaxco de Ocampo	Edo. de México	19.9695	-99.1780	2158	21
10	Cascada, Atitalaquia	Edo. de Hidalgo	20.0507	-99.2249	2148	21
11	Canal principal Ajacuba, Atotonilco de Tula	Edo. de Hidalgo	20.0288	-99.2029	2141	21
12	Río Tula, Atotonilco de Tula	Edo. de Hidalgo	20.0206	-99.2133	2121	21
13	Canal de desagüe, Atitalaquia	Edo. de Hidalgo	20.0593	-99.2391	2109	21
14	canal de riego, Atitalaquia	Edo. de Hidalgo	20.0577	-99.2177	2093	21
15	Canal Dendhó, Atitalaquia	Edo. de Hidalgo	20.0592	-99.2270	2087	20
16	Canal de desagüe, Atitalaquia	Edo. de Hidalgo	20.0596	-99.2236	2084	21
17	Canal de riego, Teltipán de Juárez	Edo. de Hidalgo	20.1173	-99.2044	2078	21
18	Canal de riego Morelos 1, Mixquiahuala	Edo. de Hidalgo	20.2114	-99.1393	2077	22
19	Canal de riego, Tlahuelilpan	Edo. de Hidalgo	20.1558	-99.2302	2071	20
20	Canal de riego, Tlaxcoapan	Edo. de Hidalgo	20.1080	-99.2224	2023	21
21	Canal de riego Morelos 3, Mixquiahuala	Edo. de Hidalgo	20.2296	-99.1376	2010	21
22	Canal de riego, Tezontepec de Aldama	Edo. de Hidalgo	20.2004	-99.2214	2003	22
23	Canal de riego, Tezontepec de Aldama	Edo. de Hidalgo	20.1882	-99.2421	2003	22
24	Canal de riego, Tezontepec de Aldama	Edo. de Hidalgo	20.1910	-99.2548	1996	21
25	Canal Daxtha, Actopan-Yolotepec	Edo. de Hidalgo	20.2908	-98.9760	1995	21
26	Canal Boxtha, Actopan	Edo. de Hidalgo	20.2524	-98.9657	1973	20
27	Canal de riego Morelos 2, Mixquiahuala	Edo. de Hidalgo	20.2173	-99.1420	1971	22
28	Canal de agua residual, Actopan	Edo. de Hidalgo	20.2642	-98.9599	1968	21
29	Canal Boxtha, Actopan	Edo. de Hidalgo	20.2571	-98.9707	1967	20
30	Canal de riego, Progreso	Edo. de Hidalgo	20.2453	-99.1789	1966	22
31	Manantial, Tezontepec de Aldama	Edo. de Hidalgo	20.1911	-99.2790	1964	21
32	Canal Daxtha 2, Actopan-Yolotepec	Edo. de Hidalgo	20.3007	-98.9879	1962	22
33	Río Tula, Tezontepec de Aldama	Edo. de Hidalgo	20.1956	-99.2792	1960	22
34	Canal Boxaxni, Actopan-Yolotepec	Edo. de Hidalgo	20.3462	-99.0299	1924	19
35	Canal de riego, Yolotepec	Edo. de Hidalgo	20.3873	-99.0682	1915	21
36	Canal de riego, Actopan-Yolotepec	Edo. de Hidalgo	20.3544	-99.0364	1901	21
37	Manantial, Progreso	Edo. de Hidalgo	20.2513	-99.1960	1887	21
38	Río Tula, Progreso	Edo. de Hidalgo	20.2513	-99.1960	1887	20
39	Presa Debodhé, Debodhé	Edo. de Hidalgo	20.4839	-99.1207	1809	24
40	Canal de riego, Debodhé	Edo. de Hidalgo	20.5055	-99.1357	1787	24
41	Presa Debodhé, Debodhé	Edo. de Hidalgo	20.4906	-99.1124	1787	20
42	Canal de riego, Debodhé	Edo. de Hidalgo	20.4925	-99.1152	1786	24
43	Canal de riego, Sn. Pedro Capula	Edo. de Hidalgo	20.5181	-99.1551	1783	24
44	Canal de riego, Estación la Joya II Universidad	Edo. de Hidalgo	20.4951	-99.1636	1756	24
45	Canal de riego, El Tepe	Edo. de Hidalgo	20.4497	-99.1787	1755	22
46	Canal de riego, Maguay Blanco	Edo. de Hidalgo	20.4090	-99.1822	1742	24
47	Río Chicabasco, Sn. Pedro Capula	Edo. de Hidalgo	20.5168	-99.1549	1738	21
48	Canal de riego, El Nith	Edo. de Hidalgo	20.4902	-99.1943	1736	24
49	Río Tula, Ixmiquilpan	Edo. de Hidalgo	20.4799	-99.2235	1699	21
50	Canal, Ixmiquilpan	Edo. de Hidalgo	20.4822	-99.2152	1699	23
51	Río Tula, Tasquillo	Edo. de Hidalgo	20.5759	-99.3463	1598	21
52	Presa Zimapán, Saucillo	Edo. de Hidalgo	20.6611	-99.4880	1563	26
53	Río Moctezuma, La Mora	Edo. de Querétaro	20.8651	-99.4462	938	22

Anexo 15. Composición iónica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015)

ID	pH	CE μS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻ meq L ⁻¹	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σiones	E %
----	----	---------------------------	------------------	------------------	-----------------	----------------	---	--	-------------------------------	-----------------	-------------------------------	---	--------	--------

														mmol L ⁻¹	
46	7.35	930	1.78	1.98	4.63	0.62	9.01	0.00	4.90	3.18	0.67	8.75	17.76	1.46	
			35.67	24.06	106.44	24.24	190.41	0.00	299.00	112.73	32.18	443.91	634.32		
			0.89	0.99	4.63	0.62	7.13	0.00	4.90	3.18	0.34	8.42	15.55		
47	7.60	2082	2.70	4.85	12.17	0.64	20.36	0.00	10.63	6.52	2.64	19.79	40.15	1.42	
			54.11	58.93	279.79	25.02	417.85	0.00	648.64	231.13	126.80	1006.58	1424.42		
			1.35	2.43	12.17	0.64	16.59	0.00	10.63	6.52	1.32	18.47	35.06		
48	7.55	938	1.86	1.96	4.83	0.52	9.17	0.00	5.08	3.16	0.67	8.91	18.08	1.44	
			37.27	23.81	111.04	20.33	192.46	0.00	309.98	112.02	32.18	454.18	646.65		
			0.93	0.98	4.83	0.52	7.26	0.00	5.08	3.16	0.34	8.58	15.84		
49	7.42	898	1.81	2.08	4.42	0.47	8.78	0.00	4.95	3.18	0.41	8.54	17.32	1.39	
			36.27	25.27	101.62	18.38	181.54	0.00	302.05	112.73	19.69	434.47	616.01		
			0.91	1.04	4.42	0.47	6.84	0.00	4.95	3.18	0.21	8.34	15.17		
50	7.85	2381	2.95	4.52	14.62	0.97	23.06	0.00	12.63	7.65	2.15	22.43	45.49	1.38	
			59.12	54.92	336.11	37.93	488.08	0.00	770.68	271.19	103.26	1145.14	1633.22		
			1.48	2.26	14.62	0.97	19.33	0.00	12.63	7.65	1.08	21.36	40.68		
51	7.46	1029	2.15	2.60	4.80	0.51	10.06	0.00	5.47	3.62	0.69	9.78	19.84	1.41	
			43.09	31.59	110.35	19.94	204.97	0.00	333.78	128.33	33.14	495.25	700.22		
			1.08	1.30	4.80	0.51	7.69	0.00	5.47	3.62	0.35	9.44	17.12		
52	7.62	1340	2.70	3.36	6.37	0.67	13.10	0.00	7.73	4.20	0.72	12.65	25.75	1.75	
			54.11	40.82	146.45	26.20	267.58	0.00	471.68	148.89	34.58	655.16	922.73		
			1.35	1.68	6.37	0.67	10.07	0.00	7.73	4.20	0.36	12.29	22.36		
53	7.69	1400	2.84	3.24	6.94	0.67	13.69	0.00	7.33	4.95	0.94	13.22	26.91	1.75	
			56.91	39.37	159.55	26.20	282.03	0.00	447.28	175.48	45.15	667.90	949.93		
			1.42	1.62	6.94	0.67	10.65	0.00	7.33	4.95	0.47	12.75	23.40		

Anexo 16. Determinación de sólidos totales, sólidos fijos y estimación de residuo orgánico en el agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015)

ID	Sólidos totales	Sólidos fijos	Residuo orgánico		Proporción STD/ST
			mg L ⁻¹	STD	

1	772	596	176	825.56	0.94
2	628	452	176	656.14	0.96
3	864	688	176	1056.74	0.82
4	928	704	224	997.25	0.93
5	972	748	224	1193.25	0.81
6	684	492	192	831.87	0.82
7	436	296	140	390.61	1.12
8	864	664	200	895.67	0.96
9	616	456	160	720.68	0.85
10	736	544	192	734.25	1.00
11	672	512	160	707.17	0.95
12	796	648	148	816.85	0.97
13	432	332	100	510.18	0.85
14	584	436	148	629.07	0.93
15	740	576	164	700.71	1.06
16	756	596	160	709.92	1.06
17	704	564	140	676.84	1.04
18	700	584	116	842.01	0.83
19	796	612	184	687.21	1.16
20	1192	968	224	1224.43	0.97
21	872	688	184	901.99	0.97
22	648	484	164	738.07	0.88
23	632	508	124	723.99	0.87
24	864	696	168	774.73	1.12
25	784	608	176	794.49	0.99
26	1524	1436	88	1694.93	0.90
27	772	608	164	920.84	0.84
28	1380	1076	304	1397.75	0.99
29	860	672	188	774.34	1.11
30	624	480	144	720.35	0.87
31	1152	936	216	1273.03	0.90
32	772	596	176	820.50	0.94
33	488	360	128	603.71	0.81
34	1344	1020	324	1614.87	0.83
35	1292	1036	256	1384.57	0.93
36	1252	992	260	1364.13	0.92
37	1172	944	228	1338.06	0.88
38	620	464	156	661.52	0.94
39	1260	1048	212	1399.14	0.90
40	592	444	148	634.22	0.93
41	1284	1080	204	1434.82	0.89
42	604	456	148	635.50	0.95
43	632	472	160	677.21	0.93
44	588	440	148	637.18	0.92
45	608	456	152	614.08	0.99
46	580	408	172	634.32	0.91
47	1296	1056	240	1424.42	0.91
48	592	480	112	646.65	0.92
49	576	424	152	616.01	0.94
50	1520	1280	240	1633.22	0.93
51	668	504	164	700.22	0.95
52	832	656	176	922.73	0.90
53	856	688	168	949.93	0.90

Anexo 17. Valores de conductividad eléctrica medidos y estimados en el agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015)

ID	CE medida	CEc con meq L ⁻¹ dS m ⁻¹	CEc con mg L ⁻¹	Proporción CE/CEc
----	-----------	---	----------------------------	----------------------

1	1.192		1.234		1.235		0.97
2	0.956		0.997		0.997		0.96
3	1.571		1.658		1.658		0.95
4	1.471		1.534		1.535		0.96
5	1.690		1.717		1.717		0.98
6	1.190		1.232		1.232		0.97
7	0.592		0.648		0.648		0.91
8	1.286		1.333		1.334		0.96
9	1.043		1.096		1.096		0.95
10	1.030		1.097		1.097		0.94
11	1.039		1.088		1.088		0.96
12	1.183		1.239		1.240		0.95
13	0.754		0.780		0.780		0.97
14	0.910		0.933		0.933		0.98
15	1.013		1.064		1.064		0.95
16	1.036		1.082		1.082		0.96
17	0.993		1.036		1.036		0.96
18	1.208		1.237		1.238		0.98
19	0.982		1.001		1.002		0.98
20	1.794		1.842		1.842		0.97
21	1.303		1.339		1.340		0.97
22	1.076		1.123		1.124		0.96
23	1.051		1.090		1.091		0.96
24	1.092		1.125		1.125		0.97
25	1.177		1.212		1.212		0.97
26	2.415		2.471		2.472		0.98
27	1.302		1.340		1.340		0.97
28	2.086		2.148		2.148		0.97
29	1.097		1.127		1.128		0.97
30	1.049		1.089		1.089		0.96
31	1.859		1.924		1.924		0.97
32	1.191		1.237		1.237		0.96
33	0.843		0.849		0.850		0.99
34	2.348		2.437		2.438		0.96
35	2.033		2.086		2.086		0.97
36	1.993		2.065		2.065		0.97
37	1.913		1.924		1.924		0.99
38	0.963		1.006		1.006		0.96
39	2.044		2.108		2.109		0.97
40	0.928		0.958		0.958		0.97
41	2.090		2.159		2.160		0.97
42	0.923		0.966		0.967		0.96
43	0.982		1.007		1.008		0.97
44	0.926		0.960		0.960		0.96
45	0.899		0.932		0.932		0.96
46	0.930		0.960		0.961		0.97
47	2.082		2.161		2.161		0.96
48	0.938		0.973		0.973		0.96
49	0.898		0.929		0.929		0.97
50	2.381		2.439		2.440		0.98
51	1.029		1.069		1.069		0.96
52	1.340		1.366		1.366		0.98
53	1.400		1.451		1.451		0.96

Anexo 18. Determinación de la fuerza iónica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015)

ID	I exp	Bower	Ponnamperuma	Griffin	Leffelaar	Pasricha	APHA
----	-------	-------	--------------	---------	-----------	----------	------

mol L^{-1}

1	0.01397	0.01609	0.01907	0.01514	0.01716	0.01383	0.02064
2	0.01202	0.01302	0.01530	0.01214	0.01377	0.01109	0.01640
3	0.01851	0.02124	0.02514	0.01995	0.02262	0.01822	0.02642
4	0.01685	0.01974	0.02354	0.01868	0.02118	0.01706	0.02493
5	0.01904	0.02254	0.02704	0.02146	0.02434	0.01960	0.02983
6	0.01408	0.01621	0.01904	0.01511	0.01714	0.01380	0.02080
7	0.00748	0.00830	0.00947	0.00752	0.00852	0.00687	0.00977
8	0.01493	0.01744	0.02058	0.01633	0.01852	0.01492	0.02239
9	0.01211	0.01428	0.01669	0.01325	0.01502	0.01210	0.01802
10	0.01240	0.01411	0.01648	0.01308	0.01483	0.01195	0.01836
11	0.01259	0.01423	0.01662	0.01320	0.01496	0.01205	0.01768
12	0.01386	0.01613	0.01893	0.01502	0.01704	0.01372	0.02042
13	0.00903	0.01037	0.01206	0.00958	0.01086	0.00875	0.01275
14	0.01121	0.01253	0.01456	0.01156	0.01310	0.01056	0.01573
15	0.01193	0.01389	0.01621	0.01287	0.01459	0.01175	0.01752
16	0.01241	0.01419	0.01658	0.01316	0.01492	0.01202	0.01775
17	0.01196	0.01362	0.01589	0.01261	0.01430	0.01152	0.01692
18	0.01418	0.01579	0.01933	0.01534	0.01740	0.01401	0.02105
19	0.01112	0.01335	0.01571	0.01247	0.01414	0.01139	0.01718
20	0.02165	0.02395	0.02870	0.02278	0.02583	0.02081	0.03061
21	0.01553	0.01754	0.02085	0.01655	0.01876	0.01511	0.02255
22	0.01312	0.01469	0.01722	0.01367	0.01549	0.01248	0.01845
23	0.01293	0.01439	0.01682	0.01335	0.01513	0.01219	0.01810
24	0.01255	0.01506	0.01747	0.01387	0.01572	0.01267	0.01937
25	0.01402	0.01590	0.01883	0.01495	0.01695	0.01365	0.01986
26	0.02797	0.03229	0.03864	0.03067	0.03478	0.02801	0.04237
27	0.01529	0.01769	0.02083	0.01654	0.01875	0.01510	0.02302
28	0.02466	0.02776	0.03338	0.02649	0.03004	0.02420	0.03494
29	0.01255	0.01498	0.01755	0.01393	0.01580	0.01273	0.01936
30	0.01262	0.01436	0.01678	0.01332	0.01511	0.01217	0.01801
31	0.02153	0.02504	0.02974	0.02361	0.02677	0.02156	0.03183
32	0.01421	0.01624	0.01906	0.01513	0.01715	0.01382	0.02051
33	0.00970	0.01164	0.01349	0.01071	0.01214	0.00978	0.01509
34	0.02733	0.03148	0.03757	0.02982	0.03381	0.02724	0.04037
35	0.02430	0.02717	0.03253	0.02582	0.02928	0.02358	0.03461
36	0.02394	0.02680	0.03189	0.02531	0.02870	0.02312	0.03410
37	0.02354	0.02575	0.03061	0.02430	0.02755	0.02219	0.03345
38	0.01174	0.01323	0.01541	0.01223	0.01387	0.01117	0.01654
39	0.02372	0.02721	0.03270	0.02596	0.02943	0.02371	0.03498
40	0.01112	0.01276	0.01485	0.01179	0.01336	0.01076	0.01586
41	0.02487	0.02784	0.03344	0.02654	0.03010	0.02424	0.03587
42	0.01122	0.01284	0.01477	0.01172	0.01329	0.01071	0.01589
43	0.01171	0.01347	0.01571	0.01247	0.01414	0.01139	0.01693
44	0.01113	0.01275	0.01482	0.01176	0.01333	0.01074	0.01593
45	0.01091	0.01238	0.01438	0.01142	0.01295	0.01043	0.01535
46	0.01110	0.01268	0.01488	0.01181	0.01339	0.01079	0.01586
47	0.02517	0.02797	0.03331	0.02644	0.02998	0.02415	0.03561
48	0.01129	0.01289	0.01501	0.01191	0.01351	0.01088	0.01617
49	0.01081	0.01237	0.01437	0.01140	0.01293	0.01042	0.01540
50	0.02756	0.03161	0.03810	0.03024	0.03429	0.02762	0.04083
51	0.01264	0.01409	0.01646	0.01307	0.01482	0.01194	0.01751
52	0.01627	0.01819	0.02144	0.01702	0.01930	0.01554	0.02307
53	0.01697	0.01899	0.02240	0.01778	0.02016	0.01624	0.02375

Anexo 19. Estimación de la presión osmótica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015)

ID	-----PO ₁ -----		-----PO ₂ -----		-----PO ₃ -----	
	Atm	MPa	Atm	MPa	Atm	MPa

1	0.49359	0.05001	0.50480	0.05115	0.42912	0.04348
2	0.37604	0.03810	0.40120	0.04065	0.34416	0.03487
3	0.65910	0.06678	0.64616	0.06547	0.56556	0.05731
4	0.61972	0.06279	0.60978	0.06179	0.52956	0.05366
5	0.72039	0.07299	0.72963	0.07393	0.60840	0.06165
6	0.49678	0.05034	0.50866	0.05154	0.42840	0.04341
7	0.23389	0.02370	0.23884	0.02420	0.21312	0.02159
8	0.54118	0.05484	0.54767	0.05549	0.46296	0.04691
9	0.44001	0.04458	0.44067	0.04465	0.37548	0.03805
10	0.44099	0.04468	0.44897	0.04549	0.37080	0.03757
11	0.42558	0.04312	0.43241	0.04381	0.37404	0.03790
12	0.49910	0.05057	0.49948	0.05061	0.42588	0.04315
13	0.30790	0.03120	0.31196	0.03161	0.27144	0.02750
14	0.37065	0.03756	0.38466	0.03898	0.32760	0.03319
15	0.42607	0.04317	0.42846	0.04341	0.36468	0.03695
16	0.42925	0.04349	0.43409	0.04398	0.37296	0.03779
17	0.40956	0.04150	0.41387	0.04193	0.35748	0.03622
18	0.49800	0.05046	0.51486	0.05217	0.43488	0.04406
19	0.41689	0.04224	0.42021	0.04258	0.35352	0.03582
20	0.72871	0.07384	0.74870	0.07586	0.64584	0.06544
21	0.53323	0.05403	0.55154	0.05588	0.46908	0.04753
22	0.43732	0.04431	0.45131	0.04573	0.38736	0.03925
23	0.42754	0.04332	0.44270	0.04486	0.37836	0.03834
24	0.46999	0.04762	0.47372	0.04800	0.39312	0.03983
25	0.48161	0.04880	0.48580	0.04922	0.42372	0.04293
26	1.02364	0.10372	1.03639	0.10501	0.86940	0.08809
27	0.54779	0.05550	0.56306	0.05705	0.46872	0.04749
28	0.85483	0.08662	0.85468	0.08660	0.75096	0.07609
29	0.46876	0.04750	0.47348	0.04798	0.39492	0.04002
30	0.43121	0.04369	0.44047	0.04463	0.37764	0.03826
31	0.78486	0.07953	0.77842	0.07887	0.66924	0.06781
32	0.49653	0.05031	0.50171	0.05084	0.42876	0.04344
33	0.35903	0.03638	0.36915	0.03740	0.30348	0.03075
34	0.99392	0.10071	0.98744	0.10005	0.84528	0.08565
35	0.83538	0.08464	0.84662	0.08578	0.73188	0.07416
36	0.82584	0.08368	0.83412	0.08452	0.71748	0.07270
37	0.77862	0.07889	0.81818	0.08290	0.68868	0.06978
38	0.39463	0.03999	0.40450	0.04099	0.34668	0.03513
39	0.85165	0.08629	0.85553	0.08669	0.73584	0.07456
40	0.38240	0.03875	0.38780	0.03929	0.33408	0.03385
41	0.86462	0.08761	0.87734	0.08890	0.75240	0.07624
42	0.38362	0.03887	0.38859	0.03937	0.33228	0.03367
43	0.40650	0.04119	0.41409	0.04196	0.35352	0.03582
44	0.38203	0.03871	0.38962	0.03948	0.33336	0.03378
45	0.36870	0.03736	0.37549	0.03805	0.32364	0.03279
46	0.38032	0.03854	0.38787	0.03930	0.33480	0.03392
47	0.85764	0.08690	0.87099	0.08825	0.74952	0.07595
48	0.38741	0.03925	0.39540	0.04006	0.33768	0.03422
49	0.37114	0.03761	0.37667	0.03817	0.32328	0.03276
50	0.99526	0.10085	0.99866	0.10119	0.85716	0.08685
51	0.41885	0.04244	0.42816	0.04338	0.37044	0.03753
52	0.54705	0.05543	0.56422	0.05717	0.48240	0.04888
53	0.57250	0.05801	0.58085	0.05885	0.50400	0.05107

Anexo 20. Valores estimados de la concentración de sales a partir de la concentración iónica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015)

ID	NaCl	Na ₂ CO ₃	NaHCO ₃	KHCO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	Mg(HCO ₃) ₂	MgSO ₄
mg L ⁻¹							

1	219.158	0.000	241.094	96.113	150.764	41.708	72.825
2	154.287	0.000	123.487	90.106	133.742	59.269	92.085
3	352.990	0.000	314.178	51.060	149.953	84.148	99.307
4	327.275	0.000	266.296	93.110	145.901	98.050	61.992
5	265.327	0.000	590.554	86.101	109.425	26.342	111.344
6	187.014	0.000	370.462	62.073	82.677	15.366	110.140
7	95.260	76.310	78.965	54.064	51.876	13.171	57.177
8	242.534	0.000	287.297	92.108	154.006	48.293	66.806
9	215.067	0.000	199.092	90.106	113.478	44.635	54.167
10	213.313	0.000	180.611	62.073	141.848	86.343	25.880
11	223.248	0.000	78.965	85.100	158.059	119.270	38.519
12	254.807	0.000	179.770	87.103	154.006	96.587	40.926
13	155.456	0.000	99.966	38.045	115.099	64.391	34.908
14	163.638	0.000	117.607	49.058	132.932	125.124	37.917
15	191.690	0.000	208.332	71.084	128.068	54.879	51.158
16	210.391	0.000	142.808	80.094	103.752	120.002	49.353
17	202.794	0.000	153.729	51.060	133.742	79.026	52.964
18	216.235	0.000	237.734	74.087	113.478	128.051	54.167
19	172.988	0.000	269.656	64.075	82.677	49.025	45.741
20	314.418	0.000	387.263	58.068	239.115	87.075	133.011
21	222.080	0.000	277.216	82.097	182.376	45.367	88.473
22	190.521	0.000	210.012	70.083	128.068	43.171	92.085
23	191.690	0.000	164.650	54.064	166.165	78.294	65.603
24	189.937	0.000	315.858	57.067	97.267	57.806	49.353
25	245.456	0.000	147.009	60.071	170.217	124.392	43.334
26	393.315	0.000	810.647	68.080	217.230	29.269	170.928
27	219.158	0.000	322.579	84.099	166.165	54.879	69.816
28	438.315	0.000	330.979	76.090	291.801	157.320	95.094
29	189.352	0.000	324.259	64.075	98.888	35.123	58.982
30	189.937	0.000	225.133	53.062	129.689	41.708	76.436
31	381.042	0.000	404.904	84.099	194.534	121.465	79.446
32	242.534	0.000	185.651	64.075	166.165	112.685	45.741
33	122.728	0.000	267.976	45.053	77.003	49.025	39.121
34	482.731	0.000	527.551	84.099	273.969	132.441	106.529
35	384.548	0.000	384.742	69.081	248.031	173.417	109.539
36	385.717	0.000	395.663	67.079	231.820	163.173	114.353
37	280.522	0.000	381.382	77.091	218.851	279.517	94.492
38	184.092	0.000	162.970	48.057	145.901	54.147	63.195
39	374.029	0.000	497.309	67.079	210.745	74.635	157.687
40	187.014	0.000	132.728	47.055	147.522	81.221	34.908
41	378.704	0.000	512.430	86.101	209.124	192.197	156.484
42	190.521	0.000	116.767	50.059	144.280	91.465	37.315
43	187.014	0.000	162.970	51.060	145.901	91.465	34.908
44	183.508	0.000	127.687	59.070	142.658	83.416	37.315
45	160.716	0.000	136.928	46.054	149.953	94.392	33.102
46	185.846	0.000	121.807	62.073	144.280	76.830	40.325
47	381.042	0.000	474.628	64.075	218.851	120.002	158.891
48	184.677	0.000	140.288	52.061	150.764	75.367	40.325
49	185.846	0.000	104.166	47.055	146.711	104.636	24.676
50	447.081	0.000	585.514	97.114	239.115	127.319	129.400
51	211.560	0.000	99.126	51.060	174.270	119.270	41.528
52	245.456	0.000	182.291	67.079	218.851	160.246	43.334
53	289.288	0.000	167.170	67.079	230.199	133.905	56.575

Anexo 21. Índices de salinidad y sodicidad del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (otoño 2015)

ID	SE meq L ⁻¹	SP mmol L ⁻¹	RASor	RAS _{USDA}	RASaj (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	RASaj'	RAS°	CSR meq L ⁻¹	pHc	IS
----	---------------------------	----------------------------	-------	---------------------	---	--------	------	----------------------------	-----	----

1	-0.008	6.865	6.810	RASdw<RASiw
2	-0.159	4.525	3.806	RASdw<RASiw
3	0.167	10.169	11.869	RASdw>RASiw
4	0.037	9.244	9.583	RASdw>RASiw
5	0.192	14.083	16.783	RASdw>RASiw
6	-0.099	10.656	9.600	RASdw<RASiw
7	1.093	5.816	12.175	RASdw>RASiw
8	0.062	7.767	8.248	RASdw>RASiw
9	-0.212	7.231	5.699	RASdw<RASiw
10	-0.172	6.200	5.132	RASdw<RASiw
11	-0.142	4.821	4.138	RASdw<RASiw
12	-0.061	6.669	6.264	RASdw>RASiw
13	-0.653	4.569	1.586	RASdw<RASiw
14	-0.394	4.638	2.809	RASdw<RASiw
15	-0.244	6.481	4.900	RASdw<RASiw
16	-0.170	6.625	5.499	RASdw<RASiw
17	-0.078	5.835	5.381	RASdw<RASiw
18	-0.191	7.805	6.315	RASdw<RASiw
19	-0.316	8.640	5.907	RASdw<RASiw
20	0.616	8.226	13.296	RASdw>RASiw
21	0.260	6.694	8.435	RASdw>RASiw
22	-0.194	6.481	5.224	RASdw<RASiw
23	-0.001	5.176	5.172	RASdw<RASiw
24	-0.112	9.050	8.040	RASdw<RASiw
25	0.267	5.807	7.357	RASdw>RASiw
26	0.738	14.150	24.599	RASdw>RASiw
27	0.349	7.497	10.117	RASdw>RASiw
28	0.790	8.527	15.263	RASdw>RASiw
29	0.007	9.091	9.157	RASdw>RASiw
30	-0.167	6.630	5.525	RASdw<RASiw
31	0.405	10.352	14.542	RASdw>RASiw
32	0.256	6.282	7.891	RASdw>RASiw
33	-0.306	7.676	5.326	RASdw<RASiw
34	0.922	11.185	21.500	RASdw>RASiw
35	0.824	9.103	16.604	RASdw>RASiw
36	0.651	9.458	15.619	RASdw>RASiw
37	1.260	8.039	18.165	RASdw>RASiw
38	-0.419	5.365	3.117	RASdw<RASiw
39	1.039	11.682	23.823	RASdw>RASiw
40	0.019	5.011	5.105	RASdw>RASiw
41	0.650	11.076	18.270	RASdw>RASiw
42	0.004	5.035	5.054	RASdw>RASiw
43	0.086	5.418	5.883	RASdw>RASiw
44	-0.113	4.968	4.406	RASdw<RASiw
45	0.013	4.554	4.614	RASdw>RASiw
46	-0.058	4.908	4.624	RASdw<RASiw
47	0.692	10.474	17.724	RASdw>RASiw
48	0.177	5.008	5.893	RASdw>RASiw
49	0.025	4.646	4.760	RASdw>RASiw
50	1.054	12.038	24.729	RASdw>RASiw
51	0.179	4.630	5.457	RASdw>RASiw
52	0.582	5.482	8.673	RASdw>RASiw
53	0.650	5.824	9.609	RASdw>RASiw

Anexo 23. Estimación del PSI del suelo a partir de la RAS y diferentes valores del coeficiente de intercambio iónico (otoño 2015)

ID	PSI estimado con la RAS y diversos valores del coeficiente de intercambio iónico							
	KG ₁	KG ₂	KG ₃	KG ₄	KG ₅	KG ₆	KG ₇	KG ₈

3	4.260	5.787	6.610	6.791	7.934	8.308	8.531	9.404
4	4.042	5.495	6.279	6.452	7.542	7.899	8.112	8.947
5	5.662	7.651	8.714	8.948	10.414	10.890	11.175	12.282
6	4.057	5.515	6.301	6.475	7.569	7.927	8.141	8.978
7	2.369	3.241	3.715	3.821	4.488	4.707	4.839	5.357
8	3.711	5.051	5.775	5.935	6.945	7.276	7.474	8.248
9	3.324	4.531	5.185	5.329	6.243	6.542	6.722	7.425
10	3.016	4.117	4.714	4.846	5.681	5.956	6.120	6.765
11	2.235	3.059	3.509	3.608	4.240	4.448	4.573	5.063
12	3.147	4.293	4.914	5.052	5.920	6.205	6.376	7.046
13	2.201	3.014	3.457	3.555	4.178	4.383	4.506	4.989
14	2.054	2.813	3.228	3.320	3.903	4.095	4.210	4.664
15	3.083	4.207	4.817	4.952	5.804	6.084	6.252	6.909
16	2.633	3.599	4.124	4.241	4.978	5.220	5.365	5.935
17	2.676	3.657	4.190	4.308	5.056	5.301	5.449	6.027
18	3.217	4.387	5.022	5.162	6.049	6.339	6.514	7.197
19	3.704	5.043	5.766	5.926	6.934	7.264	7.462	8.235
20	3.776	5.139	5.876	6.038	7.064	7.400	7.601	8.388
21	3.246	4.427	5.066	5.208	6.102	6.395	6.570	7.259
22	2.852	3.895	4.461	4.587	5.380	5.641	5.797	6.410
23	2.468	3.375	3.869	3.979	4.672	4.900	5.037	5.574
24	3.919	5.330	6.092	6.261	7.321	7.668	7.876	8.688
25	2.693	3.680	4.217	4.336	5.088	5.335	5.483	6.065
26	6.149	8.294	9.437	9.688	11.260	11.770	12.075	13.258
27	3.614	4.922	5.628	5.785	6.771	7.094	7.287	8.044
28	3.979	5.411	6.183	6.354	7.429	7.781	7.991	8.814
29	4.043	5.497	6.281	6.454	7.545	7.902	8.115	8.950
30	3.022	4.125	4.723	4.855	5.692	5.967	6.132	6.777
31	4.528	6.145	7.014	7.206	8.413	8.807	9.042	9.962
32	2.933	4.004	4.585	4.714	5.528	5.796	5.956	6.585
33	3.314	4.518	5.170	5.314	6.225	6.524	6.703	7.404
34	5.133	6.950	7.924	8.138	9.485	9.923	10.185	11.207
35	3.964	5.391	6.161	6.331	7.403	7.753	7.963	8.783
36	4.057	5.515	6.301	6.475	7.569	7.927	8.141	8.978
37	3.160	4.310	4.934	5.072	5.944	6.230	6.401	7.073
38	2.589	3.539	4.056	4.170	4.895	5.133	5.277	5.838
39	5.362	7.254	8.267	8.490	9.889	10.344	10.616	11.675
40	2.444	3.343	3.832	3.941	4.628	4.854	4.990	5.522
41	4.645	6.301	7.191	7.387	8.621	9.023	9.264	10.204
42	2.411	3.298	3.781	3.888	4.566	4.789	4.923	5.449
43	2.581	3.528	4.044	4.158	4.881	5.119	5.261	5.821
44	2.387	3.266	3.744	3.851	4.523	4.744	4.877	5.398
45	2.208	3.022	3.467	3.565	4.189	4.395	4.519	5.003
46	2.388	3.266	3.745	3.851	4.523	4.744	4.877	5.398
47	4.340	5.895	6.731	6.916	8.078	8.458	8.685	9.572
48	2.469	3.377	3.871	3.980	4.674	4.902	5.039	5.577
49	2.244	3.072	3.523	3.623	4.257	4.466	4.591	5.084
50	5.195	7.033	8.017	8.234	9.595	10.038	10.303	11.335
51	2.206	3.021	3.464	3.563	4.187	4.392	4.516	5.000
52	2.582	3.530	4.046	4.160	4.884	5.121	5.264	5.824
53	2.803	3.828	4.385	4.508	5.289	5.545	5.699	6.302

Anexo 23. Continuación

ID	PSI estimado con la RAS _{AI} con RASor y diversos valores del coeficiente de intercambio iónico							
	KG ₁	KG ₃	KG ₃	KG ₄	KG ₅	KG ₆	KG ₇	KG ₈
1	9.504	12.662	14.314	14.673	16.886	17.617	18.042	19.679
2	6.011	8.112	9.233	9.479	11.009	11.521	11.820	12.982

3	13.767	18.058	20.250	20.723	23.595	24.532	25.073	27.136
4	12.620	16.623	18.680	19.125	21.837	22.725	23.238	25.201
5	18.000	23.255	25.879	26.440	29.806	30.889	31.512	33.866
6	12.502	16.474	18.517	18.959	21.654	22.536	23.046	24.999
7	5.167	6.996	7.976	8.191	9.536	9.987	10.251	11.278
8	10.844	14.377	16.210	16.609	19.048	19.851	20.316	22.103
9	9.130	12.181	13.779	14.128	16.274	16.984	17.397	18.989
10	8.423	11.266	12.762	13.089	15.105	15.774	16.163	17.666
11	6.737	9.067	10.305	10.576	12.260	12.822	13.149	14.420
12	9.287	12.383	14.004	14.357	16.531	17.251	17.669	19.280
13	5.614	7.588	8.643	8.875	10.319	10.803	11.086	12.185
14	6.254	8.433	9.593	9.848	11.430	11.959	12.268	13.467
15	8.450	11.301	12.801	13.129	15.150	15.820	16.210	17.717
16	8.316	11.128	12.608	12.931	14.927	15.590	15.975	17.464
17	7.695	10.320	11.707	12.011	13.887	14.511	14.875	16.281
18	10.246	13.613	15.367	15.748	18.088	18.860	19.308	21.030
19	10.144	13.482	15.222	15.601	17.923	18.690	19.134	20.845
20	12.859	16.923	19.009	19.460	22.206	23.104	23.624	25.608
21	9.798	13.040	14.732	15.101	17.364	18.112	18.546	20.217
22	8.489	11.352	12.858	13.187	15.215	15.888	16.279	17.791
23	7.329	9.842	11.173	11.464	13.268	13.869	14.219	15.575
24	11.223	14.859	16.742	17.150	19.650	20.472	20.948	22.775
25	8.318	11.130	12.611	12.934	14.930	15.593	15.978	17.468
26	20.969	26.808	29.677	30.286	33.917	35.075	35.738	38.231
27	10.800	14.320	16.148	16.545	18.977	19.777	20.242	22.024
28	13.883	18.204	20.409	20.885	23.773	24.714	25.257	27.330
29	11.262	14.908	16.796	17.206	19.711	20.535	21.013	22.844
30	8.697	11.621	13.157	13.492	15.559	16.244	16.643	18.181
31	15.278	19.932	22.289	22.796	25.862	26.857	27.430	29.611
32	8.973	11.978	13.554	13.897	16.015	16.716	17.124	18.696
33	8.885	11.865	13.428	13.769	15.870	16.567	16.972	18.533
34	17.688	22.878	25.473	26.028	29.363	30.438	31.055	33.392
35	14.414	18.864	21.128	21.616	24.573	25.536	26.091	28.207
36	14.680	19.193	21.487	21.981	24.972	25.945	26.506	28.642
37	12.884	16.954	19.043	19.495	22.244	23.144	23.663	25.651
38	7.216	9.695	11.008	11.296	13.077	13.670	14.016	15.356
39	17.227	22.318	24.870	25.416	28.703	29.763	30.373	32.683
40	6.796	9.146	10.393	10.666	12.362	12.928	13.258	14.538
41	16.593	21.546	24.037	24.571	27.790	28.830	29.428	31.699
42	6.779	9.123	10.367	10.640	12.332	12.897	13.226	14.504
43	7.433	9.979	11.325	11.620	13.445	14.052	14.406	15.777
44	6.704	9.025	10.257	10.528	12.204	12.764	13.090	14.357
45	6.199	8.360	9.511	9.764	11.335	11.860	12.167	13.357
46	6.614	8.907	10.125	10.392	12.050	12.604	12.927	14.180
47	15.903	20.700	23.122	23.642	26.782	27.799	28.385	30.610
48	6.849	9.215	10.470	10.746	12.452	13.022	13.354	14.641
49	6.320	8.520	9.691	9.948	11.545	12.078	12.390	13.599
50	18.507	23.867	26.536	27.106	30.522	31.620	32.250	34.631
51	6.634	8.933	10.154	10.422	12.084	12.639	12.963	14.219
52	8.576	11.465	12.983	13.315	15.359	16.037	16.431	17.954
53	9.055	12.083	13.671	14.017	16.149	16.856	17.266	18.848

Anexo 23. Continuación

ID	PSI estimado con RAS _{AI} con RAS _{suda} y diversos valores del coeficiente de intercambio iónico							
	KG ₁	KG ₃	KG ₃	KG ₄	KG ₅	KG ₆	KG ₇	KG ₈
1	6.714	9.038	10.272	10.543	12.222	12.783	13.109	14.377
2	3.832	5.214	5.960	6.125	7.157	7.505	7.709	8.505

3	8.795	11.748	13.299	13.637	15.722	16.413	16.815	18.365
4	8.327	11.143	12.624	12.948	14.946	15.609	15.995	17.486
5	11.438	15.131	17.041	17.456	19.989	20.821	21.303	23.153
6	7.258	9.750	11.069	11.358	13.148	13.744	14.092	15.438
7	3.042	4.152	4.754	4.887	5.723	6.005	6.171	6.821
8	7.691	10.315	11.701	12.004	13.879	14.503	14.867	16.273
9	6.187	8.344	9.493	9.746	11.314	11.838	12.144	13.333
10	5.987	8.081	9.198	9.443	10.968	11.479	11.777	12.935
11	4.515	6.128	6.995	7.186	8.381	8.783	9.018	9.935
12	6.443	8.681	9.872	10.133	11.755	12.297	12.613	13.841
13	3.888	5.289	6.045	6.212	7.258	7.610	7.817	8.623
14	3.997	5.435	6.211	6.383	7.454	7.815	8.027	8.853
15	5.887	7.949	9.049	9.291	10.794	11.298	11.592	12.734
16	4.863	6.592	7.519	7.724	8.999	9.427	9.678	10.655
17	5.144	6.964	7.940	8.155	9.493	9.943	10.206	11.229
18	6.290	8.479	9.645	9.902	11.491	12.023	12.333	13.538
19	6.488	8.741	9.939	10.202	11.834	12.379	12.697	13.931
20	8.858	11.830	13.389	13.729	15.826	16.521	16.924	18.483
21	6.990	9.400	10.678	10.958	12.693	13.272	13.610	14.918
22	5.483	7.415	8.448	8.675	10.090	10.565	10.842	11.920
23	5.067	6.863	7.825	8.037	9.359	9.803	10.062	11.073
24	7.292	9.795	11.119	11.410	13.206	13.805	14.153	15.504
25	5.634	7.614	8.672	8.905	10.353	10.838	11.122	12.224
26	14.500	18.970	21.243	21.733	24.702	25.667	26.224	28.347
27	7.715	10.346	11.736	12.040	13.920	14.546	14.910	16.320
28	9.759	12.990	14.677	15.044	17.301	18.047	18.480	20.146
29	7.511	10.080	11.439	11.736	13.576	14.189	14.545	15.927
30	5.821	7.861	8.951	9.190	10.679	11.178	11.469	12.602
31	10.237	13.602	15.355	15.736	18.075	18.846	19.294	21.015
32	6.143	8.286	9.429	9.680	11.238	11.760	12.064	13.246
33	5.671	7.663	8.727	8.961	10.417	10.905	11.190	12.299
34	12.549	16.534	18.583	19.026	21.727	22.612	23.123	25.080
35	9.537	12.704	14.360	14.721	16.939	17.672	18.098	19.738
36	9.599	12.784	14.448	14.811	17.040	17.777	18.205	19.853
37	7.652	10.265	11.645	11.947	13.815	14.437	14.799	16.199
38	5.049	6.839	7.798	8.010	9.327	9.770	10.028	11.036
39	12.230	16.132	18.142	18.577	21.232	22.101	22.605	24.532
40	4.792	6.497	7.412	7.614	8.873	9.296	9.543	10.508
41	10.776	14.290	16.115	16.511	18.939	19.738	20.202	21.982
42	4.694	6.366	7.265	7.463	8.699	9.115	9.358	10.306
43	5.142	6.962	7.937	8.152	9.491	9.940	10.203	11.226
44	4.657	6.316	7.208	7.405	8.632	9.045	9.287	10.228
45	4.327	5.876	6.711	6.895	8.045	8.432	8.659	9.544
46	4.647	6.303	7.194	7.390	8.615	9.027	9.268	10.208
47	10.159	13.503	15.244	15.623	17.949	18.716	19.161	20.874
48	4.880	6.614	7.545	7.750	9.029	9.459	9.710	10.689
49	4.400	5.974	6.821	7.008	8.175	8.568	8.798	9.695
50	12.489	16.458	18.500	18.942	21.634	22.516	23.026	24.977
51	4.562	6.191	7.066	7.259	8.465	8.870	9.108	10.033
52	5.892	7.956	9.057	9.299	10.804	11.308	11.602	12.745
53	6.371	8.587	9.766	10.025	11.632	12.169	12.483	13.699

Anexo 23. Continuación

ID	PSI estimado con RAS ^o diversos valores del coeficiente de intercambio iónico							
	KG ₁	KG ₃	KG ₃	KG ₄	KG ₅	KG ₆	KG ₇	KG ₈
1	4.280	5.814	6.640	6.822	7.961	8.345	8.570	9.446
2	2.447	3.347	3.837	3.946	4.628	4.860	4.996	5.529

3	5.149	6.972	7.949	8.164	9.504	9.954	10.217	11.241
4	4.986	6.755	7.704	7.913	9.216	9.654	9.910	10.907
5	6.757	9.094	10.335	10.607	12.295	12.858	13.187	14.461
6	4.686	6.356	7.253	7.451	8.685	9.100	9.343	10.290
7	2.703	3.694	4.232	4.351	5.100	5.354	5.503	6.087
8	4.824	6.539	7.460	7.663	8.929	9.354	9.603	10.573
9	4.166	5.661	6.467	6.645	7.756	8.131	8.350	9.207
10	3.937	5.354	6.119	6.288	7.345	7.702	7.910	8.726
11	2.819	3.850	4.410	4.534	5.313	5.576	5.731	6.337
12	4.039	5.491	6.274	6.447	7.528	7.893	8.106	8.940
13	2.802	3.827	4.384	4.508	5.282	5.545	5.698	6.302
14	2.519	3.444	3.947	4.059	4.760	4.998	5.138	5.685
15	3.949	5.371	6.138	6.308	7.368	7.725	7.934	8.752
16	3.080	4.202	4.811	4.946	5.791	6.077	6.244	6.901
17	3.346	4.561	5.219	5.365	6.277	6.585	6.766	7.473
18	3.839	5.223	5.970	6.136	7.169	7.517	7.721	8.519
19	4.473	6.071	6.931	7.121	8.305	8.704	8.937	9.847
20	4.829	6.546	7.468	7.671	8.938	9.364	9.613	10.584
21	4.267	5.796	6.620	6.802	7.937	8.320	8.544	9.418
22	3.493	4.759	5.444	5.595	6.544	6.864	7.052	7.786
23	3.176	4.332	4.959	5.098	5.967	6.261	6.434	7.109
24	4.779	6.480	7.393	7.595	8.850	9.273	9.519	10.482
25	3.416	4.656	5.326	5.475	6.404	6.718	6.902	7.623
26	7.701	10.328	11.716	12.019	13.897	14.521	14.885	16.292
27	4.741	6.428	7.335	7.535	8.781	9.201	9.446	10.402
28	5.163	6.990	7.969	8.185	9.528	9.979	10.243	11.269
29	4.999	6.772	7.723	7.933	9.239	9.678	9.934	10.934
30	3.775	5.137	5.873	6.035	7.053	7.397	7.598	8.384
31	5.635	7.616	8.674	8.907	10.355	10.841	11.124	12.227
32	3.741	5.092	5.822	5.984	6.993	7.334	7.534	8.314
33	4.003	5.443	6.220	6.391	7.464	7.826	8.038	8.865
34	6.628	8.924	10.145	10.412	12.073	12.628	12.951	14.206
35	4.927	6.676	7.615	7.821	9.111	9.544	9.798	10.785
36	4.998	6.771	7.722	7.931	9.237	9.676	9.933	10.932
37	3.736	5.086	5.815	5.976	6.984	7.324	7.524	8.303
38	3.342	4.555	5.212	5.357	6.268	6.576	6.757	7.463
39	6.899	9.281	10.544	10.821	12.538	13.111	13.445	14.740
40	3.178	4.335	4.962	5.101	5.971	6.266	6.438	7.114
41	5.666	7.657	8.720	8.954	10.410	10.897	11.182	12.290
42	3.093	4.221	4.832	4.967	5.816	6.103	6.272	6.931
43	3.314	4.518	5.170	5.314	6.218	6.524	6.703	7.404
44	3.072	4.191	4.799	4.933	5.776	6.062	6.229	6.884
45	2.855	3.898	4.465	4.591	5.378	5.645	5.802	6.415
46	3.096	4.224	4.836	4.971	5.821	6.108	6.276	6.936
47	5.261	7.119	8.115	8.334	9.699	10.158	10.425	11.468
48	3.239	4.416	5.054	5.196	6.081	6.380	6.556	7.242
49	2.896	3.955	4.529	4.657	5.455	5.726	5.884	6.506
50	6.460	8.704	9.898	10.160	11.785	12.329	12.646	13.876
51	2.836	3.873	4.436	4.561	5.344	5.609	5.765	6.374
52	3.331	4.541	5.196	5.341	6.249	6.557	6.736	7.441
53	3.670	4.996	5.713	5.871	6.863	7.198	7.394	8.161

Anexo 23. Continuación

ID	PSI estimado con RAS _w y diversos valores del coeficiente de intercambio iónico							
	KG ₁	KG ₃	KG ₃	KG ₄	KG ₅	KG ₆	KG ₇	KG ₈
1	4.701	6.376	7.275	7.474	8.711	9.128	9.371	10.320
2	2.683	3.666	4.201	4.319	5.063	5.315	5.463	6.042

3	7.917	10.610	12.030	12.341	14.260	14.899	15.270	16.707
4	6.492	8.745	9.944	10.207	11.839	12.385	12.703	13.938
5	10.840	14.371	16.204	16.602	19.040	19.843	20.308	22.095
6	6.502	8.759	9.960	10.223	11.858	12.404	12.722	13.959
7	8.105	10.853	12.302	12.619	14.574	15.224	15.602	17.064
8	5.638	7.619	8.678	8.911	10.360	10.846	11.130	12.233
9	3.965	5.392	6.162	6.332	7.396	7.755	7.965	8.785
10	3.585	4.882	5.583	5.738	6.709	7.037	7.230	7.981
11	2.910	3.974	4.551	4.679	5.481	5.753	5.912	6.536
12	4.341	5.895	6.732	6.916	8.070	8.458	8.686	9.573
13	1.136	1.561	1.795	1.846	2.174	2.286	2.351	2.610
14	1.994	2.732	3.135	3.224	3.787	3.978	4.090	4.531
15	3.428	4.671	5.344	5.493	6.425	6.740	6.925	7.647
16	3.831	5.212	5.958	6.123	7.154	7.502	7.706	8.502
17	3.752	5.106	5.838	6.000	7.012	7.354	7.554	8.336
18	4.374	5.940	6.782	6.968	8.129	8.520	8.749	9.642
19	4.103	5.578	6.372	6.548	7.645	8.015	8.231	9.076
20	8.786	11.736	13.285	13.623	15.706	16.396	16.798	18.347
21	5.759	7.779	8.858	9.095	10.571	11.065	11.354	12.476
22	3.646	4.964	5.677	5.835	6.821	7.154	7.349	8.111
23	3.611	4.918	5.624	5.780	6.758	7.088	7.281	8.038
24	5.504	7.442	8.478	8.706	10.126	10.602	10.880	11.962
25	5.059	6.852	7.814	8.026	9.345	9.789	10.048	11.057
26	15.124	19.742	22.083	22.587	25.634	26.623	27.194	29.363
27	6.828	9.187	10.440	10.714	12.416	12.985	13.316	14.600
28	9.956	13.242	14.956	15.329	17.620	18.376	18.815	20.505
29	6.220	8.389	9.543	9.797	11.372	11.899	12.206	13.400
30	3.848	5.235	5.985	6.150	7.185	7.535	7.739	8.539
31	9.530	12.695	14.350	14.711	16.928	17.661	18.086	19.726
32	5.407	7.314	8.334	8.559	9.957	10.426	10.700	11.766
33	3.715	5.057	5.782	5.942	6.945	7.284	7.482	8.257
34	13.476	17.696	19.854	20.320	23.153	24.077	24.611	26.650
35	10.737	14.240	16.059	16.454	18.875	19.673	20.135	21.911
36	10.164	13.509	15.251	15.630	17.956	18.724	19.169	20.882
37	11.628	15.372	17.307	17.726	20.290	21.131	21.619	23.487
38	2.208	3.023	3.467	3.565	4.185	4.395	4.519	5.004
39	14.717	19.239	21.537	22.032	25.028	26.002	26.564	28.703
40	3.566	4.857	5.556	5.710	6.677	7.003	7.194	7.942
41	11.688	15.448	17.390	17.811	20.383	21.228	21.717	23.591
42	3.532	4.811	5.503	5.656	6.614	6.937	7.127	7.868
43	4.088	5.557	6.348	6.523	7.617	7.985	8.201	9.043
44	3.093	4.220	4.831	4.966	5.815	6.102	6.270	6.929
45	3.234	4.411	5.048	5.189	6.073	6.372	6.547	7.233
46	3.241	4.420	5.059	5.200	6.086	6.385	6.561	7.248
47	11.379	15.056	16.959	17.372	19.896	20.725	21.206	23.049
48	4.094	5.565	6.358	6.533	7.628	7.997	8.213	9.056
49	3.334	4.544	5.200	5.345	6.254	6.561	6.741	7.446
50	15.192	19.826	22.174	22.680	25.735	26.727	27.298	29.473
51	3.803	5.175	5.916	6.079	7.104	7.450	7.652	8.443
52	5.911	7.981	9.085	9.328	10.837	11.342	11.637	12.783
53	6.508	8.767	9.968	10.232	11.867	12.414	12.733	13.970

Anexo 24. Concentración de boro, fosfato, nitrato y silicio en las aguas que riegan el Valle del Mezquital (otoño 2015)

ID	B ³⁺	PO ₄ ³⁻	mg L ⁻¹		NO ₃ ⁻	SiO ₂
----	-----------------	-------------------------------	--------------------	--	------------------------------	------------------

1	0.938	8.544	6.582	43.390
2	0.283	7.200	70.144	45.694
3	0.425	7.951	1.440	36.478
4	1.383	10.954	4.114	43.006
5	1.565	11.771	28.798	45.694
6	0.803	10.770	3.908	28.031
7	0.384	3.459	17.485	33.022
8	1.073	9.690	33.735	49.149
9	0.870	4.768	60.271	43.390
10	0.843	7.595	62.534	50.301
11	0.742	9.505	27.770	49.917
12	0.992	9.268	40.318	56.445
13	0.553	12.034	57.597	47.230
14	0.681	19.845	42.375	47.614
15	0.755	7.780	28.798	46.462
16	0.755	7.358	55.745	46.846
17	0.843	11.810	49.986	49.533
18	0.796	21.452	35.998	50.685
19	0.863	7.569	49.163	43.390
20	1.288	6.555	65.619	73.340
21	1.086	7.845	63.973	58.365
22	0.681	6.673	75.287	45.310
23	0.681	6.607	65.208	49.917
24	0.998	6.344	40.112	39.934
25	0.769	8.320	70.762	51.837
26	1.241	2.143	138.438	87.163
27	0.998	7.766	66.442	56.061
28	1.309	9.900	39.495	76.412
29	0.836	8.306	42.786	48.381
30	0.722	6.278	71.379	16.511
31	1.032	0.182	88.658	92.923
32	0.823	8.412	65.208	60.669
33	0.540	5.619	68.705	43.006
34	1.349	4.394	56.157	90.235
35	0.924	3.156	85.984	89.851
36	0.924	2.674	87.629	83.324
37	1.309	0.093	97.092	84.092
38	0.681	6.397	70.967	45.310
39	1.086	2.310	39.495	91.387
40	0.641	5.132	65.619	54.141
41	1.012	0.718	56.774	94.075
42	0.641	5.053	64.591	54.141
43	0.634	5.224	56.774	58.749
44	0.641	5.198	65.413	62.973
45	0.553	5.290	59.448	40.318
46	0.641	6.212	63.151	60.285
47	1.086	1.229	67.470	97.531
48	0.614	5.172	59.448	51.069
49	0.553	5.185	61.711	55.677
50	1.019	1.902	115.193	86.012
51	0.675	4.157	61.505	82.172
52	0.958	4.065	25.301	89.083
53	0.863	4.948	24.067	12.671

Anexo 25. Estimación del aporte de nutrientes del agua residual de Valle del Mezquital (otoño 2015)

kg / ha para 1 m. de lámina de riego					
ID	N	P	K	Ca	Mg
1	14.869	85.436	375.360	372.744	255.150

2	158.451	72.001	351.900	330.660	315.900
3	3.253	79.509	199.410	370.740	391.230
4	9.293	109.541	363.630	360.720	334.125
5	65.053	117.707	336.260	270.540	309.825
6	8.829	107.697	242.420	204.408	289.170
7	39.497	34.593	211.140	128.256	156.735
8	76.205	96.896	359.720	380.760	261.225
9	136.147	47.679	351.900	280.560	224.775
10	141.259	75.952	242.420	350.700	230.850
11	62.730	95.052	332.350	390.780	315.900
12	91.075	92.681	340.170	380.760	279.450
13	130.107	120.342	148.580	284.568	200.475
14	95.721	198.451	191.590	328.656	312.255
15	65.053	77.796	277.610	316.632	225.990
16	125.925	73.581	312.800	256.512	334.125
17	112.914	118.102	199.410	330.660	273.375
18	81.317	214.520	289.340	280.560	321.975
19	111.055	75.689	250.240	204.408	204.120
20	148.229	65.547	226.780	591.180	467.775
21	144.511	78.455	320.620	450.900	297.675
22	170.068	66.732	273.700	316.632	298.890
23	147.299	66.073	211.140	410.820	297.675
24	90.610	63.439	261.970	240.480	230.850
25	159.845	83.197	234.600	420.840	334.125
26	312.721	21.431	242.420	537.072	471.420
27	150.087	77.665	328.440	410.820	273.375
28	89.216	99.003	297.160	721.440	534.600
29	96.651	83.065	250.240	244.488	213.840
30	161.239	62.780	207.230	320.640	267.300
31	200.271	1.819	328.440	480.960	437.400
32	147.299	84.119	250.240	410.820	315.900
33	155.199	56.195	175.950	190.380	188.325
34	126.854	43.945	328.440	677.352	510.300
35	194.231	31.563	269.790	613.224	577.125
36	197.948	26.740	261.970	573.144	564.975
37	219.323	0.934	301.070	541.080	716.850
38	160.310	63.966	187.680	360.720	249.075
39	89.216	23.102	261.970	521.040	388.800
40	148.229	51.321	183.770	364.728	243.000
41	128.248	7.176	265.880	517.032	537.030
42	145.905	50.531	195.500	356.712	255.150
43	128.248	52.243	199.410	360.720	261.225
44	147.764	51.980	230.690	352.704	249.075
45	134.289	52.902	179.860	370.740	255.150
46	142.653	62.122	242.420	356.712	240.570
47	152.411	12.288	250.240	541.080	589.275
48	134.289	51.716	203.320	372.744	238.140
49	139.400	51.848	183.770	362.724	252.720
50	260.213	19.023	379.270	591.180	549.180
51	138.935	41.574	199.410	430.860	315.900
52	57.154	40.652	261.970	541.080	408.240
53	54.366	49.477	261.970	569.136	393.660

Anexo 26. Localización de las estaciones de muestreo del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (primavera 2016)

ID	Nombre	Ubicación	Latitud N °	Longitud O °	Altitud msnm	Temperatura °C
1	Canal de riego, Zumpango-Tequisquiac	Edo. de México	19.8313	-99.1187	2293	22.6
2	La laminadora, Nextlalpan-Zumpango	Edo. de México	19.7852	-99.0948	2278	23.6

133	Presa Zimapán, Saucillo	Edo. de Hidalgo	20.6613	-99.4878	1596	23.0
134	Río Tula Tasquillo, Tasquillo	Edo. de Hidalgo	20.5760	-99.3464	1590	20.6
135	Río Moctezuma, La Mora	Edo. de Querétaro	20.8645	-99.4455	935	19.0

Anexo 27. Composición iónica del agua del sistema hidrográfico Valle del Mezquital (primavera 2016)

ID	pH	CE dS m ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σiones	E %
								meq L ⁻¹						
1	7.37	2.092	2.24	3.70	12.91	1.61	20.46	0.00	10.38	7.13	2.42	19.93	40.39	1.31
			44.89	44.98	296.79	62.95	449.61	0.00	633.35	252.78	116.23	1002.36	1451.97	

1	1308	928	380	1452
2	1276	896	380	1502
3	1412	976	436	1508
4	2472	1812	660	2563
5	1312	932	380	1515
6	1348	948	400	1522
7	1308	940	368	1510
8	636	396	240	790
9	700	456	244	788
10	516	324	192	475
11	1340	956	384	1468
12	1344	920	424	1463
13	1352	964	388	1455
14	1388	1016	372	1594
15	1356	924	432	1468
16	1324	928	396	1444
17	1400	992	408	1479
18	1408	980	428	1502
19	1340	988	352	1490
20	360	204	156	426
21	1004	668	336	1027
22	352	200	152	310
23	1048	676	372	1040
24	1040	672	368	1027
25	1020	656	364	1019
26	1608	1044	564	1502
27	1012	640	372	1143
28	1044	696	348	1072
29	1192	820	372	1257
30	1172	796	376	1217
31	1004	680	324	1054
32	988	628	360	948
33	1068	720	348	1102
34	232	88	144	297
35	1068	676	392	1104
36	1040	684	356	1074
37	1212	768	444	1264
38	1148	824	324	1183
39	1172	832	340	1209
40	1040	696	344	1065
41	1228	788	440	1004
42	1180	800	380	1224
43	980	644	336	1055
44	952	632	320	1021
45	856	548	308	965
46	1172	804	368	1225
47	952	604	348	1037
48	608	404	204	605
49	940	668	272	1042
50	944	632	312	1031
51	904	608	296	1020
52	472	340	132	191
53	1192	836	356	1267

Anexo 28. Continuación

ID	Sólidos totales	Sólidos fijos		Residuo orgánico	STD
		mg L ⁻¹			
54	816	584	232	780	
55	616	396	220	644	

56	1504	1092	412	1622
57	1408	1068	340	1487
58	1184	896	288	1194
59	1072	800	272	1249
60	944	664	280	1038
61	1072	732	340	1158
62	592	404	188	664
63	1000	712	288	1015
64	1088	816	272	1302
65	604	408	196	652
66	940	640	300	985
67	932	628	304	1009
68	976	656	320	1086
69	1512	1140	372	1435
70	1308	988	320	1345
71	1348	980	368	1402
72	1392	1024	368	1373
73	1320	1004	316	1355
74	1340	1004	336	1365
75	1608	1204	404	1351
76	1336	992	344	1387
77	1288	904	384	1378
78	1128	800	328	1193
79	1136	840	296	1277
80	664	472	192	693
81	1320	1044	276	1436
82	604	412	192	642
83	712	464	248	700
84	808	552	256	842
85	1116	796	320	1167
86	972	740	232	1085
87	960	712	248	1082
88	588	376	212	591
89	628	448	180	644
90	676	464	212	700
91	1072	780	292	1139
92	1112	812	300	1136
93	672	588	84	790
94	1096	808	288	1089
95	692	476	216	691
96	1116	796	320	1112
97	1104	796	308	1122
98	1100	808	292	1153
99	1172	816	356	1137
100	1216	988	228	1433
101	1080	792	288	1123
102	1056	744	312	1147
103	1176	796	380	1103
104	1224	804	420	1109
105	1040	768	272	1112
106	1088	812	276	1120

Anexo 28. Continuación

ID	Sólidos totales	Sólidos fijos	Residuo orgánico	STD
107	2060	1740	320	2172
108	1060	760	300	1103

109	1620	1300	320	1692
110	672	468	204	697
111	560	360	200	560
112	1456	1204	252	1579
113	2352	1904	448	2266
114	1452	1120	332	1499
115	1028	752	276	1117
116	1104	820	284	1109
117	1092	804	288	1104
118	584	412	172	585
119	1096	792	304	1084
120	1064	788	276	1109
121	640	468	172	656
122	1108	868	240	1096
123	1092	804	288	1103
124	1084	800	284	1099
125	1088	804	284	1101
126	1120	808	312	1126
127	1268	836	432	1198
128	1096	804	292	1115
129	1604	1280	324	1506
130	1200	928	272	1268
131	476	364	112	434
132	1164	960	204	1261
133	932	704	228	958
134	1224	964	260	1240
135	912	696	216	962

Anexo 29. Valores de conductividad eléctrica medidos y estimados en el agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (primavera 2016)

ID	CE medida	CEc con meq L ⁻¹	CEc con mg L ⁻¹
		dS m ⁻¹	
1	2.092	2.209	2.209
2	2.188	2.298	2.298

3	2.188	2.307	2.308
4	3.684	3.809	3.811
5	2.185	2.271	2.271
6	2.195	2.271	2.272
7	2.175	2.275	2.275
8	1.152	1.188	1.189
9	1.147	1.193	1.193
10	0.695	0.731	0.731
11	2.145	2.254	2.254
12	2.144	2.277	2.278
13	2.125	2.263	2.263
14	2.303	2.364	2.365
15	2.141	2.279	2.279
16	2.111	2.246	2.247
17	2.151	2.258	2.259
18	2.173	2.294	2.295
19	2.188	2.288	2.288
20	0.618	0.637	0.637
21	1.511	1.601	1.601
22	0.454	0.471	0.472
23	1.517	1.582	1.583
24	1.516	1.598	1.599
25	1.493	1.547	1.547
26	2.199	2.309	2.309
27	1.679	1.761	1.761
28	1.571	1.626	1.627
29	1.784	1.849	1.850
30	1.793	1.870	1.870
31	1.527	1.601	1.601
32	1.390	1.439	1.440
33	1.623	1.702	1.703
34	0.439	0.458	0.458
35	1.590	1.662	1.662
36	1.545	1.609	1.610
37	1.819	1.895	1.896
38	1.764	1.834	1.835
39	1.774	1.864	1.864
40	1.562	1.613	1.613
41	1.511	1.600	1.600
42	1.787	1.860	1.860
43	1.531	1.595	1.596
44	1.480	1.541	1.542
45	1.413	1.467	1.467
46	1.775	1.855	1.856
47	1.513	1.578	1.578
48	0.887	0.916	0.916
49	1.530	1.605	1.606
50	1.500	1.561	1.561
51	1.489	1.538	1.539
52	0.278	0.294	0.294
53	1.863	1.942	1.943

Anexo 29. Continuación

ID	CE medida	CEc con meq L ⁻¹	
		dS m ⁻¹	CEc con mg L ⁻¹
54	1.151	1.203	1.203
55	0.941	0.996	0.996
56	2.442	2.564	2.564
57	2.197	2.317	2.318

58	1.749	1.819	1.820
59	1.833	1.918	1.919
60	1.511	1.589	1.589
61	1.715	1.772	1.772
62	0.966	1.020	1.021
63	1.494	1.559	1.560
64	1.925	1.984	1.984
65	0.950	1.002	1.003
66	1.466	1.511	1.512
67	1.482	1.530	1.530
68	1.556	1.599	1.600
69	2.132	2.226	2.226
70	2.022	2.112	2.113
71	2.040	2.120	2.120
72	2.048	2.150	2.150
73	2.022	2.119	2.119
74	2.040	2.144	2.145
75	2.050	2.136	2.136
76	2.055	2.165	2.165
77	2.044	2.160	2.161
78	1.725	1.795	1.796
79	1.839	1.904	1.904
80	1.018	1.075	1.075
81	2.103	2.213	2.214
82	0.941	0.986	0.986
83	1.016	1.071	1.072
84	1.237	1.302	1.303
85	1.690	1.772	1.773
86	1.573	1.633	1.634
87	1.560	1.625	1.625
88	0.863	0.908	0.908
89	0.952	0.994	0.994
90	1.019	1.077	1.077
91	1.649	1.707	1.708
92	1.666	1.742	1.742
93	1.164	1.226	1.226
94	1.600	1.683	1.683
95	1.018	1.067	1.067
96	1.676	1.775	1.776
97	1.672	1.786	1.786
98	1.685	1.770	1.771
99	1.663	1.714	1.714
100	2.145	2.284	2.284
101	1.642	1.724	1.724
102	1.660	1.729	1.730
103	1.653	1.747	1.747
104	1.661	1.752	1.752
105	1.624	1.675	1.676
106	1.638	1.689	1.689

Anexo 29. Continuación

ID	CE medida	CEc con meq L ⁻¹	CEc con mg L ⁻¹
		dS m ⁻¹	
107	3.212	3.322	3.323
108	1.635	1.734	1.735
109	2.469	2.573	2.574
110	1.025	1.071	1.072

111	0.815	0.860	0.861
112	2.330	2.452	2.453
113	3.398	3.604	3.605
114	2.191	2.291	2.292
115	1.660	1.732	1.732
116	1.645	1.708	1.708
117	1.619	1.690	1.691
118	0.855	0.901	0.901
119	1.626	1.713	1.713
120	1.635	1.706	1.706
121	0.957	1.012	1.012
122	1.622	1.710	1.710
123	1.631	1.716	1.716
124	1.619	1.700	1.701
125	1.623	1.694	1.694
126	1.681	1.778	1.778
127	1.763	1.835	1.835
128	1.626	1.722	1.722
129	2.442	2.366	2.367
130	1.868	1.943	1.943
131	0.642	0.666	0.666
132	1.851	1.925	1.925
133	1.420	1.470	1.470
134	1.816	1.893	1.893
135	1.427	1.476	1.476

Anexo 30. Determinación de la fuerza iónica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (primavera 2016)

ID	I exp	Bower	Ponnamperuma	Griffin	Leffelaar	Pasricha	APHA
mol L ⁻¹							
1	0.02438	0.02811	0.03347	0.02657	0.03012	0.02427	0.03630
2	0.02547	0.02938	0.03501	0.02779	0.03151	0.02538	0.03754
3	0.02540	0.02938	0.03501	0.02779	0.03151	0.02538	0.03769

4	0.04045	0.04909	0.05894	0.04679	0.05305	0.04273	0.06408
5	0.02505	0.02934	0.03496	0.02775	0.03146	0.02535	0.03788
6	0.02450	0.02947	0.03512	0.02788	0.03161	0.02546	0.03804
7	0.02461	0.02920	0.03480	0.02762	0.03132	0.02523	0.03776
8	0.01319	0.01558	0.01843	0.01463	0.01659	0.01336	0.01975
9	0.01339	0.01566	0.01835	0.01457	0.01652	0.01331	0.01970
10	0.00845	0.00969	0.01112	0.00883	0.01001	0.00806	0.01188
11	0.02522	0.02881	0.03432	0.02724	0.03089	0.02488	0.03671
12	0.02505	0.02880	0.03430	0.02723	0.03087	0.02487	0.03657
13	0.02487	0.02854	0.03400	0.02699	0.03060	0.02465	0.03637
14	0.02508	0.03059	0.03685	0.02925	0.03316	0.02671	0.03984
15	0.02498	0.02876	0.03426	0.02719	0.03083	0.02484	0.03670
16	0.02463	0.02835	0.03378	0.02681	0.03040	0.02449	0.03611
17	0.02571	0.02888	0.03442	0.02732	0.03097	0.02495	0.03697
18	0.02620	0.02917	0.03477	0.02760	0.03129	0.02521	0.03755
19	0.02664	0.02938	0.03501	0.02779	0.03151	0.02538	0.03724
20	0.00755	0.00868	0.00989	0.00785	0.00890	0.00717	0.01065
21	0.01878	0.02045	0.02418	0.01919	0.02176	0.01753	0.02568
22	0.00568	0.00652	0.00726	0.00577	0.00654	0.00527	0.00775
23	0.01825	0.02052	0.02427	0.01927	0.02184	0.01760	0.02599
24	0.01867	0.02052	0.02426	0.01925	0.02183	0.01759	0.02568
25	0.01785	0.02002	0.02389	0.01896	0.02150	0.01732	0.02547
26	0.02675	0.02951	0.03518	0.02793	0.03167	0.02551	0.03754
27	0.02039	0.02266	0.02686	0.02132	0.02418	0.01948	0.02857
28	0.01905	0.02103	0.02514	0.01995	0.02262	0.01822	0.02679
29	0.02138	0.02405	0.02854	0.02266	0.02569	0.02069	0.03141
30	0.02137	0.02393	0.02869	0.02277	0.02582	0.02080	0.03043
31	0.01843	0.02066	0.02443	0.01939	0.02199	0.01771	0.02634
32	0.01671	0.01868	0.02224	0.01765	0.02002	0.01612	0.02370
33	0.01972	0.02192	0.02597	0.02061	0.02337	0.01883	0.02755
34	0.00551	0.00632	0.00702	0.00558	0.00632	0.00509	0.00743
35	0.01876	0.02149	0.02544	0.02019	0.02290	0.01844	0.02761
36	0.01821	0.02090	0.02472	0.01962	0.02225	0.01792	0.02684
37	0.02160	0.02451	0.02910	0.02310	0.02619	0.02110	0.03161
38	0.02214	0.02355	0.02822	0.02240	0.02540	0.02046	0.02959
39	0.02224	0.02392	0.02838	0.02253	0.02555	0.02058	0.03024
40	0.01847	0.02093	0.02499	0.01984	0.02249	0.01812	0.02663
41	0.02040	0.02044	0.02418	0.01919	0.02176	0.01753	0.02511
42	0.02149	0.02409	0.02859	0.02269	0.02573	0.02073	0.03059
43	0.01824	0.02071	0.02450	0.01944	0.02205	0.01776	0.02638
44	0.01766	0.02004	0.02368	0.01880	0.02131	0.01717	0.02552
45	0.01685	0.01897	0.02261	0.01795	0.02035	0.01639	0.02412
46	0.02159	0.02393	0.02840	0.02254	0.02556	0.02059	0.03062
47	0.01844	0.02048	0.02421	0.01922	0.02179	0.01755	0.02592
48	0.01063	0.01211	0.01419	0.01126	0.01277	0.01029	0.01512
49	0.01862	0.02070	0.02448	0.01943	0.02203	0.01775	0.02606
50	0.01809	0.02031	0.02400	0.01905	0.02160	0.01740	0.02579
51	0.01784	0.01997	0.02382	0.01891	0.02144	0.01727	0.02549
52	0.00351	0.00420	0.00445	0.00353	0.00400	0.00322	0.00477
53	0.02259	0.02485	0.02981	0.02366	0.02683	0.02161	0.03168

Anexo 30. Continuación

ID	I exp	Bower	Ponnamperuma	Griffin	Leffelaar	Pasricha	APHA
	mol L ⁻¹						
54	0.01437	0.01556	0.01842	0.01462	0.01657	0.01335	0.01950
55	0.01177	0.01293	0.01506	0.01195	0.01355	0.01092	0.01611
56	0.02991	0.03241	0.03907	0.03101	0.03516	0.02833	0.04055
57	0.02715	0.02948	0.03515	0.02790	0.03164	0.02549	0.03716
58	0.02104	0.02358	0.02798	0.02221	0.02519	0.02029	0.02985

59	0.02238	0.02470	0.02933	0.02328	0.02640	0.02126	0.03123
60	0.01843	0.02045	0.02418	0.01919	0.02176	0.01753	0.02595
61	0.02048	0.02292	0.02744	0.02178	0.02470	0.01989	0.02894
62	0.01222	0.01327	0.01546	0.01227	0.01391	0.01121	0.01659
63	0.01820	0.02004	0.02390	0.01897	0.02151	0.01733	0.02538
64	0.02299	0.02566	0.03080	0.02445	0.02772	0.02233	0.03255
65	0.01193	0.01306	0.01520	0.01207	0.01368	0.01102	0.01631
66	0.01770	0.01967	0.02346	0.01862	0.02111	0.01701	0.02462
67	0.01763	0.01987	0.02371	0.01882	0.02134	0.01719	0.02522
68	0.01854	0.02105	0.02490	0.01976	0.02241	0.01805	0.02714
69	0.02567	0.02864	0.03411	0.02708	0.03070	0.02473	0.03587
70	0.02420	0.02692	0.03235	0.02568	0.02912	0.02346	0.03363
71	0.02443	0.02742	0.03264	0.02591	0.02938	0.02366	0.03506
72	0.02461	0.02753	0.03277	0.02601	0.02949	0.02376	0.03432
73	0.02447	0.02718	0.03235	0.02568	0.02912	0.02346	0.03387
74	0.02480	0.02742	0.03264	0.02591	0.02938	0.02366	0.03413
75	0.02464	0.02729	0.03280	0.02604	0.02952	0.02378	0.03378
76	0.02508	0.02762	0.03288	0.02610	0.02959	0.02384	0.03468
77	0.02452	0.02746	0.03270	0.02596	0.02943	0.02371	0.03444
78	0.02076	0.02327	0.02760	0.02191	0.02484	0.02001	0.02982
79	0.02221	0.02477	0.02942	0.02336	0.02648	0.02133	0.03193
80	0.01279	0.01396	0.01629	0.01293	0.01466	0.01181	0.01733
81	0.02500	0.02826	0.03365	0.02671	0.03028	0.02439	0.03589
82	0.01137	0.01281	0.01506	0.01195	0.01355	0.01092	0.01605
83	0.01237	0.01393	0.01626	0.01290	0.01463	0.01179	0.01749
84	0.01573	0.01684	0.01979	0.01571	0.01781	0.01435	0.02105
85	0.02051	0.02281	0.02704	0.02146	0.02434	0.01960	0.02918
86	0.01883	0.02126	0.02517	0.01998	0.02265	0.01825	0.02713
87	0.01878	0.02110	0.02496	0.01981	0.02246	0.01810	0.02706
88	0.01046	0.01191	0.01381	0.01096	0.01243	0.01001	0.01477
89	0.01163	0.01296	0.01523	0.01209	0.01371	0.01104	0.01611
90	0.01272	0.01396	0.01630	0.01294	0.01467	0.01182	0.01751
91	0.01973	0.02227	0.02638	0.02094	0.02375	0.01913	0.02848
92	0.02033	0.02249	0.02666	0.02116	0.02399	0.01933	0.02840
93	0.01448	0.01587	0.01862	0.01478	0.01676	0.01350	0.01974
94	0.02001	0.02163	0.02560	0.02032	0.02304	0.01856	0.02722
95	0.01263	0.01381	0.01629	0.01293	0.01466	0.01181	0.01727
96	0.02033	0.02241	0.02682	0.02129	0.02413	0.01944	0.02780
97	0.02052	0.02257	0.02675	0.02123	0.02408	0.01940	0.02806
98	0.02057	0.02275	0.02696	0.02140	0.02426	0.01955	0.02882
99	0.02055	0.02245	0.02661	0.02112	0.02395	0.01929	0.02842
100	0.02634	0.02881	0.03432	0.02724	0.03089	0.02488	0.03582
101	0.02022	0.02218	0.02627	0.02085	0.02364	0.01905	0.02807
102	0.02004	0.02241	0.02656	0.02108	0.02390	0.01926	0.02868
103	0.02092	0.02231	0.02645	0.02099	0.02380	0.01917	0.02757
104	0.02043	0.02242	0.02658	0.02109	0.02392	0.01927	0.02771
105	0.01933	0.02173	0.02598	0.02062	0.02339	0.01884	0.02780
106	0.01949	0.02191	0.02621	0.02080	0.02359	0.01900	0.02801

Anexo 30. Continuación

ID	I exp	Bower	Ponnamperuma	mol L ⁻¹			
				Griffin	Leffelaar	Pasricha	APHA
107	0.03716	0.04246	0.05139	0.04079	0.04625	0.03726	0.05430
108	0.01976	0.02209	0.02616	0.02076	0.02354	0.01897	0.02757
109	0.02950	0.03307	0.03950	0.03136	0.03555	0.02864	0.04230
110	0.01248	0.01392	0.01640	0.01302	0.01476	0.01189	0.01742
111	0.01011	0.01128	0.01304	0.01035	0.01174	0.00945	0.01399

112	0.02814	0.03125	0.03728	0.02959	0.03355	0.02703	0.03948
113	0.03950	0.04490	0.05437	0.04315	0.04893	0.03942	0.05664
114	0.02609	0.02942	0.03506	0.02783	0.03155	0.02542	0.03748
115	0.02058	0.02221	0.02656	0.02108	0.02390	0.01926	0.02791
116	0.02024	0.02200	0.02632	0.02089	0.02369	0.01908	0.02772
117	0.01950	0.02187	0.02590	0.02056	0.02331	0.01878	0.02761
118	0.01056	0.01180	0.01368	0.01086	0.01231	0.00992	0.01463
119	0.01947	0.02176	0.02602	0.02065	0.02341	0.01886	0.02709
120	0.02015	0.02204	0.02616	0.02076	0.02354	0.01897	0.02773
121	0.01196	0.01315	0.01531	0.01215	0.01378	0.01110	0.01639
122	0.01911	0.02171	0.02595	0.02060	0.02336	0.01882	0.02739
123	0.02042	0.02203	0.02610	0.02071	0.02349	0.01892	0.02756
124	0.01998	0.02187	0.02590	0.02056	0.02331	0.01878	0.02746
125	0.01987	0.02192	0.02597	0.02061	0.02337	0.01883	0.02753
126	0.02028	0.02269	0.02690	0.02135	0.02421	0.01950	0.02815
127	0.02094	0.02354	0.02821	0.02239	0.02539	0.02045	0.02996
128	0.01935	0.02196	0.02602	0.02065	0.02341	0.01886	0.02788
129	0.02685	0.03008	0.03907	0.03101	0.03516	0.02833	0.03765
130	0.02219	0.02510	0.02989	0.02372	0.02690	0.02167	0.03170
131	0.00783	0.00900	0.01027	0.00815	0.00924	0.00745	0.01086
132	0.02257	0.02493	0.02962	0.02351	0.02665	0.02147	0.03154
133	0.01697	0.01907	0.02272	0.01803	0.02045	0.01647	0.02394
134	0.02163	0.02446	0.02906	0.02306	0.02615	0.02107	0.03100
135	0.01721	0.01916	0.02283	0.01812	0.02055	0.01655	0.02404

Anexo 31. Estimación de la presión osmótica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (primavera 2016)

ID	PO ₁	PO ₂	PO ₃
		MPa	
1	0.08971	0.09220	0.07631
2	0.09336	0.09536	0.07981
3	0.09408	0.09574	0.07981
4	0.16379	0.16277	0.13438
5	0.09472	0.09622	0.07970

6	0.09624	0.09662	0.08007
7	0.09497	0.09591	0.07934
8	0.04915	0.05016	0.04202
9	0.04885	0.05004	0.04184
10	0.02886	0.03019	0.02535
11	0.09092	0.09324	0.07824
12	0.09183	0.09288	0.07821
13	0.09082	0.09237	0.07751
14	0.10139	0.10120	0.08401
15	0.09174	0.09322	0.07810
16	0.09035	0.09172	0.07700
17	0.09050	0.09390	0.07846
18	0.09098	0.09538	0.07926
19	0.09046	0.09459	0.07981
20	0.02560	0.02704	0.02254
21	0.06191	0.06523	0.05512
22	0.01853	0.01968	0.01656
23	0.06324	0.06601	0.05534
24	0.06218	0.06522	0.05530
25	0.06184	0.06468	0.05446
26	0.09138	0.09535	0.08021
27	0.06952	0.07256	0.06124
28	0.06441	0.06804	0.05731
29	0.07505	0.07979	0.06507
30	0.07407	0.07728	0.06540
31	0.06397	0.06690	0.05570
32	0.05743	0.06020	0.05070
33	0.06710	0.06997	0.05920
34	0.01784	0.01888	0.01601
35	0.06762	0.07013	0.05800
36	0.06578	0.06818	0.05636
37	0.07720	0.08028	0.06635
38	0.07036	0.07515	0.06435
39	0.07175	0.07680	0.06471
40	0.06524	0.06764	0.05698
41	0.05743	0.06378	0.05512
42	0.07450	0.07770	0.06518
43	0.06462	0.06700	0.05585
44	0.06243	0.06481	0.05399
45	0.05864	0.06125	0.05154
46	0.07395	0.07778	0.06475
47	0.06258	0.06584	0.05519
48	0.03673	0.03840	0.03236
49	0.06336	0.06619	0.05581
50	0.06252	0.06550	0.05472
51	0.06164	0.06475	0.05431
52	0.01127	0.01211	0.01014
53	0.07642	0.08046	0.06796

Anexo 31. Continuación

ID	PO ₁	PO ₂ MPa	PO ₃
54	0.04612	0.04952	0.04199
55	0.03833	0.04092	0.03432
56	0.09941	0.10300	0.08908
57	0.09030	0.09439	0.08014
58	0.07289	0.07582	0.06380
59	0.07573	0.07933	0.06686
60	0.06281	0.06592	0.05512

61	0.07071	0.07352	0.06256
62	0.03907	0.04215	0.03524
63	0.06113	0.06446	0.05450
64	0.07933	0.08268	0.07022
65	0.03860	0.04142	0.03465
66	0.05999	0.06252	0.05348
67	0.06130	0.06405	0.05406
68	0.06533	0.06894	0.05676
69	0.08877	0.09110	0.07777
70	0.08365	0.08543	0.07376
71	0.08567	0.08904	0.07441
72	0.08550	0.08716	0.07470
73	0.08393	0.08602	0.07376
74	0.08447	0.08668	0.07441
75	0.08397	0.08579	0.07478
76	0.08533	0.08808	0.07496
77	0.08533	0.08748	0.07456
78	0.07229	0.07575	0.06292
79	0.07690	0.08111	0.06708
80	0.04115	0.04401	0.03713
81	0.08899	0.09117	0.07671
82	0.03868	0.04076	0.03432
83	0.04231	0.04443	0.03706
84	0.04951	0.05348	0.04512
85	0.07052	0.07412	0.06165
86	0.06581	0.06890	0.05738
87	0.06548	0.06873	0.05690
88	0.03577	0.03750	0.03148
89	0.03882	0.04092	0.03473
90	0.04162	0.04447	0.03717
91	0.06905	0.07233	0.06015
92	0.06922	0.07213	0.06077
93	0.04726	0.05014	0.04246
94	0.06522	0.06915	0.05836
95	0.04099	0.04386	0.03713
96	0.06875	0.07060	0.06114
97	0.06912	0.07127	0.06099
98	0.06994	0.07321	0.06146
99	0.06797	0.07220	0.06066
100	0.08857	0.09098	0.07824
101	0.06771	0.07129	0.05990
102	0.06943	0.07284	0.06055
103	0.06620	0.07002	0.06030
104	0.06808	0.07039	0.06059
105	0.06751	0.07060	0.05924
106	0.06804	0.07114	0.05975

Anexo 31. Continuación

ID	PO ₁	PO ₂	PO ₃
	MPa		
107	0.13540	0.13791	0.11716
108	0.06838	0.07003	0.05964
109	0.10403	0.10745	0.09006
110	0.04197	0.04425	0.03739
111	0.03342	0.03555	0.02973
112	0.09749	0.10028	0.08499
113	0.14354	0.14386	0.12395

114	0.09261	0.09520	0.07992
115	0.06698	0.07090	0.06055
116	0.06662	0.07041	0.06000
117	0.06782	0.07013	0.05906
118	0.03508	0.03715	0.03119
119	0.06739	0.06881	0.05931
120	0.06677	0.07044	0.05964
121	0.03897	0.04163	0.03491
122	0.06789	0.06957	0.05917
123	0.06604	0.07001	0.05949
124	0.06661	0.06976	0.05906
125	0.06683	0.06992	0.05920
126	0.06986	0.07149	0.06132
127	0.07329	0.07609	0.06431
128	0.06880	0.07082	0.05931
129	0.09370	0.09562	0.08908
130	0.07841	0.08051	0.06814
131	0.02651	0.02758	0.02342
132	0.07687	0.08010	0.06752
133	0.05881	0.06080	0.05180
134	0.07660	0.07874	0.06624
135	0.05878	0.06106	0.05205

Anexo 32. Valores estimados de la concentración de sales a partir de la concentración iónica del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (primavera 2016)

ID	NaCl	Na ₂ CO ₃	NaHCO ₃	KHCO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	Mg(HCO ₃) ₂	MgSO ₄
	mg L ⁻¹						
1	471.043	0.000	688.840	124.146	129.689	91.465	81.251
2	448.250	0.000	582.994	126.149	178.323	56.342	111.344
3	453.510	0.000	589.714	120.141	169.407	103.172	77.038
4	457.016	0.000	501.509	134.158	200.208	70.977	137.224
5	758.577	0.000	1197.070	136.160	212.366	101.709	145.048
6	447.666	0.000	501.509	128.151	181.565	162.442	87.270

7	419.614	0.000	529.231	118.139	178.323	43.903	170.928
8	433.640	0.000	548.552	131.154	171.839	46.098	161.900
9	465.198	0.000	477.148	121.143	176.702	61.464	154.678
10	136.754	0.000	107.526	49.058	77.814	52.684	49.353
11	226.755	0.000	278.896	62.073	95.646	61.464	61.390
12	229.093	0.000	250.335	64.075	113.478	65.123	61.390
13	416.691	0.000	485.548	161.190	181.565	54.879	145.650
14	455.848	0.000	447.746	151.178	173.460	57.806	151.669
15	457.016	0.000	443.546	154.182	176.702	61.464	155.280
16	460.523	0.000	455.307	156.184	175.081	61.464	152.872
17	331.951	0.000	330.139	116.137	106.994	68.782	136.622
18	320.262	0.000	356.181	120.141	82.677	92.928	138.428
19	483.315	0.000	397.343	102.120	251.273	101.709	161.298
20	362.340	0.000	278.056	81.095	188.050	81.953	127.594
21	351.821	0.000	279.736	78.092	168.596	94.392	125.187
22	352.990	0.000	267.136	77.091	158.870	98.782	123.983
23	684.940	89.028	910.613	160.189	82.677	54.147	317.782
24	356.496	0.000	292.337	71.084	173.460	53.415	160.095
25	349.483	0.000	309.138	72.085	171.028	47.562	167.919
26	556.368	118.704	871.971	170.200	87.540	197.564	216.670
27	351.821	0.000	225.133	72.085	212.366	114.148	126.391
28	258.314	0.000	397.343	77.091	97.267	139.027	163.104
29	399.159	0.000	601.475	61.072	142.658	19.756	205.234
30	273.509	76.310	289.817	69.081	179.944	80.489	164.910
31	399.743	72.070	499.829	59.070	147.522	62.196	221.484
32	388.055	59.352	483.868	65.077	136.174	84.148	173.938
33	412.016	0.000	579.634	72.085	147.522	91.465	186.577
34	293.379	0.000	332.659	62.073	184.807	62.196	176.345
35	281.690	0.000	325.939	64.075	176.702	65.855	169.725
36	287.535	0.000	325.099	70.083	181.565	51.952	179.956
37	290.457	0.000	368.782	70.083	160.491	62.928	164.910
38	289.872	0.000	325.099	70.083	173.460	84.879	160.095
39	286.366	0.000	344.420	72.085	165.354	74.635	160.095
40	185.846	0.000	121.807	65.077	129.689	71.708	67.408
41	260.067	101.747	325.099	72.085	148.332	121.465	115.557
42	256.560	91.148	350.300	73.086	136.174	117.075	116.159
43	364.094	0.000	423.385	70.083	163.733	106.099	133.613
44	120.391	0.000	120.127	27.032	55.118	62.196	46.945
45	346.561	0.000	356.181	77.091	154.006	186.588	134.817
46	352.990	0.000	420.025	64.075	158.870	109.026	129.400
47	275.262	0.000	360.381	63.074	123.205	40.976	101.112
48	274.093	0.000	258.735	61.072	132.932	128.783	101.714
49	313.834	0.000	497.309	71.084	144.280	52.684	55.371
50	473.380	0.000	573.753	81.095	259.379	120.002	176.947
51	476.302	0.000	463.707	82.097	251.273	119.270	179.354
52	323.184	0.000	382.222	71.084	184.807	61.464	119.168
53	424.873	0.000	448.586	72.085	243.168	47.562	156.484

Anexo 32. Continuación

ID	NaCl	Na ₂ CO ₃	NaHCO ₃	KHCO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	Mg(HCO ₃) ₂	MgSO ₄
mg L ⁻¹							
54	426.627	0.000	351.981	71.084	214.798	137.563	155.280
55	427.795	0.000	412.464	60.071	194.534	113.416	156.484
56	431.302	0.000	357.021	62.073	210.745	122.197	159.493
57	423.120	0.000	386.423	61.072	192.913	117.807	157.687
58	425.458	0.000	451.106	58.068	210.745	117.075	163.706
59	278.184	0.000	259.575	65.077	163.733	109.758	103.520
60	412.601	0.000	391.463	65.077	178.323	140.490	158.891
61	499.095	0.000	410.784	76.090	296.665	111.221	220.883

62	431.302	0.000	404.904	68.080	308.012	68.782	198.614
63	325.522	0.000	346.940	71.084	210.745	71.708	125.187
64	329.613	0.000	374.662	68.080	214.798	72.440	127.594
65	356.496	0.000	406.584	76.090	236.683	76.830	142.039
66	375.198	0.000	490.589	69.081	226.957	81.953	151.669
67	316.756	0.000	369.622	74.087	205.882	33.659	145.650
68	308.574	0.000	336.020	71.084	199.398	38.781	141.437
69	315.587	0.000	414.144	71.084	217.230	47.562	154.076
70	287.535	0.000	325.099	64.075	187.239	38.049	134.817
71	315.587	0.000	356.181	70.083	205.882	51.952	148.058
72	250.132	0.000	433.465	62.073	191.292	23.415	119.168
73	287.535	0.000	414.144	66.078	202.640	35.854	126.391
74	291.041	0.000	385.582	62.073	201.019	43.171	123.983
75	293.379	0.000	389.783	61.072	202.640	43.171	125.187
76	296.885	0.000	394.823	63.074	213.988	40.245	133.011
77	266.496	0.000	346.940	63.074	178.323	29.269	119.168
78	301.561	0.000	406.584	72.085	206.693	21.220	154.076
79	274.093	0.000	400.703	69.081	175.891	29.269	130.002
80	271.755	0.000	392.303	66.078	174.270	44.635	128.798
81	267.664	0.000	354.501	62.073	181.565	37.318	122.779
82	261.820	0.000	348.620	61.072	178.323	43.903	121.576
83	303.898	0.000	427.585	70.083	194.534	50.489	140.835
84	307.405	0.000	472.108	68.080	210.745	62.928	150.465
85	268.833	0.000	341.900	59.070	194.534	34.391	132.409
86	317.340	0.000	449.426	70.083	179.944	43.171	156.484
87	270.002	0.000	367.941	60.071	163.733	21.952	149.863
88	334.288	0.000	418.344	76.090	241.547	12.439	178.752
89	328.444	0.000	422.545	74.087	183.186	58.538	175.743
90	269.418	0.000	321.739	61.072	199.398	15.366	143.845
91	156.040	0.000	192.371	54.064	82.677	19.025	83.057
92	170.651	0.000	197.412	59.070	107.804	13.903	90.279
93	184.677	0.000	233.534	52.061	113.478	15.366	97.501
94	185.846	0.000	210.012	53.062	123.205	24.147	97.501
95	153.118	0.000	173.050	46.054	105.373	19.025	85.464
96	145.521	0.000	154.569	50.059	103.752	22.683	80.649
97	181.755	0.000	164.650	65.077	145.901	29.269	101.112
98	184.677	0.000	167.170	66.078	146.711	35.854	96.899
99	210.391	0.000	199.092	75.088	132.932	51.220	116.159
100	172.404	0.000	161.289	61.072	136.174	26.342	95.094
101	171.235	0.000	153.729	60.071	134.553	29.269	92.686
102	184.677	0.000	157.089	63.074	154.006	29.269	101.112
103	213.898	0.000	181.451	76.090	188.050	49.757	128.196
104	164.806	0.000	172.210	54.064	136.174	23.415	98.705
105	198.703	0.000	194.891	66.078	162.922	34.391	119.168
106	167.144	0.000	157.089	60.071	145.901	30.732	99.909

Anexo 32. Continuación

ID	NaCl	Na ₂ CO ₃	NaHCO ₃	KHCO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	Mg(HCO ₃) ₂	MgSO ₄
	mg L ⁻¹						
107	48.507	0.000	47.043	17.020	38.907	9.512	28.889
108	305.652	0.000	291.497	82.097	194.534	122.197	181.762
109	308.574	0.000	320.899	93.110	259.379	38.781	181.762
110	277.600	0.000	313.338	83.098	181.565	81.221	130.002
111	299.223	0.000	210.012	91.107	210.745	83.416	128.196
112	295.717	0.000	242.774	86.101	196.155	71.708	128.798
113	426.042	0.000	353.661	124.146	282.075	144.149	151.067
114	435.977	0.000	357.021	125.147	275.590	148.539	152.271

115	424.289	0.000	431.785	119.140	269.106	78.294	149.261
116	427.795	0.000	366.261	163.192	308.012	79.026	151.067
117	346.561	0.000	338.540	93.110	226.957	64.391	122.779
118	348.314	0.000	337.700	122.144	229.388	66.586	123.983
119	352.405	0.000	303.258	124.146	236.683	68.782	125.187
120	293.379	0.000	290.657	85.100	201.019	73.172	105.927
121	287.535	0.000	302.418	78.092	198.587	60.001	107.131
122	84.156	0.000	56.283	16.019	66.466	41.708	31.297
123	280.522	0.000	292.337	76.090	194.534	65.855	104.724
124	164.806	0.000	182.291	34.040	115.099	43.903	61.992
125	234.937	0.000	164.650	77.091	196.155	101.709	223.892
126	260.651	0.000	267.136	62.073	194.534	62.196	97.501
127	83.572	0.000	66.364	16.019	69.708	41.708	31.297
128	341.301	0.000	428.425	79.093	231.820	60.733	117.965
129	289.872	0.000	377.182	74.087	178.323	49.757	99.909
130	296.885	0.000	395.663	84.099	171.839	37.318	113.752
131	291.041	0.000	362.061	62.073	178.323	57.074	111.344
132	287.535	0.000	359.541	65.077	160.491	68.782	108.937
133	275.846	0.000	348.620	62.073	155.627	68.050	105.927
134	264.158	0.000	294.017	74.087	170.217	51.952	105.927
135	118.053	0.000	78.125	33.039	100.509	69.513	24.676

Anexo 33. Índices de salinidad y sodicidad del agua del sistema hidrográfico del Valle del Mezquital (primavera 2016)

ID	SE	SP	RASor	RAS _{USDA}	RASaj	RAS°	RASsw	CSR	pHc	IS
	meq L ⁻¹	mmol L ⁻¹			(mmol L ⁻¹) ^{1/2}			meq L ⁻¹		
1	14.520	8.340	12.199	7.491	29.292	9.279	16.727	4.44	7.00	0.37
2	15.260	8.765	13.549	7.962	32.320	9.645	22.836	4.45	7.01	0.69
3	15.130	8.960	12.409	7.788	30.504	9.776	17.599	4.48	6.94	0.42
4	28.590	14.185	23.791	14.118	65.204	17.305	38.082	12.18	6.66	0.60
5	14.910	8.385	12.879	7.584	31.595	9.212	20.132	5.25	6.95	0.56
6	15.980	8.400	14.458	8.921	35.044	11.092	19.718	6.23	6.98	0.36
7	15.870	8.595	13.930	8.891	33.782	11.270	17.344	5.77	6.97	0.25
8	7.820	4.390	9.374	5.572	17.758	6.697	5.009	2.62	7.51	-0.47

117	10.000	6.330	9.989	5.441	21.843	6.361	22.742	2.30	7.21	1.28
118	5.140	3.330	5.805	3.688	10.318	4.541	9.796	0.86	7.62	0.69
119	9.990	7.070	9.314	5.433	20.415	6.524	21.625	1.50	7.21	1.32
120	9.720	6.230	8.911	5.095	19.999	6.075	20.890	1.64	7.16	1.34
121	5.480	3.740	5.314	3.496	10.282	4.420	9.963	0.69	7.47	0.87
122	10.770	6.815	11.829	6.115	23.965	7.002	21.717	2.41	7.37	0.84
123	9.490	6.415	8.306	4.891	18.807	5.907	20.385	1.06	7.14	1.45
124	10.000	5.410	9.701	5.435	21.422	6.424	22.489	2.25	7.19	1.32
125	10.150	5.355	10.278	5.570	22.369	6.499	23.191	2.46	7.22	1.26
126	10.320	7.260	8.830	5.437	20.149	6.714	17.412	1.44	7.12	0.97
127	10.920	6.950	8.443	5.697	20.441	7.476	14.700	2.49	6.98	0.74
128	10.920	6.630	13.611	6.160	26.345	6.805	24.984	2.75	7.46	0.84
129	14.020	9.610	10.442	6.541	26.470	8.208	19.683	2.34	6.86	0.89
130	11.970	7.340	11.214	6.370	25.859	7.588	24.625	2.95	7.09	1.20
131	3.760	2.450	5.985	3.109	8.396	3.498	7.498	0.71	8.00	0.25
132	10.940	7.050	10.273	5.375	23.671	6.209	15.145	2.30	7.10	0.47
133	8.630	5.550	9.177	5.000	18.981	5.830	19.807	1.88	7.33	1.16
134	11.680	7.115	11.152	6.337	25.511	7.548	23.727	3.02	7.11	1.13
135	8.380	5.535	8.581	4.711	18.077	5.513	15.588	1.65	7.29	0.82

Anexo 34. Estimación del PSI del suelo a partir de la RAS y diferentes valores del coeficiente de intercambio iónico (primavera 2016)

ID	PSI estimado con la RAS y diversos valores del coeficiente de intercambio iónico							
	KG ₁	KG ₂	KG ₃	KG ₄	KG ₅	KG ₆	KG ₇	KG ₈
1	8.119	10.872	12.323	12.640	14.597	15.249	15.628	17.091
2	8.938	11.933	13.503	13.846	15.955	16.657	17.063	18.631
3	8.248	11.039	12.509	12.830	14.811	15.471	15.854	17.335
4	14.701	19.219	21.514	22.009	25.001	25.976	26.538	28.676
5	8.534	11.410	12.922	13.252	15.287	15.964	16.357	17.874
6	9.481	12.632	14.280	14.639	16.845	17.577	18.001	19.635
7	9.166	12.227	13.830	14.180	16.330	17.045	17.459	19.055
8	6.358	8.570	9.747	10.006	11.609	12.147	12.460	13.674
9	5.637	7.619	8.678	8.911	10.358	10.845	11.129	12.232

97	3.893	5.295	6.052	6.219	7.265	7.619	7.825	8.633
98	3.833	5.215	5.961	6.126	7.157	7.506	7.710	8.507
99	3.573	4.866	5.565	5.720	6.688	7.015	7.207	7.956
100	4.984	6.753	7.701	7.910	9.212	9.650	9.906	10.903
101	3.767	5.127	5.861	6.024	7.039	7.382	7.583	8.368
102	3.987	5.422	6.196	6.367	7.436	7.797	8.008	8.833
103	3.404	4.639	5.307	5.455	6.381	6.695	6.878	7.596
104	3.300	4.499	5.149	5.293	6.192	6.498	6.676	7.375
105	3.999	5.437	6.214	6.385	7.456	7.818	8.030	8.856
106	4.018	5.462	6.242	6.414	7.490	7.853	8.066	8.896
107	6.920	9.308	10.574	10.852	12.572	13.147	13.482	14.780
108	3.806	5.179	5.921	6.085	7.109	7.456	7.659	8.451
109	5.013	6.790	7.744	7.954	9.262	9.703	9.960	10.962
110	2.929	3.998	4.579	4.707	5.514	5.788	5.948	6.575
111	2.442	3.340	3.829	3.938	4.618	4.850	4.986	5.518
112	4.636	6.288	7.177	7.373	8.594	9.006	9.247	10.185
113	7.850	10.522	11.932	12.240	14.145	14.781	15.150	16.577
114	5.210	7.053	8.040	8.257	9.610	10.065	10.331	11.365
115	3.488	4.752	5.436	5.587	6.533	6.854	7.042	7.775
116	3.452	4.704	5.381	5.531	6.469	6.787	6.972	7.699
117	3.792	5.160	5.899	6.063	7.084	7.430	7.631	8.421
118	2.602	3.557	4.076	4.192	4.914	5.160	5.303	5.867
119	3.787	5.153	5.891	6.054	7.074	7.419	7.621	8.409
120	3.560	4.848	5.545	5.699	6.663	6.990	7.181	7.928
121	2.470	3.378	3.873	3.982	4.670	4.904	5.041	5.579
122	4.242	5.762	6.582	6.762	7.891	8.273	8.496	9.365
123	3.422	4.663	5.335	5.483	6.413	6.729	6.913	7.634
124	3.788	5.155	5.893	6.057	7.077	7.422	7.624	8.413
125	3.879	5.276	6.031	6.198	7.240	7.592	7.798	8.603
126	3.789	5.156	5.895	6.058	7.078	7.424	7.625	8.414
127	3.963	5.390	6.160	6.330	7.392	7.752	7.962	8.782
128	4.272	5.802	6.627	6.809	7.945	8.329	8.553	9.428
129	4.524	6.139	7.008	7.200	8.395	8.799	9.035	9.953
130	4.411	5.989	6.838	7.025	8.194	8.589	8.819	9.719
131	2.203	3.015	3.458	3.557	4.174	4.385	4.508	4.992
132	3.748	5.101	5.832	5.993	7.004	7.346	7.546	8.327
133	3.495	4.762	5.447	5.599	6.547	6.868	7.056	7.791
134	4.389	5.959	6.805	6.991	8.155	8.548	8.778	9.673
135	3.300	4.499	5.149	5.292	6.192	6.498	6.676	7.374

Anexo 34. Continuación

ID	PSI estimado con la RAS_{Al} y diversos valores del coeficiente de intercambio iónico							
	KG ₁	KG ₃	KG ₃	KG ₄	KG ₅	KG ₆	KG ₇	KG ₈
1	17.505	22.656	25.234	25.785	29.099	30.170	30.785	33.111
2	18.971	24.426	27.134	27.712	31.170	32.282	32.920	35.324
3	18.098	23.374	26.006	26.569	29.943	31.031	31.655	34.015
4	32.081	39.469	42.899	43.612	47.742	49.025	49.750	52.424
5	18.625	24.009	26.688	27.260	30.685	31.788	32.420	34.807
6	20.246	25.950	28.763	29.362	32.931	34.076	34.730	37.194
7	19.660	25.252	28.018	28.607	32.127	33.257	33.904	36.341
8	11.397	15.080	16.985	17.398	19.924	20.756	21.237	23.082
9	10.504	13.943	15.732	16.120	18.502	19.289	19.745	21.495
10	5.639	7.622	8.681	8.914	10.362	10.849	11.133	12.236

98	4.813	6.525	7.444	7.647	8.909	9.335	9.584	10.552
99	3.903	5.310	6.069	6.236	7.284	7.639	7.846	8.655
100	5.674	7.667	8.732	8.966	10.422	10.911	11.197	12.306
101	4.467	6.064	6.923	7.112	8.294	8.694	8.927	9.836
102	5.158	6.984	7.962	8.178	9.519	9.970	10.234	11.260
103	4.052	5.509	6.294	6.468	7.552	7.918	8.132	8.969
104	4.063	5.523	6.310	6.484	7.570	7.938	8.152	8.990
105	5.144	6.965	7.941	8.156	9.494	9.945	10.208	11.231
106	5.168	6.996	7.976	8.192	9.535	9.987	10.251	11.278
107	7.338	9.855	11.187	11.479	13.283	13.886	14.237	15.594
108	4.582	6.217	7.096	7.290	8.499	8.907	9.146	10.075
109	6.177	8.332	9.480	9.732	11.296	11.822	12.127	13.315
110	3.617	4.925	5.633	5.789	6.767	7.099	7.292	8.050
111	2.993	4.085	4.678	4.809	5.632	5.911	6.075	6.715
112	5.680	7.676	8.742	8.976	10.433	10.923	11.209	12.319
113	8.315	11.126	12.606	12.930	14.923	15.588	15.973	17.462
114	5.980	8.071	9.187	9.432	10.954	11.465	11.763	12.920
115	4.198	5.704	6.516	6.695	7.813	8.192	8.412	9.274
116	4.109	5.585	6.381	6.557	7.654	8.025	8.242	9.089
117	4.405	5.981	6.829	7.016	8.183	8.578	8.808	9.706
118	3.185	4.344	4.972	5.111	5.982	6.277	6.450	7.127
119	4.513	6.125	6.992	7.183	8.376	8.779	9.014	9.931
120	4.215	5.727	6.542	6.722	7.844	8.224	8.445	9.310
121	3.103	4.233	4.846	4.982	5.832	6.121	6.290	6.951
122	4.827	6.544	7.465	7.668	8.934	9.361	9.610	10.580
123	4.104	5.578	6.373	6.548	7.644	8.015	8.231	9.077
124	4.447	6.037	6.892	7.081	8.258	8.656	8.888	9.793
125	4.496	6.102	6.966	7.157	8.346	8.747	8.982	9.896
126	4.638	6.292	7.181	7.377	8.599	9.011	9.252	10.190
127	5.138	6.956	7.931	8.146	9.482	9.932	10.195	11.217
128	4.698	6.371	7.271	7.469	8.705	9.122	9.365	10.314
129	5.612	7.585	8.640	8.872	10.314	10.799	11.082	12.181
130	5.211	7.053	8.040	8.258	9.611	10.066	10.332	11.366
131	2.471	3.379	3.874	3.983	4.672	4.906	5.043	5.581
132	4.304	5.846	6.677	6.860	8.004	8.390	8.616	9.497
133	4.052	5.509	6.295	6.468	7.552	7.919	8.133	8.969
134	5.184	7.018	8.001	8.217	9.564	10.018	10.282	11.312
135	3.840	5.225	5.973	6.138	7.170	7.520	7.724	8.522

Anexo 34. Continuación

ID	PSI estimado con RAS _{sw} y diversos valores del coeficiente de intercambio iónico							
	KG ₁	KG ₃	KG ₃	KG ₄	KG ₅	KG ₆	KG ₇	KG ₈
1	10.808	14.330	16.159	16.556	18.987	19.790	20.254	22.038
2	14.194	18.590	20.830	21.313	24.240	25.196	25.746	27.845
3	11.307	14.965	16.859	17.270	19.781	20.609	21.087	22.923
4	21.622	27.579	30.497	31.116	34.793	35.968	36.638	39.156
5	12.728	16.758	18.829	19.276	22.002	22.896	23.412	25.385
6	12.498	16.470	18.513	18.955	21.647	22.531	23.041	24.993
7	11.162	14.781	16.656	17.063	19.551	20.371	20.846	22.667
8	3.502	4.770	5.457	5.609	6.559	6.881	7.069	7.805
9	5.181	7.014	7.996	8.212	9.559	10.012	10.277	11.306
10	4.202	5.710	6.522	6.702	7.821	8.200	8.421	9.284

125	14.383	18.825	21.086	21.574	24.525	25.488	26.043	28.156
126	11.200	14.830	16.710	17.118	19.612	20.434	20.910	22.735
127	9.624	12.816	14.484	14.847	17.079	17.818	18.247	19.898
128	15.325	19.990	22.352	22.860	25.929	26.928	27.502	29.687
129	12.479	16.446	18.486	18.928	21.617	22.500	23.010	24.960
130	15.138	19.759	22.102	22.606	25.652	26.644	27.215	29.386
131	5.152	6.975	7.952	8.167	9.507	9.958	10.221	11.246
132	9.886	13.153	14.857	15.228	17.505	18.259	18.696	20.378
133	12.548	16.533	18.581	19.025	21.724	22.610	23.122	25.078
134	14.667	19.177	21.469	21.963	24.950	25.924	26.485	28.620
135	10.146	13.486	15.226	15.605	17.926	18.694	19.139	20.850

Anexo 35. Concentración de boro, fosfato, nitrato y silicio en las aguas que riegan el Valle del Mezquital (primavera 2016)

ID	B ³⁺	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	SiO ₂
	mg L ⁻¹			
1	1.234	24.398	16.078	73.503
2	0.634	23.325	33.570	83.805
3	1.348	21.867	29.737	74.220
4	0.741	21.014	3.978	86.214
5	1.461	20.574	36.805	84.574
6	1.348	21.675	32.253	70.478
7	1.308	22.307	27.820	71.042
8	0.401	20.657	21.829	65.250
9	0.361	20.464	24.465	64.943
10	0.141	6.491	19.673	40.193
11	1.381	22.720	23.507	73.913
12	1.294	23.050	23.507	76.065
13	1.388	23.765	18.954	72.939
14	1.881	20.354	46.270	78.218
15	1.294	22.610	12.724	70.273
16	1.301	22.665	2.180	73.349
17	1.401	23.380	153.380	75.040
18	1.401	23.050	152.421	75.040
19	1.354	22.032	134.570	76.322
20	0.000	0.633	6.613	37.288
21	0.961	22.225	90.600	67.300
22	0.361	4.181	16.198	35.684
23	0.974	21.592	99.585	61.406
24	0.861	22.417	91.199	61.662
25	0.988	22.775	104.737	62.482
26	1.354	22.280	154.578	76.270

Anexo 35. Continuación

ID	B ³⁺	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	SiO ₂
	mg L ⁻¹			
27	1.001	22.307	136.127	64.020
28	1.068	22.060	110.608	69.197
29	1.088	23.077	132.054	66.173
30	1.088	23.380	146.431	67.147
31	0.834	22.940	134.091	63.097
32	0.914	21.812	125.105	62.944
33	1.108	21.235	131.335	63.200
34	0.308	3.603	14.521	36.464
35	1.028	24.810	86.886	63.302
36	1.028	24.123	110.248	63.251
37	1.228	23.930	125.344	65.148

38	1.201	20.794	98.387	72.016
39	1.154	21.400	91.678	71.606
40	0.888	23.655	68.076	61.098
41	0.828	17.301	91.199	58.484
42	1.148	24.618	130.856	69.146
43	0.881	17.686	88.443	61.098
44	0.888	16.861	106.894	71.555
45	0.888	18.786	87.604	69.402
46	1.248	21.427	136.487	64.789
47	0.874	20.822	94.434	67.505
48	0.374	7.041	21.949	43.618
49	0.901	17.686	103.180	60.073
50	0.954	19.419	98.028	69.915
51	0.734	20.107	97.189	67.916
52	0.114	1.623	3.978	36.074
53	1.088	14.083	70.951	74.989
54	1.141	9.792	26.262	31.088
55	0.528	15.486	53.219	40.323
56	0.281	23.215	73.347	70.017
57	1.054	7.207	41.478	65.660
58	1.081	26.103	128.459	65.711
59	0.788	0.000	64.601	78.885
60	0.821	19.997	97.189	67.147
61	1.494	25.113	98.867	66.224
62	0.561	11.415	49.266	44.269
63	0.528	2.118	41.478	72.426
64	0.201	0.138	70.352	68.787
65	0.581	12.598	51.182	40.540
66	0.861	21.702	97.788	61.816
67	0.828	17.164	94.194	70.068
68	0.841	18.319	97.549	59.817
69	1.141	6.959	58.131	68.992
70	0.728	3.328	64.002	72.529
71	0.828	8.719	61.965	68.838
72	0.728	3.741	61.007	68.377
73	0.694	3.163	64.841	71.709
74	0.808	5.639	61.845	68.377
75	0.728	3.493	59.809	59.714
76	1.028	6.491	66.159	72.426
77	0.568	2.696	73.587	64.481
78	0.661	4.016	60.168	79.910
79	1.021	0.055	65.320	79.653
80	0.614	12.653	13.443	37.201
81	0.648	2.393	49.385	62.892
82	0.588	17.109	27.101	41.060
83	0.621	12.763	14.521	37.982
84	0.734	8.389	12.724	46.436

Anexo 35. Continuación

ID	B ³⁺	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	SiO ₂
	mg L ⁻¹			
85	0.894	4.153	61.366	83.959
86	0.448	0.083	44.952	85.292
87	0.388	0.028	41.358	84.523
88	0.594	11.112	27.101	34.209
89	0.581	14.055	60.288	44.225
90	0.621	13.038	13.083	33.819
91	0.781	2.613	58.970	68.838
92	0.814	2.998	55.855	76.527
93	0.708	17.301	16.438	46.610
94	1.048	3.163	55.376	87.137
95	0.614	13.038	17.756	37.938

96	0.748	2.916	52.021	69.863
97	0.661	2.806	56.454	66.429
98	0.841	3.273	63.523	69.197
99	0.614	2.723	57.652	67.505
100	0.608	1.293	52.381	61.457
101	0.621	3.081	55.496	86.266
102	0.708	2.558	56.454	86.624
103	0.541	3.026	54.657	66.890
104	0.614	2.393	51.901	65.865
105	0.774	2.586	55.855	69.453
106	0.668	3.026	51.901	68.787
107	0.708	0.028	46.390	64.584
108	0.574	4.786	54.298	70.120
109	0.794	0.605	177.342	71.862
110	0.621	13.670	17.157	32.562
111	0.148	2.833	10.327	62.790
112	0.688	1.403	62.205	75.399
113	1.568	1.980	50.943	67.916
114	0.668	3.328	60.288	62.123
115	0.588	4.621	61.127	59.151
116	0.621	4.979	58.131	83.344
117	0.728	4.869	55.615	79.653
118	0.201	2.310	10.327	67.659
119	0.581	4.814	51.901	67.916
120	0.568	3.191	55.376	85.753
121	0.268	2.393	14.521	68.326
122	0.668	4.841	53.219	70.581
123	0.674	4.483	56.574	87.137
124	0.774	3.466	49.146	84.369
125	0.768	5.116	54.417	81.755
126	0.608	5.529	55.496	67.864
127	1.088	22.582	145.113	67.300
128	0.554	4.841	55.855	69.658
129	0.654	2.118	79.338	66.019
130	0.768	2.586	57.892	81.755
131	0.108	0.083	9.728	84.625
132	0.608	0.110	22.189	91.032
133	0.668	7.812	12.364	58.587
134	0.714	2.641	50.464	74.989
135	0.634	7.674	13.682	60.329

Anexo 36. Estimación del aporte de nutrientes del agua residual de Valle del Mezquital (primavera 2016)

ID	kg / ha para 1 m. de lámina de riego				
	N	P	K	Ca	Mg
1	36.320	79.570	629.542	448.896	449.772
2	75.833	76.072	512.236	424.848	488.671
3	67.173	71.317	523.967	494.988	461.928
4	8.985	68.536	531.787	525.048	585.919
5	83.141	67.101	500.506	448.896	512.983
6	72.856	70.689	469.224	418.836	413.304
7	62.843	72.753	492.685	440.880	388.992
8	49.311	67.370	242.432	236.472	262.570
9	55.265	66.742	250.253	280.560	277.157

10	44.439	21.171	191.600	192.384	209.083
11	53.100	74.098	461.404	440.880	500.827
12	53.100	75.175	473.134	436.872	478.946
13	42.815	77.507	602.171	436.872	481.378
14	104.521	66.383	484.865	320.640	388.992
15	28.742	73.739	609.991	432.864	476.515
16	4.925	73.919	590.440	428.856	469.222
17	346.474	76.251	465.314	665.328	500.827
18	344.309	75.175	637.363	761.520	503.258
19	303.983	71.855	484.865	697.392	629.681
20	14.939	2.063	129.037	248.496	184.771
21	204.658	72.483	355.828	521.040	443.694
22	36.590	13.635	62.563	172.344	145.872
23	224.956	70.420	304.996	490.980	374.405
24	206.011	73.111	336.277	484.968	437.616
25	236.594	74.278	297.175	480.960	367.111
26	349.180	72.663	488.775	681.360	624.818
27	307.502	72.753	289.355	509.016	427.891
28	249.855	71.945	324.547	448.896	444.910
29	298.300	75.264	477.044	567.132	415.735
30	330.777	76.251	484.865	585.168	432.754
31	302.901	74.816	332.367	496.992	379.267
32	282.603	71.138	242.432	480.960	340.368
33	296.676	69.254	277.624	492.984	415.735
34	32.801	11.752	62.563	164.328	145.872
35	196.268	80.916	328.457	424.848	340.368
36	249.043	78.673	289.355	440.880	330.643
37	283.144	78.045	308.906	573.144	388.992
38	222.250	67.819	320.636	480.960	627.250
39	207.094	69.792	363.649	641.280	500.827
40	153.778	77.148	242.432	404.808	388.992
41	206.011	56.426	301.085	484.968	680.736
42	295.593	80.288	273.714	444.888	459.497
43	199.787	57.682	254.163	396.792	381.698
44	241.465	54.991	242.432	384.768	371.974
45	197.892	61.270	289.355	420.840	342.799
46	308.314	69.882	277.624	537.072	442.478
47	213.319	67.908	230.702	480.960	381.698
48	49.581	22.965	132.947	284.568	223.670
49	233.075	57.682	250.253	462.924	391.423
50	221.438	63.333	242.432	448.896	365.896
51	219.543	65.576	238.522	440.880	362.249
52	8.985	5.293	66.473	96.192	82.661
53	160.273	45.930	297.175	597.192	437.616
54	59.324	31.936	258.073	402.804	335.506
55	120.218	50.505	234.612	332.664	265.001
56	165.686	75.713	297.175	733.464	705.048

Anexo 36. Continuación

ID	kg / ha para 1 m. de lámina de riego				
	N	P	K	Ca	Mg
57	93.696	23.503	265.894	761.520	583.488
58	290.181	85.132	265.894	531.060	446.125
59	145.929	0.000	289.355	452.904	520.277
60	219.543	65.217	234.612	404.808	384.130
61	223.332	81.903	277.624	521.040	437.616
62	111.287	37.228	234.612	360.720	282.019
63	93.696	6.907	238.522	492.984	359.818
64	158.920	0.449	297.175	585.168	488.671
65	115.617	41.086	211.151	336.672	267.432
66	220.897	70.779	242.432	404.808	450.988

67	212.777	55.977	246.343	440.880	344.015
68	220.355	59.745	242.432	472.944	340.368
69	131.315	22.696	226.792	521.040	610.231
70	144.576	10.855	238.522	476.952	577.410
71	139.975	28.437	269.804	561.120	510.552
72	137.810	12.200	234.612	480.960	583.488
73	146.470	10.316	254.163	440.880	632.112
74	139.704	18.390	277.624	531.060	619.956
75	135.104	11.393	242.432	521.040	607.800
76	149.448	21.171	281.534	601.200	591.997
77	166.227	8.791	254.163	537.072	437.616
78	135.916	13.097	273.714	480.960	423.029
79	147.553	0.179	265.894	521.040	464.359
80	30.366	41.265	246.343	380.760	291.744
81	111.558	7.805	238.522	352.704	511.768
82	61.219	55.798	230.702	266.532	233.395
83	32.801	41.624	203.330	280.560	252.845
84	28.742	27.361	297.175	464.928	388.992
85	138.622	13.546	281.534	511.020	396.286
86	101.544	0.269	269.804	434.868	371.974
87	93.425	0.090	258.073	430.860	380.483
88	61.219	36.242	211.151	204.408	233.395
89	136.186	45.840	254.163	320.640	284.450
90	29.554	42.521	258.073	362.724	284.450
91	133.209	8.522	258.073	501.000	379.267
92	126.172	9.778	277.624	456.912	512.983
93	37.132	56.426	293.265	328.656	367.111
94	125.090	10.316	250.253	436.872	502.043
95	40.109	42.521	254.163	360.720	283.235
96	117.512	9.509	277.624	428.856	461.928
97	127.526	9.150	281.534	422.844	469.222
98	143.493	10.675	273.714	509.016	437.616
99	130.232	8.881	277.624	240.480	632.112
100	118.324	4.216	230.702	364.728	619.956
101	125.361	10.047	273.714	396.792	488.671
102	127.526	8.343	246.343	529.056	386.561
103	123.466	9.868	269.804	444.888	534.864
104	117.241	7.805	281.534	525.048	510.552
105	126.172	8.432	242.432	496.992	371.974
106	117.241	9.868	238.522	501.000	375.620
107	104.792	0.090	664.734	216.432	888.604
108	122.654	15.609	304.996	416.832	459.497
109	400.602	1.974	316.726	641.280	632.112
110	38.756	44.584	207.241	304.608	267.432
111	23.329	9.240	195.510	256.512	226.102
112	140.516	4.575	320.636	621.240	632.112
113	115.076	6.459	625.632	204.408	838.764

Anexo 36. Continuación

kg / ha para 1 m. de lámina de riego					
ID	N	P	K	Ca	Mg
114	136.186	10.855	281.534	372.744	595.644
115	138.081	15.071	242.432	456.912	510.552
116	131.315	16.237	273.714	428.856	517.846
117	125.631	15.878	277.624	346.692	498.396
118	23.329	7.535	179.869	260.520	233.395
119	117.241	15.699	301.085	392.784	461.928
120	125.090	10.406	281.534	408.816	510.552
121	32.801	7.805	238.522	336.672	267.432
122	120.218	15.788	453.583	264.528	440.047
123	127.796	14.622	273.714	448.896	512.983

124	111.017	11.303	281.534	366.732	486.240
125	122.925	16.686	285.445	336.672	491.102
126	125.361	18.031	316.726	464.928	461.928
127	327.800	73.650	363.649	561.120	407.226
128	126.172	15.788	469.224	204.408	481.378
129	179.218	6.907	398.840	621.240	583.488
130	130.773	8.432	273.714	404.808	515.414
131	21.976	0.269	105.575	136.272	223.670
132	50.122	0.359	301.085	392.784	632.112
133	27.930	25.477	246.343	304.608	437.616
134	113.994	8.612	250.253	392.784	499.612
135	30.907	25.028	238.522	328.656	461.928
